

Los bosques de quebrada de la costa maulina: evaluación espacial y vegetal en un contexto de impactos antrópicos

Ravine forests of the of the Maule coast:
spatial and vegetational evaluation in a context of anthropic impacts

Ursula Doll ^{**} , Luis Soto-Cerda ^{a,b,d} , Justo Rebolledo ^c, Francisco Peña ^c,
Christian Valdés-Reyes ^c, Cristopher Acuña ^c, Matías Cabrera ^c

* Autor de correspondencia: ^a Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Agrarias,
Centro de Plantas Nativas de Chile, Talca, Chile, tel.: 56 712200372, udoll@utalca.cl

^b Universidad Autónoma de Chile, Facultad de Arquitectura, Construcción y Medio Ambiente,
Construction Multidisciplinary Research Group (Construction MRG), Talca, Chile.

^c Universidad de Talca, Escuela de Ingeniería Forestal, Talca, Chile.

^d Universidad de Alicante, Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales /
Centro Iberoamericano de la Biodiversidad (CIBIO), San Vicente del Raspeig, Alicante, España.

SUMMARY

In the coastal mountain range of the Maule region, 23 ravine rain forests dominated by canelo (*Drimys winteri*) and various native myrtaceae species were described in phytosociological terms in a study published in 1988. In this study, 20 of these forests were located again thirty years later to document their current situation in a context of successive anthropogenic impacts and climate change. The objectives of this study are to characterize changes in plant composition using the modified Braun-Blanquet phytosociological method, evaluate changes in soil occupation through comparative analysis of Landsat images from 1987, 2003 and 2017, and examine the natural regeneration of woody species inside and outside ravine forests. The results showed that between 1987 and 2017, the area occupied by native forest in the study area was reduced by 72 %. The importance and presence of representative species, such as *Drimys winteri* and *Blechnum chilense* reported in the original inventories, decreased, and sclerophyllous species, like *Lithrea caustica* and *Cryptocarya alba*, entered, along with introduced species, like *Pinus radiata* and *Teline monspessulana*. The regeneration of native trees and native creeping and climbing species was higher inside the ravine forests, while the germination of native shrubs was higher at their edges. The modification of the surrounding matrix of forests due to increased anthropic pressure and an advance of stressful conditions explains the observed changes.

Keywords: hygrophilous forests, spatial evolution, plant composition, natural regeneration, climatic change

RESUMEN

En la cordillera de la costa de la región del Maule, 23 bosques higrófilos de quebrada dominados por canelo (*Drimys winteri*) y diversas especies nativas de mirtáceas fueron descritos en términos fitosociológicos en un estudio publicado en 1988. En este estudio, 20 de esos bosques fueron localizados nuevamente treinta años después para documentar su situación actual en un contexto de sucesivos impactos antrópicos. Los objetivos de este estudio son caracterizar los cambios en la composición vegetal utilizando el método fitosociológico de Braun-Blanquet modificado, evaluar los cambios en la ocupación del suelo mediante el análisis comparativo de imágenes Landsat de 1987, 2003 y 2017, y examinar la regeneración natural de especies leñosas dentro y fuera de los bosques de quebrada. Los resultados mostraron que entre 1987 y 2017 la superficie ocupada por bosque nativo en el área comprendida en el estudio se redujo en un 72 %. En los bosques higrófilos de quebrada disminuyó la importancia y presencia de las especies representativas reportadas en los inventarios originales, como *Drimys winteri* y *Blechnum chilense*, e ingresaron especies de carácter esclerófilo, como *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba*, y especies introducidas, como *Pinus radiata* y *Teline monspessulana*. La regeneración de árboles nativos y de especies enredaderas y trepadoras nativas fue mayor al interior de los bosques de quebrada, mientras que la germinación de arbustos nativos fue mayor en el borde de estos. La modificación de la matriz circundante de los bosques debido al aumento de la presión antrópica y un avance de las condiciones estresantes explican los cambios observados.

Palabras clave: bosques higrófilos, evolución espacial, composición vegetal, regeneración natural, cambio climático

INTRODUCCIÓN

Uno de los “hotspots” con prioridad de conservación definidos a nivel mundial por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Mittermeier *et al.* 2011), abarca el centro-sur de Chile, entre las ciudades de Coquimbo y Valdivia. Allí, la cordillera de la costa de la Región del Maule inserta en la zona de transición entre las regiones fitogeográficas templada y mediterránea de Chile, es poblada por el así denominado “bosque maulino”, integrado principalmente por *Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst. y *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser. Este bosque se destaca por contener un gran número de endemismos y especies con problemas de conservación. Pequeñas cuencas intramontaña y valles que disectan perpendicularmente la cordillera de la costa, modulan las condiciones climáticas facilitando el desarrollo de enclaves biogeográficos azonales (Villagrán y Armesto 2005). Esto implica que, dependiendo de la topografía y la profundidad de las napas freáticas, algunas de estas quebradas presentan condiciones edáficas y de microhábitat locales que favorecen el desarrollo de una vegetación boscosa, higrófila y siempreverde, dominada por el canelo (*Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst.) y varias especies de Myrtaceae (San Martín *et al.* 1988).

El cambio de cobertura de suelo en la región del Maule ha sido un proceso progresivo en el tiempo, estimándose que, a mediados del siglo XVI, habrían existido alrededor de 1,7 millones de hectáreas de bosque nativo, superficie que se redujo a 364 mil ha al año 2007, con un fuerte aumento del grado de fragmentación de esta (Lara *et al.* 2012). En un principio la principal causa de transformación del paisaje fue la habilitación de terrenos para la agricultura, mientras que posteriormente, la pérdida de bosque nativo responde esencialmente a la expansión de las plantaciones forestales con especies exóticas, incentivadas por un subsidio estatal (Aguayo *et al.* 2009, Nahuelhual *et al.* 2012, Pendrill y Persson 2017). Entre los ríos Maule y Cobquecura de la cordillera de la costa, se perdieron 80 mil hectáreas de bosque nativo entre los años 1975 y 2000 (Echeverría *et al.* 2006). En las regiones del Maule y Biobío, el 16,3 % de los bosques existentes en 1986 fueron reemplazados por plantaciones hacia el año 2011 (Heilmayr *et al.* 2016). Actualmente, los remanentes de bosque nativo se encuentran restringidos a sectores de difícil acceso, fuertes pendientes, o al interior de áreas silvestres protegidas (Becerra y Simonetti 2020). Mientras que más al sur en la región de Los Ríos se observa regeneración de bosque nativo a partir de matorrales y áreas agro-pastoriles (Zamorano-Elgueta *et al.* 2015), condiciones ambientales más secas, menor capacidad de regeneración de las especies y presiones antrópicas, frenan tal tendencia en la zona central.

La pérdida de bosque nativo y su fragmentación alteran los procesos ecológicos, modificando el hábitat de las especies (Armenteras *et al.* 2006), lo que se traduce

en pérdidas de biodiversidad, afectándose principalmente las especies amenazadas (Altamirano *et al.* 2007, Gomes *et al.* 2019). El tamaño, forma, borde y el distanciamiento entre fragmentos, impacta diferencialmente a la fauna que vive dentro del bosque (Slattery y Fenner 2021). En bosques estacionalmente secos del Ecuador, las tasas anuales de pérdida de superficie de diferentes especies arbóreas serían significativamente más altas debido a la deforestación que las atribuidas al cambio climático, afectando este último la distribución espacial de la mismas (Manchego *et al.* 2017).

Los bosques higrófilos de quebrada de la costa maulina, insertos en una matriz de plantaciones de especies exóticas y restos de bosque nativo, no escapan a la tendencia general. Estos bosques, descritos por primera vez hace más de tres décadas (San Martín *et al.* 1988, Troncoso y San Martín 1988), son refugio de numerosas especies de flora y fauna con problemas de conservación. Al igual que bosques azonales ribereños y de galería que, al contar con una mayor oferta hídrica que su entorno muestran una abundante proliferación de la vegetación, cumplen importantes funciones ecosistémicas, como ser refugios de biodiversidad, además de contribuir a la conservación del suelo y la regulación del microclima y del flujo hídrico (Pérez-Corona *et al.* 2021, Cuéllar-Cardozo *et al.* 2022). En este contexto el presente trabajo pretende evaluar el estado actual de la vegetación y la capacidad de perpetuación de los bosques de quebrada de la costa maulina descritos originalmente en 1988.

