

MODIFICACIÓN PAISAJÍSTICA INDUCIDA POR PLANTACIONES FORESTALES EN UN SECTOR DEL BOSQUE MAULINO COSTERO, CHILE.

LANDSCAPE MODIFICATION INDUCED BY FOREST PLANTATIONS IN A SECTION OF THE MAULINO COASTAL FOREST, CHILE.

Sr. Marco A. Peña¹ y Sra. Alexandra Fuentes¹

RESUMEN

En este trabajo fueron cuantificados y evaluados los cambios recientes en la composición y configuración paisajística del Bosque Maulino Costero, localizado en Chile central, fuertemente afectado por la expansión de plantaciones forestales. Para esto, fue aplicado un conjunto de métricas del paisaje sobre sus principales coberturas vegetales; derivadas de los catastros oficiales de vegetación y uso de suelo de 2009 y 2016. Dentro del período de estudio relativamente breve abordado, fue posible confirmar importantes cambios en el paisaje del área de estudio, motivados principalmente por un aumento del área cubierta por plantaciones forestales en la forma de parches relativamente pequeños, compactos y de forma irregular, lo cual incidió en la constricción, inconnexión y distanciamiento de aquellos parches de vegetación nativa. Estos resultados son ampliamente concordantes con aquellos consignados en estudios previos, ratificando así la continuidad del proceso de fragmentación que ha afectado a este tipo de bosque y consecuentemente, la urgencia de implementar acciones destinadas a su manejo y conservación.

Palabras clave: Bosque Maulino Costero, ecología del paisaje, métricas de paisaje, cambio temporal, fragmentación forestal.

ABSTRACT

In this work were quantified and assessed the recent changes in the landscape composition and configuration of the Maulino Coastal Forest, located in central Chile, strongly affected by the forest plantations expansion. To achieve that, a set of landscape metrics were applied on its main vegetation land covers; derived from the official vegetation and land use cadasters of 2009 and 2016. Within the relatively short study period addressed, it was possible to confirm important changes in the landscape of the study area, mainly driven by an increase in the area covered by forest in the form of relatively small, compact, and irregularly shaped patches, which influenced the constriction, disconnection, and distancing of those patches of native vegetation. These results widely agree with those referred by previous studies, thus confirming the permanence of the fragmenting process that have affected this type of forest and consequently, the urgency of implementing actions aimed to its management and conservation.

Keywords: Maulino Coastal Forest, landscape ecology, landscape metrics, temporal change, forest fragmentation.

¹ Departamento de Geografía, Universidad Alberto Hurtado. Almirante Barroso 10, Santiago, Chile

INTRODUCCIÓN

Los bosques nativos constituyen ecosistemas de alto valor ecológico, que proveen una multiplicidad de servicios ecosistémicos clave para el sustento y funcionamiento de la ecósfera en su conjunto. Dentro de estos, destaca su capacidad de secuestrar carbono, moderando el calentamiento global y su consecuente efecto en el cambio climático. Adicionalmente, estos controlan la erosión de suelos y las inundaciones, ciclan nutrientes, purifican aguas, conforman hábitats de biodiversidad y contribuyen al bienestar físico y mental de las personas, mejorando así su calidad de vida (Paul y Knoke, 2016; Keith *et al.*, 2019).

No obstante, a nivel global los ecosistemas forestales han sufrido diversas perturbaciones antrópicas que han promovido su deforestación y degradación, alterando sus procesos ecológicos, en especial su sucesión ecológica (Echeverría *et al.*, 2014; Vásquez-Grandón *et al.*, 2018). Lo anterior, ha transformado la continuidad de su paisaje en una matriz interrumpida por parches de cultivos agrícolas, praderas de pastoreo, plantaciones forestales y asentamientos humanos, de variable envergadura (Rozzi *et al.*, 1994; Lara *et al.*, 2014).

Las consecuencias ecológicas de la fragmentación del paisaje del bosque nativo comprometen las condiciones apropiadas para la mantención y desarrollo de su biota primigenia a causa de la alteración y pérdida de hábitats y, por lo tanto, de las interacciones y nichos ecológicos que requieren sus especies, reduciendo o incluso extinguiendo sus poblaciones, todo lo cual se traduce en una pérdida de biodiversidad, últimamente indicativa de la magnitud de la deforestación y degradación del ecosistema (Echeverría *et al.*, 2014; Vásquez-Grandón *et al.*, 2018).

La ecología del paisaje permite abordar los cambios temporales experimentados por una cobertura forestal dada, desde la perspectiva de sus efectos en el patrón paisajístico de su ecosistema (Echeverría *et al.*, 2014; McGarigal, 2014). Con tal fin, utiliza métricas

que permiten cuantificar la composición y configuración de los parches, clases o mosaicos que componen el paisaje, analizándolas en términos de sus implicancias ecológicas. El cálculo de estas puede verse facilitado con el uso de tecnologías de información geográfica, que permiten relevar y preparar las capas temáticas requeridas para su posterior traspaso a *software* de morfología espacial, donde cada polígono es tratado como una observación (McGarigal, 2015; Yu *et al.*, 2019). En esta línea, Bustos *et al.* (2013), empleando imágenes satelitales Landsat y capas temáticas vectoriales de uso de suelo, aplicaron métricas de paisaje sobre tres tipos forestales (coníferas, bosque nativo y matorral) de un sector del secano interior de la Región del Maule, Chile, entre 2004 y 2008, mediante lo cual determinaron cambios temporales en la configuración de sus parches en términos de aislamiento, dispersión, concentración y complejidad, permitiéndoles así interpretar su trayectoria evolutiva.

En Chile, durante los últimos años diversos estudios referidos a ecología de paisaje han reportado la fragmentación de bosques nativos pertenecientes a diversos rangos geográficos (Echeverría *et al.*, 2014). Una de las principales causas de este proceso, dice relación con la creación, a partir de 1974, de políticas forestales que fomentaron el alza de la producción y exportación maderera, impulsando así la plantación extensiva de monocultivos de especies de pináceas principalmente, de alto valor económico (Lara y Veblen, 1993). Lo anterior, propició un fuerte reemplazo de formaciones boscosas nativas por especies exóticas de pino radiata (*pinus radiata* D. Don) y eucalipto (*Eucalyptus spp.*), principalmente en la zona centro-sur del país (Rozzi *et al.*, 1994).

El bosque de tipo Maulino Costero, ubicado precisamente en la zona centro-sur de Chile, se destaca por ser uno de las formaciones forestales que ha experimentado la mayor tasa de deforestación y fragmentación del país, al punto de que su superficie se ha reducido en un 67 % desde mediados de la década del 70, quedando en la actualidad sólo pequeños remanentes de parches, los cuales

se encuentran insertos dentro de grandes extensiones de plantaciones forestales, principalmente de pino radiata (Echeverría *et al.*, 2006; Galleguillos *et al.*, 2022).

Esta formación forestal es parte del singular bosque mediterráneo de Sudamérica y una de las 238 ecorregiones con relevancia biológica, además de ser considerado uno de los 34 *hotspots* que poseen características prioritarias para la conservación a nivel mundial (Olson *et al.*, 2001; Arroyo *et al.*, 2006). Según Sepúlveda (2010), dentro de la formación del bosque maulino costero se pueden identificar especies de alto o muy alto interés de conservación, así como de un elevado grado de endemismo, el que alcanza al 44 % de sus especies. Dicha prioridad de conservación se traduce en la existencia de dos áreas protegidas por el SNASPE (Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado): la Reserva Nacional Los Queules (RNLQ) y la Reserva Nacional Los Ruiles (RNLR), ambas insertas en la provincia de Cauquenes, Región del Maule, Chile (Arnold *et al.*, 2009). El área protegida que representan ambas reservas equivale sólo al 0,5 % de la cobertura total del Bosque Maulino Costero, hecho que pone de manifiesto su alta vulnerabilidad a desaparecer (Galleguillos *et al.*, 2022). Si bien en estas áreas y en la Región del Maule en general, se han llevado a cabo estudios y catastros oficiales que han permitido evaluar temporalmente los cambios cuantitativos en la distribución de sus coberturas vegetales (CONAF, 2018), a nuestro conocimiento ninguno ha analizado en profundidad la configuración espacial y diversidad composicional de los elementos de su paisaje.