MÉTODOS

Los 23 bosques de quebrada descritos por San Martín *et al.* (1988) en la cordillera de la costa de la Región del Maule, entre el río Mataquito (provincia de Curicó) y la localidad de Tregualemu (provincia de Cauquenes), fueron ubicados nuevamente. Sin embargo, por su cercanía (distantes a menos de 1 km), los sectores Quebrada Nini y La Piragua, fueron considerados como un solo sector: Nini-Piragua. Por otro lado, en el Sector Pangalillo y en Camino Chovellén, no se encontraron evidencias de vegetación nativa higrófila. Por lo tanto, el presente estudio se centró en 20 de los 23 bosques de quebrada de la costa maulina (cuadro 1).

Evolución espacial. Para evaluar los cambios en la ocupación del suelo por parte de los bosques de quebrada costeros, se utilizaron imágenes Landsat capturadas durante los meses de diciembre y febrero de los años 1987, 2003 y 2017, provenientes de la plataforma digital del United States Geological Survey (USGS, s.f. a, b, c). Estas imágenes multispectrales obtenidas por los satélites Landsat 5 (TM), Landsat 7 (ETM+) y Landsat 8 (OLI) respectivamente, poseen una resolución espacial de 30 metros, que supera el ancho actual de la mayoría de los bosques objetivo (cuadro 1). Por lo tanto, para evaluar los cambios de

uso de suelo, se utilizaron áreas circulares de un kilómetro de diámetro centradas en las coordenadas de cada quebrada. Adicionalmente se empleó el Modelo de Elevación provisto por Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), disponible en servidores del USGS (USGS s.f.).

Por su cercanía a las quebradas Paso Mora y R.N. Los Ruiles respectivamente, las quebradas La Aguada y Los Tepúes no fueron incluidas individualmente en este análisis, ya que su área de influencia se superpone con dichas quebradas.

En cada imagen se seleccionaron seis bandas, excluyendo la banda 6 (térmica) en las imágenes de 1987 y 2003 y la banda 1 (costera aerosoles) en la de 2017, utilizándolas en las etapas de pre-procesamientos y clasificación.

Para corregir la calidad visual de las imágenes afectadas por la interacción entre el sensor y la atmósfera, se utilizó el método DOS1 [ecuación 1] implementado en

la herramienta Semi-Automatic Classification Plugin de QGIS (2016). Este hace uso del modelo de Substracción del Objeto Oscuro (DOS1) transformando la radiancia original captada por el sensor en reflectancia de la superficie terrestre (Congedo 2017).

$$\rho = \frac{[\pi * (L_{\lambda} - L_p)]}{ESUN_{\lambda} * \cos \theta_s} \quad [1]$$

donde,

θ_s = ángulo solar cenital.

ρ = reflectancia en la superficie terrestre.

L_p = radiancia de la trayectoria [$W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$].

L_{λ} = radiancia en el satélite para una banda dada [$W m^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$].

$ESUN_{\lambda}$ = irradiancia solar en una superficie perpendicular a los rayos del sol, fuera de la atmósfera [$W m^{-2} \mu m^{-1}$].

Cuadro 1. Ubicación de las quebradas costeras de la región del Maule exploradas, ancho promedio del bosque higrófilo de la quebrada y ocupación actual de su matriz circundante.

Location of the explored coastal ravines of the Maule region, average width of the hygrophilous forests and current occupation of their surrounding matrix.

	Coordenadas		Ancho máximo del bosque de quebrada [m]	Matriz actual*
	Sur	Oeste		
Nini-Piragua	35° 06' 37"	72° 05' 10"	28	<i>Pinus radiata</i>
Los Cruceros	35° 09' 24"	72° 05' 15"	18	<i>P. radiata</i>
Carrizal de Putú**	35° 15' 01"	72° 14' 28"	18	Pl., pastizales, restos B.N., G.
Loma Limpia**	35° 16' 17"	72° 09' 09"	20	<i>P. radiata</i>
Agua Buena**	35° 17' 05"	72° 09' 35"	28	<i>P. radiata</i> cosechado y quemado
Costa Azul	35° 21' 20"	72° 26' 25"	15	<i>P. radiata</i> y <i>Eucalyptus</i> sp.
Camino Toconey	35° 21' 03"	71° 53' 12"	18	<i>P. radiata</i> y <i>Eucalyptus</i> sp., camino
Manquimávida**	35° 22' 22"	72° 06' 11"	22	<i>P. radiata</i>
Los Coihues	35° 26' 28"	72° 20' 02"	26	<i>Eucalyptus</i> sp., <i>Nothofagus glauca</i> , G.
Pellines**	35° 32' 28"	72° 17' 04"	30	<i>P. radiata</i> cosechado, vega
Empedrado**	35° 35' 40"	72° 19' 56"		<i>P. radiata</i> , bosque esclerófilo
Porvenir**	35° 40' 45"	72° 20' 28"	18	<i>P. radiata</i>
La Matanza	35° 49' 46"	72° 27' 02"	18	<i>P. radiata</i>
La Aguada	35° 49' 56"	72° 28' 04"	38	<i>N. glauca</i> , <i>Eucalyptus</i> sp.
R.N. Los Ruiles	35° 49' 59"	72° 30' 35"	19	bosque de <i>N. glauca</i>
Paso Mora	35° 50' 30"	72° 28' 30"	168	<i>P. radiata</i>
Los Tepúes	35° 49' 53"	72° 29' 07"	18	<i>P. radiata</i>
Curanilahue	35° 54' 22"	72° 27' 01"	21	<i>P. radiata</i> , actividad agrícola
Canelillos	35° 58' 10"	72° 39' 19"	85	bosque de <i>N. glauca</i>
R.N. Los Queules	35° 58' 45"	72° 41' 21"	134	Bosque nativo

* B.N.: bosque nativo; G.: ganadería

** Quebradas afectadas por incendios forestales ocurridos durante el verano 2017.

Para reducir el efecto del sombreado debido al relieve, se utilizó el método del Coseno (Civco 1989) que hace uso de un Modelo Digital de Terreno para calcular el ángulo de la iluminación de la escena, apoyándose en la posición del sol proveniente de los metadatos de cada imagen (elevación y ángulo acimutal solar). Con el ángulo de iluminación de la escena, el método calcula la reflectancia en terreno horizontal.

Posteriormente se realizó una clasificación supervisada, definiendo las categorías de interés según el Catastro Vegetacional de CONAF (2017) y las propuestas por la metodología CORINE (EEA 1995), imponiendo cuatro clases: bosque nativo, plantación, suelo desnudo y agua. Como fuente de apoyo referencial se utilizaron además imágenes de mayor resolución espacial, como Google Earth (Miranda *et al.* 2015). Cuando la información espectral que proporcionaron las imágenes no fue suficiente para lograr una adecuada separabilidad de las cubiertas, se incorporó información geográfica auxiliar desde el modelo digital de elevación (Farr *et al.* 2007).

En la fase de entrenamiento se emplearon alrededor de 30 áreas, disponiendo de una serie de algoritmos (máxima probabilidad, mínima distancia, paralelepípedo, entre otros) que permitieron la asignación de los píxeles de la imagen a cada una de las categorías establecidas (Jensen 2007). En la fase de asignación, se empleó el clasificador de Máxima Verosimilitud implementado en QGIS (2016). Este algoritmo asigna cada píxel a una determinada clase, sí y solo sí la probabilidad condicional de pertenecer a ella es mayor a la comparada con la del resto de las categorías (Chuvieco 2010) [ecuación 2].

$$p(x/A) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_A^2}} \exp\left(-\frac{(ND_x - \underline{ND}_A)^2}{2\sigma_A^2}\right) \quad [2]$$

donde,

$p(x/A)$ = Probabilidad del píxel x de pertenecer a la clase A .
 ND_x = Nivel digital del píxel x .
 \underline{ND}_A = Media de la clase A .
 σ_A^2 = Varianza de la clase A .

Finalmente se construyeron matrices de transición multitemporales a nivel general (incluyendo todas las quebradas en su conjunto) y a nivel de quebrada para identificar los cambios de cobertura a través del tiempo.