El presente trabajo busca cuantificar y evaluar los cambios recientes experimentados por la estructura paisajística del Bosque Maulino Costero, mediante la aplicación de métricas de ecología del paisaje sobre sus principales coberturas vegetales, bajo la hipótesis de que este se encuentra sujeto a un proceso de fragmentación inducido por la marcada y continua introducción de plantaciones forestales durante las últimas décadas, como refieren estudios llevados a cabo en este tipo de bosque (Echeverría *et al.*, 2014). Las métricas fueron aplicadas sobre cada clase de cobertura vegetal del área de estudio para los años 2009 y 2016, permitiendo así estimar sus

magnitudes de cambio temporal. Con esto, se busca proveer de información que contribuya a orientar futuras acciones para su manejo y conservación por parte de los organismos gubernamentales competentes.

ÁREA DE ESTUDIO

El Bosque Maulino Costero se distribuye en la costa de la Región del Maule (35° 55' S - 37° 20' S), exhibiendo una alta diversidad de especies, debido a su condición de bosque transicional entre la vegetación mediterránea y los bosques templados del sur de Chile, la que alcanza una composición de 255 especies, muchas de ellas endémicas (Bustamante *et al.*, 2005; Gómez *et al.*, 2011; Arnold *et al.*, 2009). Esta formación forestal se inserta en la zona de clima Mediterráneo de Chile central, caracterizada por veranos cálidos y secos, inviernos lluviosos, y alta variación interanual en los montos de precipitación, registrando un promedio anual de 775 mm (Arroyo, 2004; Medel *et al.*, 2010). El área de estudio específicamente se ubica entre las comunas de Chanco, Puyehue y Cauquenes (35° 55' 37" S – 72° 31' 69" O), abarcando una superficie de ~713 km² y un perímetro de 242 km, con una altitud comprendida entre los 100 y 800 m.s.n.m. (Figura 1). El período de estudio quedó circunscrito a los años 2009 y 2016, debido a que ambos cuentan con catastros de recursos vegetacionales nativos de carácter oficial para la Región (CONAF, 2011; 2018). Si bien existe un catastro más antiguo (1999), este no fue considerado debido a que fue confeccionado con un nivel de detalle cartográfico más grueso que los posteriores (CONAF, 2011), pudiendo introducir distorsiones críticas para la consecución de los objetivos planteados. Por otra parte, a fin de garantizar la comparabilidad espacial entre ambos años de interés, se delimitó un área de estudio en común a partir de los límites alcanzados en el año 2009 por la tipología forestal de bosque nativo más dominante, correspondiente a Roble-Hualo. Este tipo forestal es uno de los que se ha visto más constreñido en el período de estudio, debido a disturbios antropogénicos, además de ser el menos representado en el SNASPE (0,9 %) (CONAF, 2011).

Como se mencionó anteriormente, dentro del área de estudio se encuentran dos áreas SNASPE: la RNLR; en la comuna de Chanco, con una superficie de 0,28 km², y la RNLQ; al sur de la comuna de Pelluhue, con una superficie de 1,47 km². Considerando su área, la segunda reserva es más pobre en especies que la primera (Arnold *et al.*, 2009). Dentro de la RNLR se encuentran especies de fauna silvestre como el pudú (*Pudu puda* Molina), quique (*Galictis cuja* Molina), pato correntino (*Merganetta armata* Gould), lechuga blanca (*Tyto alba* Scopol), tucúquere (*Bubo virginianus* Gmelin), entre otras. Desde el punto de vista florístico, la reserva contiene especies endémicas y catalogadas como vulnerables, como hualo (*Nothofagus Glauca*

Krasse), huala (*Nothofagus Leoni esp.*) y otras como ruil (*Nothofagus Alessandri* Espinosa) y pitao (*Pitavia punctata* (Ruiz & Pav) Molina); ambas catalogadas como Monumento

Natural 1995 y en peligro de extinción (Ormazábal, 1987; CONAF, 2014). Por otro lado, dentro de la RNLQ se encuentra el Queule (*Gomortega queule* Molina), especie declarada Monumento Natural debido a su endemismo y rareza, cuya distribución latitudinal hacia el sur comienza precisamente dentro de esta reserva (Arnold *et al.*, 2009).