Caracterización de la flora vascular. En cada bosque de quebrada, durante primavera y verano 2017 a 2018, se realizaron inventarios vegetacionales mediante el método fitosociológico de Braun-Blanquet modificado (Knapp 1984), con el fin de contar con un catálogo actualizado de la diversidad de especies y cotejar la información resultante con los inventarios florísticos realizados hace tres décadas. Para los relevamientos vegetacionales se marcaron áreas muestrales de 144 m² (12 x 12 m), dependiendo el

número de inventarios en cada bosque del tamaño del mismo y de su uniformidad fisonómica (cuadro 3). No fue posible acceder a las quebradas Los Cruceros y Empedrado para realizar los inventarios florísticos. En el primer caso por estar la quebrada completamente invadida por mora (*Rubus ulmifolius* Schott.) y en el segundo caso por no obtener el permiso para acceder al sitio.

La nomenclatura de las especies se basó en Rodríguez *et al.* (2009), Rodríguez *et al.* (2018) y el Catálogo de Plantas Vasculares del Cono Sur del Instituto Darwinion (IBODA 2023). En el texto se denominan especies “nativas” a las especies originarias de Sudamérica, “endémicas” a las especies originarias de Chile e “introducidas” a las que no corresponden a alguna de las categorías anteriores.

Evaluación de cambios en la composición vegetal. Los resultados del inventario vegetacional fueron contrastados con la información de los censos realizados en la década de 1980 para identificar cambios en la estructura y composición de los bosques de quebrada a través del tiempo.

A tal fin, se confeccionó una tabla fitosociológica inicial con los 40 censos, que contenía las 168 especies encontradas en los mismos. Se calculó las frecuencias y coberturas relativas de cada especie en cada censo (Wikum y Shanholtzer 1978). Para ello se llevó a 100 la suma de las frecuencias absolutas de todas las especies (total de censos en que está presente cada especie) y se determinó el porcentaje del total que le corresponde a cada una. Del mismo modo se calculó la cobertura relativa de cada especie, como porcentaje con base en la suma de las coberturas de todas las especies en todos los censos. Sumando la frecuencia relativa con la cobertura relativa de cada especie se obtuvo su valor de importancia (Ramírez *et al.* 1997).

Se calculó el grado de asociación de todas las especies con canelo (*Drimys winteri*) mediante el coeficiente de comunidad (cc) de Ellenberg (1956).

$$cc = \frac{Mc \div 2}{Ma + Mb + Mc \div 2} \quad [3]$$

donde,

Ma es la suma de la cobertura de canelo en los censos donde no se encuentra la especie comparada.

Mb es la suma de las coberturas de la especie comparada en los censos donde no está canelo.

Mc es la suma de las coberturas de las dos especies, en los censos donde crecen juntas.

Los resultados se expresaron en porcentaje, agrupándolos por clases (Sáiz 1980).

Para determinar la afinidad florística entre los censos, se calculó el índice de similitud de Jaccard (I_j), comparando cada censo con el censo 1 realizado en la Reserva Nacional los Queules, que por su difícil accesibilidad, presenta la menor intervención antrópica:

$$I_j = \frac{C}{a + b + C} \quad [4]$$

donde, a y b son el número de especies exclusivas de cada censo. C es el número de especies compartidas.

Con la información aportada por los censos fitosociológicos se calcularon índices de biocalidad para cada sitio. El índice de endemismos (IE) corresponde al porcentaje de especies endémicas sobre el total de especies presentes en cada sitio. El índice de invasoras (EI) corresponde al porcentaje de especies introducidas (exóticas) sobre el total de especies censadas en cada sitio. Valores de IE superiores al 30 % en conjunto con valores EI inferiores a 10 %, se consideraron sitios en buen estado de conservación.

De acuerdo con la presencia o ausencia de las distintas especies en cada censo, se realizó un análisis de conglomerados mediante el método del vecino más lejano, utilizando la Euclidiana cuadrada como métrica de distancia.

Determinación de la regeneración natural. Para evaluar la capacidad de perpetuación de los bosques de quebrada, se cuantificó la regeneración por semilla de especies arbóreas, arbustivas, trepadoras y enredaderas a base de la presencia de cotiledones, hojas juveniles y cercanía a

plantas madres, en 10 parcelas de 1 m² de la periferia de cada bosque y 10 parcelas del centro de cada bosque. Dependiendo del tamaño del bosque, en algunos casos el número de parcelas fue menor (ocho parcelas en Canelillos 2 y cinco parcelas en Carrizal de Putú, Camino Toconey y La Aguada 1 y 2). Estas mediciones se realizaron en los bosques que no sufrieron daño por fuego y en los bosques afectados por los incendios del verano 2017.

RESULTADOS

Evolución espacial. Entre los años 1987 y 2017 la superficie ocupada por bosque nativo en el área circular comprendida en el estudio se redujo un 72 % (figura 1). Entre 1987 y 2003, el 29 % del bosque nativo fue transformado en plantaciones y hasta 2017 se perdió otro 28 % del bosque nativo restante en favor de plantaciones.

Durante el primer período en el área que incluye las quebradas Nini-Piragua, Costa Azul, Manquimávida, Los Coihues y La Matanza, la superficie de bosque nativo disminuyó más del 50 %, alcanzando incluso el 87 % en Los Cruceros y el 75 % en Empedrado (cuadro 2). En el segundo período (2003 a 2017) el 86 % del bosque nativo del área que incluye la Reserva Nacional de los Ruiles se transformó en plantaciones forestales. En el mismo período se perdió casi la totalidad de la superficie cubierta de

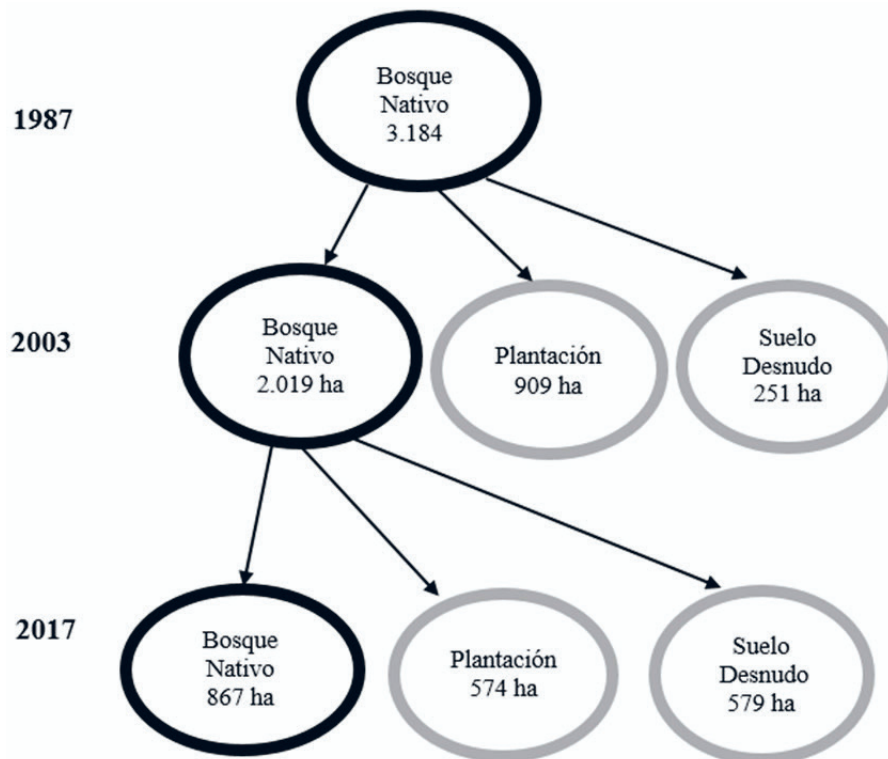


Figura 1. Transformación de la superficie ocupada por bosque nativo en plantaciones de especies exóticas y suelo desnudo entre 1987 y 2017.

Transformation of the area occupied by native forest in exotic plantations and bare soil between 1987 and 2017.

Cuadro 2. Superficie ocupada por bosque nativo, plantación y suelo desnudo en aéreas circulares de 1 km de diámetro, centradas en las quebradas costeras de la región del Maule exploradas.

Area occupied by native forest, plantation and bare soil in circular areas of 1 km in diameter, centered on the explored coastal ravines of the Maule region.

	Bosque nativo [ha]			Plantación [ha]			Suelo desnudo [ha]		
	1987	2003	2017	1987	2003	2017	1987	2003	2017
Nini-Piragua	207	92	90	67	85	207	40	137	16
Los Cruceros	174	22	243	7	287	58	133	5	14
Carrizal de Putú*	171	103	1	41	91	32	102	120	282
Loma Limpia*	159	119	1	82	154	50	73	41	263
Agua Buena*	202	136	0	85	106	17	28	73	297
Costa Azul	173	73	145	54	155	119	60	55	19
Camino Toconey	46	41	94	11	95	164	257	177	56
Manquimávida*	257	90	0	20	153	102	37	72	211
Los Coihues	203	60	4	51	179	186	60	75	124
Pellines*	102	70	0	50	158	8	162	87	306
Empedrado*	157	39	0	99	229	32	57	45	282
Porvenir*	191	157	1	59	123	91	64	33	222
La Matanza	212	104	9	46	185	266	56	25	39
R.N. Los Ruiles	249	203	28	52	104	281	12	7	6
Paso Mora	178	137	11	103	113	243	33	65	61
Curanilahue	220	199	8	24	66	284	70	49	23
Canelillos	188	222	117	95	26	179	30	64	17
R.N. Los Queules	97	154	117	212	160	183	5	0	14

* Quebradas afectadas por incendios forestales ocurridos durante el verano 2017.

bosque nativo alrededor de las quebradas Carrizal de Putú, Loma Limpia, Agua Buena, Manquimávida, Los Coihues, Pellines, Empedrado y Porvenir y en el caso de La Matanza, Paso Mora y Curanilahue, claramente en favor del aumento de la superficie de plantaciones (cuadro 2).

Entre los años 2003 y 2017 el 28,68 % de la superficie que ocupaba el bosque nativo en 2003 ingresó a la categoría de suelo desnudo, mientras que en el periodo anterior (1987 a 2003) fue solo de un 8 %. Esta diferencia se debió principalmente a los incendios forestales ocurridos en la región del Maule durante el verano 2017, que afectaron varias de las quebradas evaluadas en este estudio, como el caso de Carrizal de Putú, Loma Limpia, Agua Buena, Manquimávida, Empedrado y Porvenir en las que más de 200 ha se categorizaron como suelo desnudo, cubriendo en el caso de la quebrada Pellines, casi la totalidad del área circular evaluada (cuadro 2).

Caracterización de la flora vascular. Las 168 especies encontradas en los censos realizados presentaron una distribución no uniforme, encontrándose diferentes especies

en los distintos bosques de quebrada. Solo en cuatro quebradas (Los Coihues, la Aguada, R.N. Los Ruiles, Curanilahue) se registró un total de 50 o más especies (cuadro 3). Los índices de similitud de los distintos censos respecto del censo realizado en la Reserva Nacional Los Queules corroboran este hecho (figura 2). Solamente los censos realizados en La Aguada 2 y 3 y Los Ruiles 2 alcanzaron Índices de Similitud de 34 %, 35 % y 43 % respectivamente, mientras que los censos realizados en el resto de los bosques de quebrada no superaron el 30 %.

En la mayoría de las quebradas, más del 30 % de las especies encontradas fueron endémicas. Por otro lado, las quebradas que presentaron los más altos valores de especies introducidas corresponden a los sitios rodeados por una matriz con mayor influencia antrópica, como el caso de Carrizal de Putú, Camino Toconey, Pellines y Curanilahue, mientras que Maquimávida, La Aguada, Reserva Nacional los Ruiles, Paso Mora, Canelillos y Reserva Nacional los Queules con IE superiores al 30 % y EI menores al 10 % presentaron buenos estados de conservación (cuadro 1). Porvenir, quebrada muy afectada por los incendios del ve-

Cuadro 3. Número de especies según origen encontrados en los bosques higrófilos de las quebradas costeras de la región del Maule exploradas.

Number of species according to origin found in the hygrophilous forests of the explored coastal ravines of the Maule region.

Sector	Número de censos	Nativas	Endémicas	Introducidas	Total	IE* [%]	EI** [%]	Nativas [%]
Nini - Piragua	2	20	7	4	31	23	13	65
Carrizal de Putú	1	18	14	8	40	35	20	45
Loma Limpia	2	17	11	3	31	35	10	55
Agua Buena	2	19	8	3	30	27	10	63
Costa Azul	1	16	11	5	32	34	16	50
Camino Toconey	2	11	10	8	29	34	28	38
Manquimávida	2	24	13	1	38	34	3	63
Los Coihues	4	29	16	5	50	32	10	58
Pellines	1	13	4	5	22	18	23	59
Porvenir	1	7	7	1	15	47	7	47
La Matanza	3	27	12	6	45	27	13	60
La Aguada	3	29	19	3	51	37	6	57
R. Nacional los Ruiles	3	31	18	3	52	35	6	60
Paso Mora	4	26	17	4	47	36	9	55
Los Tepúes	2	21	13	4	38	34	11	55
Río Curanilahue	2	27	13	10	50	26	20	54
Canelillos	3	24	16	4	44	36	9	55
R. N. Los Queules	2	28	19	1	48	40	2	58

* IE: índice de endemismos; **EI: índice de invasoras.

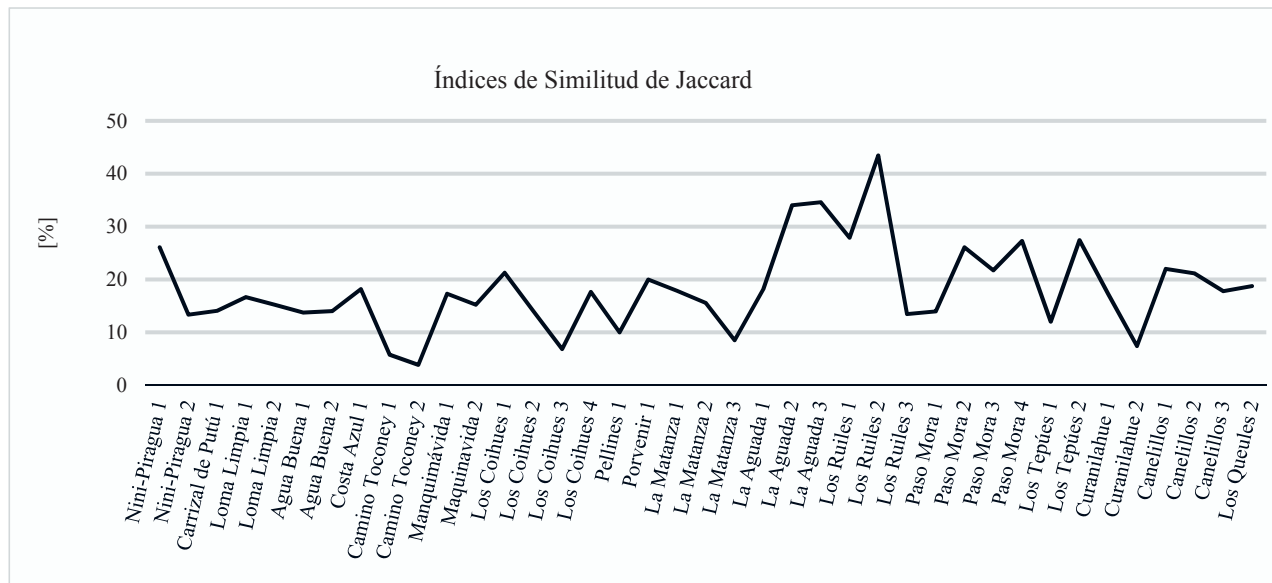


Figura 2. Índices de similitud al comparar todos los censos fitosociológicos realizados entre 2017 - 2018 en los bosques de quebrada de la costa maulina, con el censo 1 realizado en la quebrada De la Reserva Nacional Los Queules.

Similarity indices when comparing all the phytosociological censuses carried out between 2017 and 2018 in the forests of the coastal ravines of the Maule region, to the census 1 carried out in Los Queules National Reserve.

rano 2017 en la que se contabilizó un total de solo 15 especies, también presentó un alto IE asociado a un bajo EI.

A base de los valores de importancia para cada especie se evidencian importantes diferencias entre los inventarios realizados anteriormente por San Martín *et al.* (1988) y el

estado actual de la vegetación encontrada en las quebradas (cuadro 4). El canelo (*Drimys winteri* J.R. Forst. & G. Forst.), el helecho *Blechnum chilense* (Kaulf.) Mett. y la Myrtaceae chequén (*Luma chequen* (Molina) A. Gray), que anteriormente presentaban los más altos valores de

Cuadro 4. Especies de los bosques higrófilos de las quebradas costeras de la región del Maule con los más altos valores de importancia.
 Species from the hygrophilous forests of the coastal ravines of the Maule region with the highest values of importance.