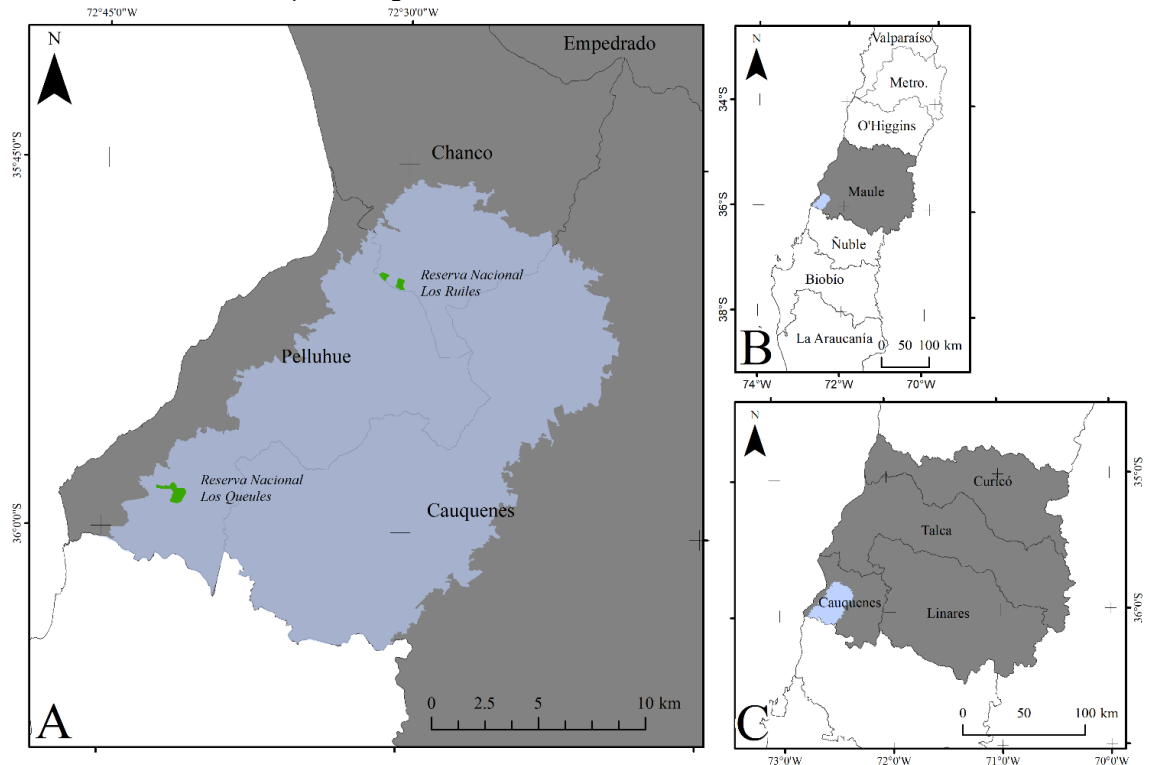


Figura 1. Ubicación del área de estudio (A) y su contexto general a nivel Regional (B) y Provincial (C) en el país. Fuente: Elaboración propia.

MATERIALES Y MÉTODOS

MATERIALES.

Se utilizaron las capas temáticas vectoriales de coberturas vegetales tanto nativas como plantadas del área de estudio, contenidas en los Catastros de Uso de Suelo y Vegetación de la Región del Maule correspondientes a los años 2009 y 2016, disponibles en línea desde

el portal del Sistema de Información Territorial (SIT) de la CONAF (<https://sit.conaf.cl>).

MÉTODOS.

Las categorías de uso y subuso del suelo, contenidas en cada catastro referido, fueron reagrupadas en siete clases de cobertura vegetal, descritas en la Tabla 1. De acuerdo con los criterios definidos por la Carta de

Ocupación de la Tierra (CONAF, 2018), ambos catastros utilizaron la misma definición conceptual para delimitar dichas categorías.