San Martín <i>et al.</i> 1988		Situación actual	
Especies	Valor de importancia	Especies	Valor de importancia
<i>Drimys winteri</i>	37,80	<i>Drimys winteri</i>	7,89
<i>Blechnum chilense</i>	11,74	<i>Luma apiculata</i>	6,39
<i>Luma chequen</i>	10,80	<i>Aristotelia chilensis</i>	5,64
<i>Luma gayana</i>	6,80	<i>Boquila trifoliolata</i>	5,44
<i>Myrceugenia exsucca</i>	6,31	<i>Luma chequen</i>	5,28
<i>Nothofagus antarctica</i>	4,97	<i>Myrceugenia exsucca</i>	5,16
<i>Desfontainia fulgens</i>	4,62	<i>Blechnum chilense</i>	4,97
<i>Myrceugenia parvifolia</i>	4,31	<i>Lapageria rosea</i>	4,83
<i>Boquila trifoliolata</i>	4,21	<i>Gevuina avellana</i>	4,43
<i>Gunnera chilensis</i>	3,83	<i>Azara integrifolia</i>	4,39
<i>Chusquea</i> sp.	3,73	<i>Pinus radiata</i>	4,30
<i>Scirpus cernuus</i>	3,69	<i>Rubus ulmifolius</i>	3,90
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	3,42	<i>Blechnum hastatum</i>	3,78
<i>Escallonia revoluta</i>	3,27	<i>Chusquea quila</i>	3,76
<i>Amomyrtus luma</i>	2,96	<i>Muehlenbeckia hastulata</i>	3,75
<i>Greigia sphacelata</i>	2,94	<i>Lithrea caustica</i>	3,67
<i>Uncinia erinacea</i>	2,93	<i>Myrceugenia pinifolia</i>	3,58
<i>Uncinia phleoides</i>	2,89	<i>Escallonia</i> sp.	3,42
<i>Luma apiculata</i>	2,67	<i>Aextoxicon punctatum</i>	3,41
<i>Luzuriaga polyphylla</i>	2,65	<i>Viola portalesia</i>	3,08
<i>Aristotelia chilensis</i>	2,51	<i>Persea lingue</i>	2,96
<i>Juncus procerus</i>	2,47	<i>Ugni molinae</i>	2,94
<i>Lapageria rosea</i>	2,39	<i>Bomarea salsilla</i>	2,87
<i>Cissus striata</i>	2,39	<i>Cissus striata</i>	2,77
<i>Carex fuscula</i>	2,19	<i>Amomyrtus luma</i>	2,69
<i>Azara serrata</i>	2,16	<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	2,56
<i>Persea lingue</i>	2,10	<i>Nothofagus dombeyi</i>	2,56
<i>Pitavia punctata</i>	2,02	<i>Teline monspessulana</i>	2,48
		<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	2,47
		<i>Greigia sphacelata</i>	2,32
		<i>Cryptocarya alba</i>	2,27
		<i>Lardizabala biternata</i>	2,17
		<i>Juncus</i> sp.	2,13
		<i>Adiantum chilense</i>	2,09
		<i>Galium hypocarpium</i>	2,09
		<i>Pitavia punctata</i>	2,06
		<i>Azara serrata</i>	2,03
		<i>Blechnum magellanicum</i>	2,01

importancia, han disminuido su frecuencia y cobertura relativa. *D. winteri*, que con anterioridad fue encontrado en todas las parcelas censadas, actualmente solo apareció en 29 de los 40 censos realizados. Asimismo *B. chilense*, que anteriormente acompañó al canelo en casi todos los censos, ahora solo fue encontrado en 23 censos.

También ñirre (*Nothofagus antarctica* (G.Forst.) Oerst.), taique (*Desfontaina fulgens* D. Don) y nalca (*Gunnera tinctoria* (Mol.) Mirb. ex *G. chilensis* Lam.) disminuyeron su importancia en los censos. Por otro lado, aumentó la importancia de arrayán (*Luma apiculata* (DC.) Burret), maqui (*Aristotelia chilensis* (Molina) Stuntz) y voqui blanco (*Boquila trifoliolata* (DC.) Decne.). Además, ingresaron especies de ambientes esclerófilos con valores de importancia alta, como quilo (*Muehlenbeckia hastulata* (Sm.) I.M. Johnst.), litre (*Lithrea caustica* (Mol.) Hook. & Arn.) y peumo (*Cryptocarya alba* (Mol.) Looser), y especies introducidas, como pino (*Pinus radiata* D. Don), mora

(*Rubus ulmifolius* Schott) y retamilla (*Teline monspessulana* (L.) K. Koch) (cuadro 4).

Las especies que presentaron el mayor porcentaje de asociación con *D. winteri* hace tres décadas, se mantuvieron en la actualidad, sin embargo, el helecho *B. chilense* y *L. chequen*, disminuyeron su grado de asociación, mientras que *L. apiculata* aumentó su grado de asociación, favorecida posiblemente con la apertura del bosque por ser una especie más heliófila que aquellas (cuadro 5). Por otro lado, especies de ambientes más secos, como *L. caustica* y *M. hastulata*, y especies introducidas, como *P. radiata*, *R. ulmifolius* y *T. monspessulana*, aparecieron con alrededor de un 50 % de asociación con *D. winteri*. Aparentemente el bosque denso dominado por *D. winteri*, acompañado por un estrato de especies higrófilas y un sotobosque compuesto principalmente por *B. chilense*, en el transcurso de 30 años se ha transformado en un bosque más abierto y heterogéneo, tanto en composición de especies como de formas de vida.

Cuadro 5. Porcentaje de asociación de las especies con *Drimys winteri*, en los bosques higrófilos de las quebradas costeras de la región del Maule.

Percentage of association of the species with *Drimys winteri*, in the hygrophilous forests of the coastal ravines of the Maule region.

Asociación (%)	San Martín <i>et al.</i> 1988		Situación actual	
	Presencia	Cobertura	Presencia	Cobertura
80 – 100	<i>Blechnum chilense</i>	<i>Blechnum chilense</i> <i>Luma chequen</i>		
60 – 79	<i>Boquila trifoliolata</i>	<i>Boquila trifoliolata</i> <i>Luzuriaga polyphylla</i>	<i>Blechnum chilense</i> <i>Boquila trifoliolata</i> <i>Luma apiculata</i>	<i>Boquila trifoliolata</i> <i>Luma chequen</i>
40 – 59	<i>Luma chequen</i> <i>Myrceugenia exsucca</i> <i>Uncinia phleoides</i> <i>Chusquea</i> sp. <i>Aristotelia chilensis</i> <i>Luma apiculata</i> <i>Luzuriaga polyphylla</i> <i>Juncus procerus</i> <i>Lapageria rosea</i> <i>Cissus striata</i> <i>Escallonia revoluta</i> <i>Scirpus cernuus</i>		<i>Luma chequen</i> <i>Azara integrifolia</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Aristotelia chilensis</i> <i>Lapageria rosea</i> <i>Rubus ulmifolius</i> <i>Teline monspessulana</i> <i>Gevuina avellana</i> <i>Viola portalesia</i> <i>Aextoxicon punctatum</i> <i>Chusquea quila</i> <i>Lithrea caustica</i> <i>Myrceugenia exsucca</i> <i>Ugni molinae</i> <i>Amomyrtus luma</i> <i>Blechnum hastatum</i> <i>Muehlenbeckia hastulata</i> <i>Persea lingue</i> <i>Greigia sphacelata</i>	<i>Luma apiculata</i> <i>Blechnum chilense</i> <i>Lapageria rosea</i> <i>Aristotelia chilensis</i> <i>Azara integrifolia</i> <i>Pinus radiata</i> <i>Gevuina avellana</i> <i>Chusquea quila</i> <i>Myrceugenia exsucca</i> <i>Viola portalesia</i> <i>Teline monspessulana</i> <i>Amomyrtus luma</i> <i>Aextoxicon punctatum</i>

El análisis de conglomerados a partir de la presencia y ausencia de especies, permitió distinguir tres grupos de censos (figura 3). Un grupo contiene los censos realizados en las quebradas de Carrizal de Putú, Pellines, Río Curanilahue y Camino a Toconey, que corresponden a los bosques rodeados por una matriz con mayor intervención antrópica. El censo La Aguada 3 forma un grupo independiente, mientras que todos los demás censos quedaron contenidos en el tercer grupo, en cuyo extremo opuesto al primer grupo se ubican los censos más parecidos a los bosques de las Reservas Nacionales de Los Queules y Los Ruiles. Una mayor distancia entre censos de la misma quebrada, como en el caso de Paso Mora, Canelillos, Matanza y La Aguada, corrobora que las diferencias fisonómicas observadas que dieron origen a un mayor número de censos en algunos casos, corresponden a diferencias en la composición florística dentro del mismo bosque de quebrada.