Las clases definidas para ambos años de interés fueron rasterizadas, para ingresarlas al programa Fragstats® versión 4.2 (Oregon State University, Corvallis, EE. UU.), desde el cual fueron derivadas un conjunto de métricas de paisaje. Estas métricas o índices de paisaje, son ampliamente usados para analizar en profundidad la configuración espacial y diversidad composicional de los elementos del paisaje. Estas pueden ser aplicadas a tres niveles de agregación espacial: parche, clase y paisaje, de acuerdo con los intereses del estudio. Existen dos

grupos de métricas, el primero provee medidas de composición que cuantifican la abundancia y variedad de parches por cada clase dentro del paisaje. El segundo, provee medidas de configuración; forma, posición u orientación de los parches del paisaje (McGarigal y Marks, 1995). En este trabajo, una selección de ambos grupos de métricas fue aplicada a nivel de clase para los años inicial (2009) y final (2016) del área de estudio, según lista y describe la Tabla 2.

Clase	Sigla	Descripción
Pradera-matorral	PM	En matorrales predomina el recubrimiento de arbustos (25 – 75 %) y herbáceas (0-100 %), en praderas coexisten equitativamente árboles, arbustos y herbáceas, destacando especies como espino (<i>Acacia caven</i> (Molina) Molina), boldo (<i>Peumus boldus</i> Molina), litre (<i>Lithraea caustica</i> Molina. Hook. et Arn.), maqui (<i>Aristotelia chilensis</i> (Molina) Stuntz), romerillo (<i>Baccharis linearis</i> (Ruiz & Pav.) Pers.).
Roble-Hualo	RH	Tipo forestal representado por la presencia de una o ambas especies de roble (<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst.) y hualo, constituyendo a lo menos, un 50 % de los individuos por hectárea.
Plantación forestal	PF	Cobertura boscosa dominada por especies introducidas de rápido crecimiento como pino radiata (<i>Pinus radiata</i> D. Don) y eucalipto (<i>Eucalyptus</i> L'Hér.).
Cultivo agrícola	CA	Predios ocupados por vegetación de uso silvoagropecuario, ya sea, arbórea, arbustiva o herbácea.
Bosque mixto	BM	Cobertura boscosa dominada por la coexistencia de especies caducifolias como el roble, y especies perennes como el pino radiata.
Roble-Hualo-Coihue	RHC	Presencia de cualquiera de las tres especies: roble, hualo y coihue (<i>Nothofagus dombeyi</i> (Mirb.) Oerst.) o una combinación de estas, constituyendo, ya sea en asociación o separadamente, más de 50 % de los individuos por hectárea, con un diámetro de ≥ 10 cm a 1,30 m de altura.
Bosque esclerófilo	ES	Cobertura boscosa representada principalmente por la asociación o al menos una de las especies que a continuación se indican: quillay (<i>Quillaja saponaria</i> Molina), litre, peumo (<i>Cryptocaria alba</i> (Molina) Looser), espino, maitén (<i>Maytenus boaria</i> Molina), algarrobo (<i>Prosopis chilensis</i> (Molina) Stuntz), belloto (<i>Beilschmiedia miersii</i> (Gay) Kosterm), boldo.

Tabla 1. Descripción de las clases de cobertura vegetal definidas en el área de estudio. Fuente: CONAF (2018).