Regeneración natural. En los bosques de quebrada no quemados se encontró una mayor regeneración por semilla de especies arbóreas nativas al interior de los bosques que en el borde (cuadro 6). Con 1,5 plántulas m⁻², fue la regeneración de canelo la más abundante al interior de los bosques, mientras que en los bordes fue la de peumo, con 1,1 plántulas m⁻². De las Myrtaceae arbóreas, luma (*Amomyrtus luma* (Molina) D. Legrand & Kausel), chequén y pitra (*Myrceugenia exsucca* (DC.) O. Berg), se encontró un mayor número plántulas al interior de los bosques, mientras que de arrayán en el borde de estos. En los bosques quemados,

maqui fue la especie que germinó con mayor abundancia, tanto al interior como en el borde de los bosques, con más de 2 plántulas m⁻² y 0,9 plántulas m⁻² respectivamente.

Las especies arbustivas nativas y endémicas mostraron una mayor germinación en el borde de los bosques no quemados, mientras que en los bosques quemados su germinación fue mayor al interior del bosque (cuadro 6). Los incendios forestales favorecieron especialmente a chaura (*Gaultheria insana* (Molina) D.J. Middleton) y murtila (*Ugni molinae* Turcz.), de las que se encontró un promedio de más de 2 y 4 plántulas m⁻² respectivamente. *Escallonia* sp., con un promedio de más de 20 plántulas m⁻², fue encontrada casi exclusivamente en el bosque quemado de la quebrada Agua Buena.

Las enredaderas y trepadoras germinaron preferentemente al interior de los bosques no quemados (cuadro 6), contabilizándose más de 1,8 plántulas m⁻² de *Luzuriaga* sp. En las situaciones quemadas, solo voqui colorado (*Cissus striata* Ruiz et Pav.) y quilo (*Muehlenbeckia hastulata*) germinaron al interior y en el borde del bosque, respectivamente.

Se encontró más de 1,5 plántulas m⁻² de la especie arbórea introducida *Acacia melanoxylon* R. Br. bajo el dosel de los bosques de quebrada no quemados (cuadro 6). El pino, que germina preferentemente al borde de los bosques no quemados (1,7 plántulas m⁻²), fue favorecido por los incendios forestales del verano 2017, germinando cerca de 2 plántulas m⁻² al interior de los bosques y más de 14 plántulas m⁻² en los bordes de estos. De retamilla, espe-

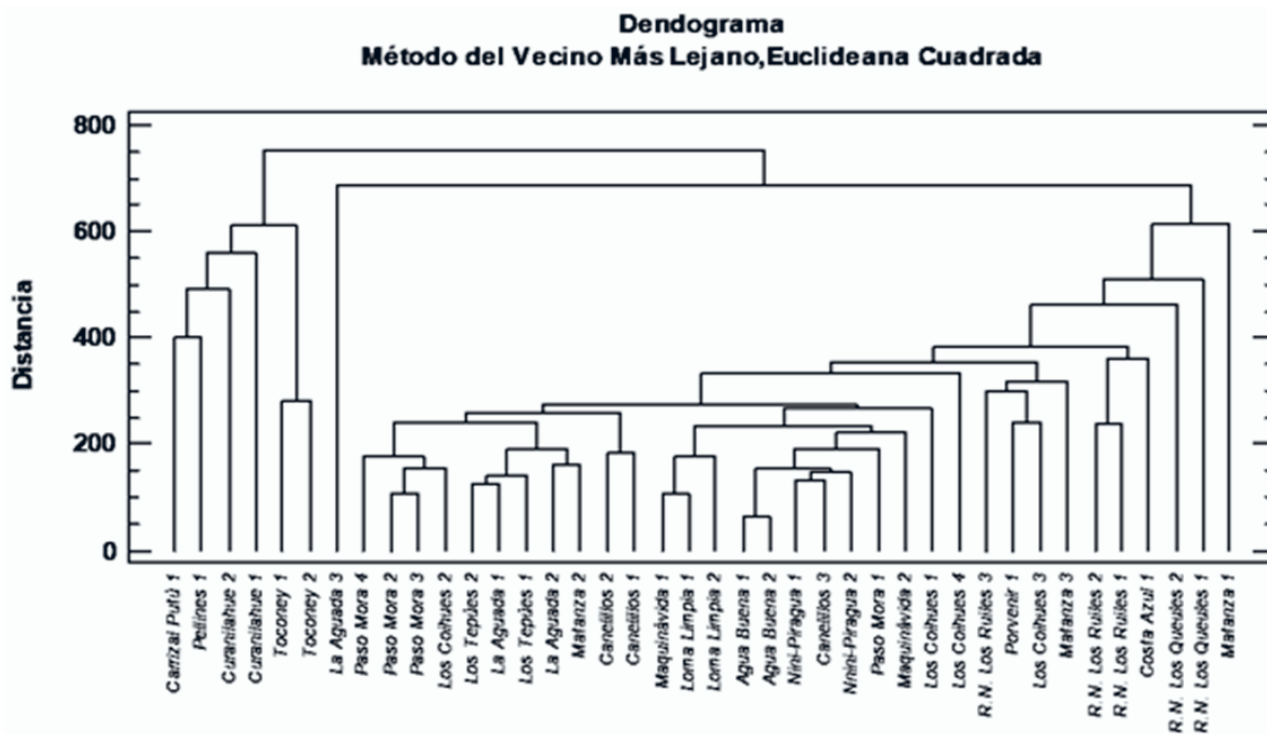


Figura 3. Dendrograma basado en presencia y ausencia de especies en los censos realizados en los bosques de quebrada.

Dendrogram based on presence and absence of species in censuses carried out in ravine forests.

Cuadro 6. Número promedio de plántulas provenientes de semilla (plántulas hectárea⁻¹), contabilizadas en los bosques de quebrada.
 Average number of seedlings (seedlings hectare⁻¹), counted in the ravine forests.

	Bosques no quemados		Bosques quemados	
	Interior	Borde	Interior	Borde
Árboles*				
Nativos	37.529	12.993	27.800	16.111
Endémicos	4.529	4.160	200	
Endémicos esclerófilos	2.176	12.409		741
Introducidos	17.588	20.000	19.400	145.556
Total	61.822	49.562	47.400	162.408
Arbustos**				
Nativos	5.235	6.278	227.400	4.629
Endémicos	18.236	43.723	41.800	3.333
Introducidos	33.177	25.693		370
Total	56.648	75.694	269.200	8.332
Trepadoras y enredaderas***				
Nativas	24.941	1.533	1.400	556
Nativas esclerófilas	824	584		
Endémicas	1.941	876		
Total	27.706	2.993	1.400	556
TOTAL	146.176	128.249	318.000	171.296

* Nativos: *Aextoxicon punctatum*, *Amomyrtus luma*, *Aristotelia chilensis*, *Drimys winteri*, *Lomatia ferruginea*, *Luma apiculata*, *Maytenus boaria*, *Myrceugenia exsucca*, *Nothofagus dombeyi*, *Nothofagus obliqua*, *Persea lingue*; Endémicos: *Luma chequen*, *Nothofagus glauca*; Endémicos esclerófilos: *Cryptocarya alba*, *Lithrea caustica*, *Peumus boldus*, *Quillaja saponaria*; Introducidos: *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon*, *Eucalyptus* sp., *Pinus radiata*.

** Nativos: *Escallonia* sp., *Gaultheria insana*, *Ribes* sp.; Endémicos: *Azara integrifolia*, *Griselinia jodiniifolia*, *Ugni molinae*, *Viola portalesia*; Introducidos: *Teline monspessulana*, *Rubus* sp.

*** Nativas: *Boquila trifoliolata*, *Cissus striata*, *Luzuriaga* sp.; Nativas esclerófilas: *Muehlenbeckia hastulata*; Endémicas: *Lapageria rosea*.

cie arbustiva introducida, se contabilizaron más de 3 y 2 plántulas m⁻², al interior y en el borde de los bosques no quemados respectivamente.

DISCUSIÓN

Si bien la disminución de la superficie de bosque nativo encontrada en las áreas circulares evaluadas no se centra específicamente en la superficie de los bosques de quebrada, sí indica una tendencia a la disminución de la superficie de bosque nativo que pudo ser corroborada en terreno, confirmando los procesos ya mencionados anteriormente para los bosques nativos de la región (Echeverría *et al.* 2006, Lara *et al.* 2012). A excepción de ambos bosques de quebrada insertos en las Reservas Nacionales Los Queules y Los Ruiles, solo el bosque de Canelillos se encontró totalmente rodeado de vegetación nativa (cuadro 1). La matriz de todos los demás bosques de quebrada presentó una mayor o menor intervención antrópica, por lo que los bosques de quebrada quedan aislados en un entorno modificado por actividades humanas de distintas categorías.

Al ser una cubierta vegetal permanente, el bosque nativo que rodea estos bosques higrófilos de quebrada ejerce una función de buffer microclimático, amortiguando fluctuaciones térmicas y regulando el ciclo hidrológico, además de reducir los procesos de erosión y sedimentación hacia el fondo de las quebradas. La modificación del entorno con pérdida de la matriz boscosa original aumenta la exposición de los bosquetes remanentes a condiciones estresantes. Este hecho revierte especial importancia al tratarse de formaciones boscosas frágiles y dependientes de condiciones microclimáticas azonales, que afectan directamente la existencia y proliferación de la flora y fauna que conviven en ellas (Slattery y Fenner 2021).

La disminución de presencia y cobertura de especies características de los bosques higrófilos da cuenta del aumento de las condiciones de aridez en el lapso de las tres décadas que abarca esta investigación, gatillado por la alteración del entorno de los bosquetes remanentes y la apertura del dosel de estos. Esta condición también se tradujo en el ingreso de especies de ambientes esclerófilos y especies introducidas a la lista de especies con valores de importan-

cia alta en los censos. Estas especies además presentaron altos valores de asociación con *D. winteri*, originalmente descrito como la especie dominante de los bosques higrófilos (San Martín *et al.* 1988). La apertura del dosel también favoreció la germinación de especies introducidas. *Acacia melanoxylon* presentó la misma densidad de plántulas que *D. winteri* dentro de los bosques y *Teline monspessulana* compite fuertemente con las arbustivas nativas, superando ampliamente la germinación de estas últimas. Estos hechos sugieren que, de mantenerse las condiciones actuales del entorno de los bosques de quebrada, su composición y estructura se seguirá modificando en el futuro.

Los datos muestran que una matriz circundante conservada protege la estructura y composición del bosque higrófilo, como es el caso de la Reserva Nacional Los Queules, con la menor proporción de especies invasoras. En el caso de Manquimávida, la escasez de especies invasoras podría explicarse por la inaccesibilidad a este predio, ubicado en zona aislada, sin señaléticas y con caminos precarios. Situación contraria ocurre en Camino a Toconey, de fácil acceso, a tal punto que es usado como basural clandestino, existiendo una relación entre la accesibilidad y el grado de perturbación de los bosques (Mardones *et al.* 2015).

La incidencia del aislamiento geográfico de los bosques remanentes dentro de una matriz modificada y la pérdida de conexión entre los mismos se traduciría en una restricción del flujo génico entre los fragmentos de bosque nativo, lo que afectaría especialmente a especies con problemas de conservación (Araneda *et al.* 2011, Gomes *et al.* 2019). En esta categoría se ubican *Berberidopsis corallina* Hook. f., encontrada solamente en el bosque higrófilo ubicado en la Reserva Nacional Los Queules; *Gomortega keule* (Mol.) Baill., registrado en la misma Reserva y en el bosque de La Aguada (con una separación de 28 km entre ambas poblaciones); *Nothofagus alessandrii* Espinosa, encontrado en la Reserva Nacional Los Ruiles y en el bosque de Porvenir (con una distancia de 23 km entre ambos sitios) y; *Pitavia punctata* (Ruiz & Pav.) Molina, de la cual solo se registraron algunos ejemplares en cinco de los bosques censados: Costa Azul, R.N. Los Ruiles, Los Tepúes, Paso Mora y R.N. Los Queules (Soto-Cerda *et al.* 2021).

A esta tendencia se superpone el aumento de condiciones de escasez hídrica a nivel global, cuyos efectos son medibles en restricciones al crecimiento de especies arbóreas del ambiente mediterráneo (Venegas-González *et al.* 2023). Condiciones topográficas que favorecen la humedad edáfica actuarían como refugios para las especies mediterráneas (Miranda *et al.* 2020), lo que se reflejaría en su avance sobre los bosques higrófilos de quebrada. La germinación de especies esclerófilas bajo el dosel de los bosques de quebrada, como *Lithrea caustica*, *Cryptocarya alba*, *Peumus boldus* Molina y *Quillaja saponaria* Molina, da cuenta del avance generalizado de las condiciones de estrés para estas especies en su ambiente original.

A pesar de que los distintos bosques de quebrada de la costa maulina difieren entre sí en términos fisiográficos y

florísticos, los hallazgos presentados marcan una tendencia general de pérdida de sus componentes y funcionalidad, gatillados por una creciente presión antrópica sobre los mismos y un avance de las condiciones estresantes a nivel global. Solo los bosques alejados de intervención humana directa y rodeados de vegetación nativa, como la R.N. Los Queules y Canelillos, escapan a esta tendencia generalizada (Soto-Cerda *et al.* 2021). Una manera de frenar el avance acelerado de deterioro de estos bosques y permitirles la posibilidad de una adaptación gradual a las condiciones imperantes debido al cambio climático, sería mantener una matriz circundante permanente de vegetación nativa y lograr la conectividad entre los bosques remanentes, favoreciendo la creación de corredores biológicos en las cuencas intermontanas y valles que disectan la cordillera de la costa maulina.

CONCLUSIONES

En el lapso de tres décadas (1987 a 2017), la superficie de bosque nativo comprendida en el área de estudio se redujo un 72 %, constatándose una disminución en la presencia e importancia de las especies características de los bosques higrófilos de quebrada, junto al ingreso de especies de carácter esclerófilo y especies introducidas. Este proceso fue gatillado por un aumento de la presión antrópica sobre los ecosistemas nativos. Revertir la presión antrópica sobre estos bosques permitiría frenar el avance acelerado de su deterioro y otorgarles una posibilidad de adaptarse al cambio climático global.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Ursula Doll diseñó la investigación, analizó e interpretó los resultados y redactó el manuscrito. Luis Soto-Cerda dirigió la toma de datos en terreno, contribuyó con el análisis, discusión e interpretación de los resultados y con la redacción del manuscrito. Justo Rebolledo y Francisco Peña procesaron, analizaron e interpretaron la información de las imágenes satelitales. Christian Valdés-Reyes, Christopher Acuña y Matías Cabrera contribuyeron con la toma de datos en terreno y el análisis de los resultados.

FINANCIAMIENTO

Estudio financiado por el Fondo de Investigación del Bosque Nativo – CONAF, mediante el proyecto FIBN 012/2016: Los Bosques de quebrada de la costa maulina: Evaluación del impacto antrópico y propuestas de mitigación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo de CONAF, de Empresa Forestal Arauco, Universidad Católica del Maule y al equipo de trabajo en terreno, compuesto por estudiantes de

Ciencias Forestales de la Universidad de Talca. Agradecen especialmente el apoyo de José San Martín y Alejandro Troncoso, autores de la primera descripción de los bosques de quebrada de la cordillera de la costa maulina.