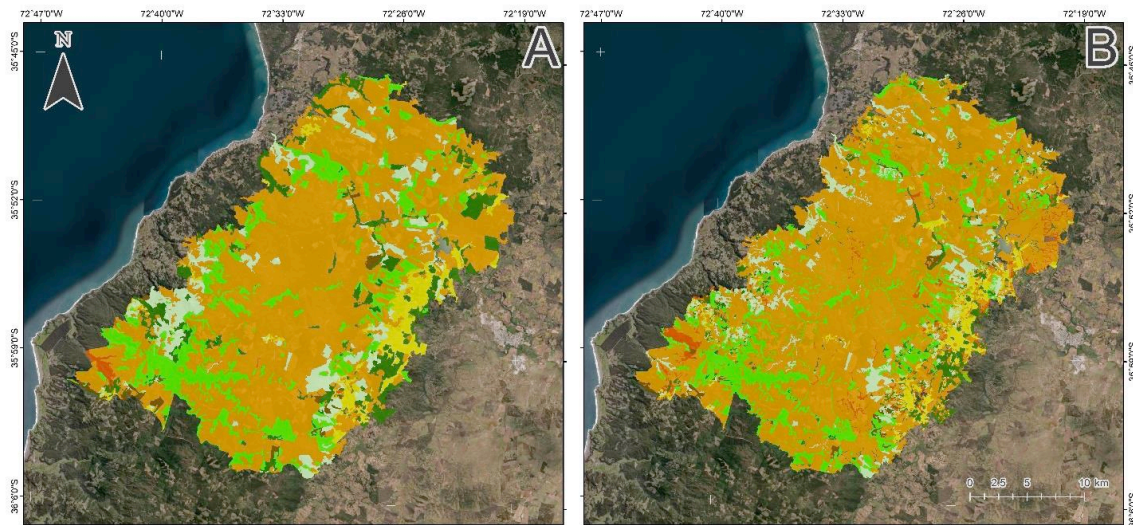
Métrica		
Nombre	Tipo	Descripción
Área total	Composición	Suma absoluta de las áreas de todos los parches de una misma clase
Número de parches	Composición	Número total de parches de una misma clase
Área promedio	Configuración	Área promedio de los parches de una misma clase
Índice de forma	Configuración	División normalizada entre el perímetro de un parche de una clase y su área, comparada con una forma estándar (cuadrada o circular) del mismo tamaño que el parche.
Radio de giro	Configuración	Distancia promedio de cada píxel del parche respecto de su centroide.
Índice de área núcleo	Configuración	Porcentaje del parche de una clase que corresponde a su área central

Tabla 2. Descripción de las métricas de paisaje empleadas. Fuente: McGarigal y Marks (1995).

RESULTADOS

La Figura 2 muestra las clases de cobertura vegetal definidas para cada año de interés: 2009 (A) y 2016 (B), permitiendo evidenciar sus variaciones temporales en términos de distribución, abundancia y tamaño de los parches (polígonos) que las componen. En ambos años de interés, destaca la predominancia de plantaciones forestales, cuya matriz en 2016 se presenta algo más permeada por formaciones de Roble-Hualo,

las que dentro del período de estudio tienden a concentrarse más claramente en torno a las reservas. De acuerdo a la Tabla 3 y Figura 3A, tanto la clase plantación forestal como bosque esclerófilo, incrementaron su área total en el período de estudio, resaltando particularmente esta última (352%). Las demás clases en tanto, vieron reducida su área total, ya sea mediante la desaparición o constricción de sus parches en 2016, destacando la de pradera- matorral (-48%).



Clases de cobertura vegetal:

- Pradera-matorral
- Plantación forestal
- Bosque mixto
- Bosque esclerófilo
- Roble-Hualo
- Cultivo agrícola
- Roble-Hualo-Coihue

Figura 2. Coberturas vegetales definidas dentro del área de estudio en 2009 (A) y 2016 (B).

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 4 y la Figura 3B permiten apreciar que los parches que conforman a cada una de

las clases de cobertura vegetal definidas disminuyeron notoriamente su tamaño

promedio en el período de estudio. Consecuentemente, el incremento de área experimentado en 2016 por las plantaciones forestales y el bosque esclerófilo, según lo anteriormente mencionado, se produjo en la forma de parches más pequeños que su promedio en 2009. En efecto, la Tabla 5 y Figura 3C, muestran que en el período de estudio el bosque esclerófilo experimentó un marcado aumento en su número de parches (1610 %). El resto de las clases en tanto aumentó más moderadamente en su número de parches hacia 2016, el que ligado a su pérdida de área total (a excepción de las plantaciones forestales), constatando su progresiva fragmentación.

La Tabla 6 y Figura 3D revelan que todas las clases de cobertura vegetal aumentaron la irregularidad de los contornos de sus parches (> 1) en el período de interés, especialmente

la de bosque esclerófilo (48 %), lo que, aparejado al destacable incremento en su área total y la disminución en el tamaño promedio de sus parches, referido anteriormente, dan cuenta de su progresiva expansión radicular. Las clases Roble-Hualo, bosque mixto y Roble-Hualo-Coihue, también presentaron aumentos en dicha métrica para el periodo de interés (25, 17 y 11 %, respectivamente), que, aunque menores, ratifican la fragmentación de sus parches antes mencionada. Los cultivos agrícolas en tanto exhibieron una ligera disminución en la irregularidad de los contornos de sus parches en 2016 (-6 %), lo que, sumado a la disminución de su área total, tamaño promedio de sus parches, e incremento en su número de parches, sugiere un proceso de constricción espacial regular.