REFERENCIAS

- Aguayo M, A Pauchard, G Azócar, O Parra. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural* 82: 361-374. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2009000300004>
- Altamirano A, C Echeverría, A Lara. 2007. Efecto de la fragmentación forestal sobre la estructura vegetacional de las poblaciones amenazadas de *Legrandia concinna* (Myrtaceae) del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 27-42. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2007000100003>
- Araneda C, A Premoli, C Wcheverria, P Thomas, P Hechenleitter. 2011. Restricted gene flow across fragmented populations of *Legrandia concinna*, a threatened Myrtaceae endemic to south-central Chile. *Bosque* 32(1): 30-38. <https://www.revistabosque.org/index.php/bosque/article/view/728>
- Armenteras D, G Rudas, N Rodríguez, S Sua, M Romero. 2006. Patterns and causes of deforestation in the Colombian Amazon. *Ecological Indicators* 6: 353-368. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.014>
- Becerra P, J Simonetti. 2020. Native and exotic plant species diversity in forest fragments and forestry plantations of a coastal landscape of central Chile. *Bosque* 41(2): 125-136. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002020000200125>
- Chuvieco E. 2010. Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio. Barcelona. Ariel Ciencias. 590 p.
- Civco D. 1989. Topographic Normalization of Landsat Thematic Mapper Digital Imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 55(9): 1303-1309. DOI: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19910647252>
- CONAF. 2017. Corporación Nacional Forestal, Chile. Catastro Vegetacional. Consultado 25 nov. 2019. Disponible en: <http://www.conaf.cl/nuestros-bosques/bosques-en-chile/catastro-vegetacional/>
- Congedo L. 2017. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation Versión 5.3.6.1. Consultado 25 nov. 2019. Disponible en: <https://buildmedia.readthedocs.org/media/pdf/semiautomaticclassificationmanual-v5/latest/semiautomaticclassificationmanual-v5.pdf>
- Cuéllar-Cardozo JA, D Nossa-Silva, MI Vallejo. 2022. Diversidad y estructura florística en zonas riparias de un remanente de bosque seco tropical. *Colombia Forestal* 25(2): 70-84. DOI: <https://doi.org/10.14483/2256201x.19029>
- Echeverría C, D Coomes, J Salas, J Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation* 130: 481-494. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.01.017>
- EEA (European Environment Agency). 1995. CORINE land cover. Consultado 25 nov. 2019. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>
- Ellenberg H. 1956. Grundlagen der Vegetationsgliederung. I. Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. Einführung in die Phytologie. Stuttgart, Alemania. Ulmer. 136 p.
- Farr T, P Rosen, E Caro, R Crippen, R Duren, S Hensley, M Kobrick, M Paller, E Rodriguez, L Roth. 2007. The shuttle radar topography mission. *Reviews of Geophysics* 45. DOI: <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>
- Gomes V, I Vieira, R Salomão, H ter Steege. 2019. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. *Nature Climate Change* 9: 547-553. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2>
- Heilmayr R, C Echeverría, R Fuentes, E Lambin. 2016. A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied Geography* 75: 71-82. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.014>
- IBODA. 2023. INSTITUTO DE BOTÁNICA DARWINION. Buenos Aires, Argentina. Consultado 20 may 2024. Disponible en <http://www.darwin.edu.ar/>
- Jensen J. 2007. Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective. Pearson Prentice Hall. 592 p.
- Knapp, R. 1984. Considerations on quantitative parameters and qualitative attributes in vegetation analysis and phytosociological relevés. In Knapp, R ed. Sampling methods and taxon analysis in Vegetation Science I. p 77-100.
- Lara A, M Solari, M Prieto, M Peña. 2012. Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°-43°30' S). *Bosque* 33(1): 13-23. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002012000100002>
- Manchego CE, P Hildebrandt, J Cueva, CI Espinosa, B Stimm, S Günter. 2017. Climate change versus deforestation: Implications for tree species distribution in the dry forests of southern Ecuador. *PLOS ONE* 12(12): e0190092. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190092>
- Mardones D, N Fuentes, A Saldaña. 2015. Comparación de la severidad de invasión asociada a caminos con diferentes niveles de perturbación en un bosque templado lluvioso del sur de Chile. *Gayana. Botánica* 72 (2): 221-230. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432015000200006>
- Miranda A, A Altamirano, L Cayuela, F Pincheira, A Lara. 2015. Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography* 60: 20-28. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.02.016>
- Miranda A, A Lara, A Altamirano, C Di Bella, M González, J Camarero. 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators* 115: 106401. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106401>
- Mittermeier R, W Turner, F Larsen, T Brooks, C Gascon. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In Zachos F, J Habel eds. Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas. Berlin. Springer-Verlag. p. 3-22.
- Nahuelhual L, A Carmona, A Lara, C Echeverría, M González. 2012. Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and Urban Planning* 107: 12-20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.04.006>
- Pendrill F, UMPersson. 2017. Combining global land cover datasets to quantify agricultural expansion into forests in Latin America: Limitations and challenges. *PLOS ONE* 12(7): e0181202. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181202>

- Pérez-Corona M, MC Pérez-Hernández, S Medina-Villar, E Andivia, F Bermúdez de Castro. 2021. Canopy species composition drives seasonal soil characteristics in a Mediterranean riparian forest. *European Journal of Forest Research* 140: 1081-1093. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01387-8>
- QGIS 2016. QGIS Geographic Information System. Open-source Geospatial Foundation Project. Consultado 25 nov. 2019. Disponible en <https://www.qgis.org/es/site/>
- Ramírez C, San Martín, P Ojeda. 1997. Muestreo y tabulación fitosociológica aplicados al estudio de los bosques nativos. *Bosque* 18(2): 19-27. DOI: <https://doi.org/10.4206/bosque.1997.v18n2-03>
- Rodríguez R, D Alarcón y J Espejo. 2009. Helechos nativos del centro y sur de Chile. Guía de Campo. Concepción, Chile. Corporación Chilena de la Madera. 212 p.
- Rodríguez R, C Marticorena, D Alarcón, C Baeza, L Cavieres, VL Finot, N Fuentes, A Kiessling, M Mihoc, A Pauchard, E Ruiz, P Sanchez, A Marticorena. 2018. Catálogo de plantas vasculares de Chile. *Gayana Botánica*. 75(1): 1-430. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432018000100001>
- Sáiz F. 1980. Experiencias en el uso de criterios de similitud en el estudio de comunidades. *Arch. Biol. Med. Exp.* 13: 387-402.
- San Martín J, A Troncoso, C Ramírez. 1988. Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos nativos de la Cordillera de la Costa de Chile central. *Bosque* 9(1): 17-33. Consultado 01 jul 2023. Disponible en: https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=udxy0SL1wHoC&oi=fnd&pg=PA17&dq=San+Mart%C3%ADn+J,+A+Troncoso,+C+Ram%C3%ADrez.+1988.+Estudio+fitosociol%C3%B3gico+de+los+bosques+pantanosos+nativos+de+la+Cordillera+de+la+Costa+de+Chile+central&ots=-5_XzBhHqJ&sig=qQzzPRkdrvz3FyGvoL757pREwDg#v=onepage&q=San%20Mart%C3%ADn%20J%2C%20A%20Troncoso%2C%20C%20Ram%C3%ADrez.%201988.%20Estudio%20fitosociol%C3%B3gico%20de%20los%20bosques%20pantanosos%20nativos%20de%20la%20Cordillera%20de%20la%20Costa%20de%20Chile%20central&f=false
- Slattery Z, R Fenner. 2021. Spatial Analysis of the Drivers, Characteristics, and Effects of Forest Fragmentation. *Sustainability*. 13(6): 3246. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13063246>
- Soto-Cerda L, U Doll, C Valdés-Reyes. 2021. Los Bosques Olvidados. Talca, Chile. Universidad de Talca. 343 p.
- Troncoso A, J San Martín. 1988. Ampliación de área para diversas especies de plantas vasculares de la Costa de la Región del Maule. *Boletín N°41 Museo Nacional de Historia Natural*. 41: 45-56. DOI: <https://doi.org/10.54830/bmnhn.v41.1988.424>
- USGS s.f. (United States Geological Survey, EE. UU.). Earth Explorer. Consultado 25 nov. 2019. Disponible en <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Venegas-González, A Muñoz, S Carpintero-Gibson, A González-Reyes, I Schneider, T Gipolou-Zuñiga, I Aguilera-Betti, F Roig. 2023. Sclerophyllous forest tree growth under the influence of a historic megadrought in the mediterranean ecoregion of Chile. *Ecosystems* 26: 344-361. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-022-00760-x>
- Villagrán C, J Armesto. 2005. Fitogeografía histórica de la Cordillera de la Costa de Chile. In Smith-Ramírez C, J Armesto, C Valdovinos eds. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago de Chile. Editorial Universitaria. p. 99 - 116.
- Wikum D, G F Shanholtzer. 1978. Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management* 2: 323-329. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/bf01866672>
- Zamorano-Elgueta C, J Benayas, L Cayuela, S Hantson, D Armenteras. 2015. Native forest replacement by exotic plantations in southern Chile (1985–2011) and partial compensation by natural regeneration. *Forest Ecology and Management* 345: 10-20. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.025>

Recibido: 09.07.23
Aceptado: 03.12.23