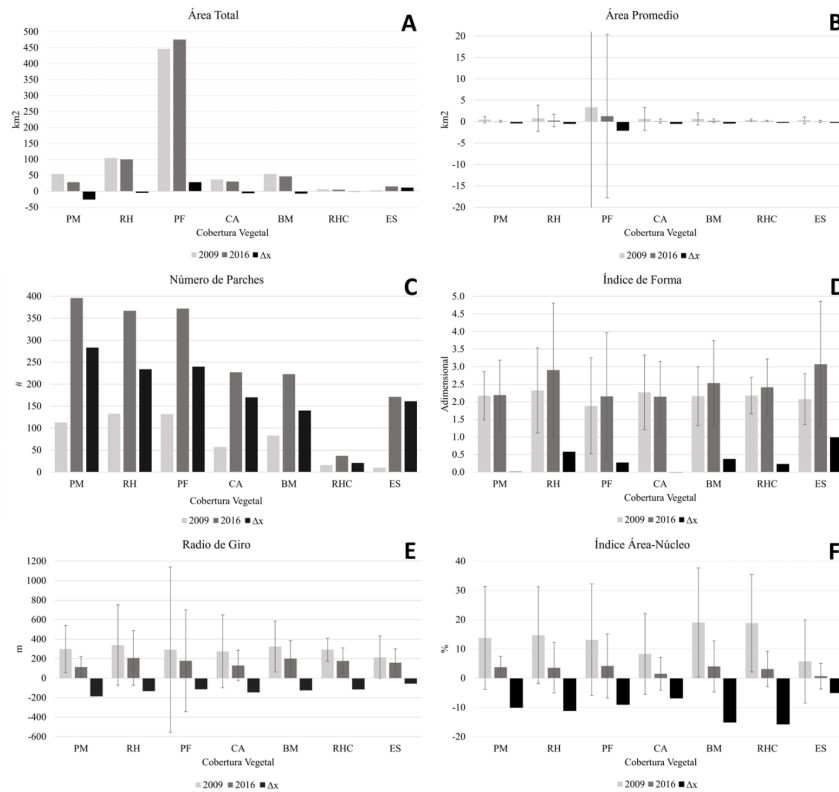


Figura 3. Valores de las métricas de paisaje aplicadas sobre cada una de las coberturas vegetales definidas en el área de estudio (PM: pradera-matorral, RH: Roble-Hualo, PF: plantación forestal, CA: cultivo agrícola, BM: bosque mixto, RHC: Roble-Hualo-Coihue, ES: bosque esclerófilo) para los años 2009 y 2016, y su diferencia temporal (Δx). Fuente: Elaboración propia.

Clase de cobertura vegetal	Área total					
	2009		2016		2016 - 2009	
	km ²	%	km ²	%	Δx	$\Delta\%$
PM	54,05	7,66	28,30	4,12	-25,7	-48
RH	104,48	14,81	100,10	14,59	-4,38	-4
PF	446,39	63,29	475,34	69,28	28,95	6
CA	36,83	5,22	30,50	4,45	-6,33	-17
BM	54,10	7,67	46,80	6,82	-7,30	-13
RHC	6,08	0,86	5,12	0,75	-0,96	-16
ES	3,33	0,47	15,04	2,19	11,71	352

Tabla 3. Área total absoluta (km²) y relativa (%) de las coberturas vegetales de interés en 2009 y 2016, y su diferencia temporal absoluta (Δx) y relativa ($\Delta\%$). Fuente: Elaboración propia.

Clase de cobertura vegetal	Área promedio (km ²)					
	2009		2016		2016 - 2009	
	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	Δx	$\Delta\%$
PM	0,48	0,8	0,07	0,25	-0,41	-85
RH	0,79	3,1	0,27	1,43	-0,51	-65
PF	3,38	33,5	1,28	19,05	-2,10	-62
CA	0,65	2,7	0,13	0,51	-0,51	-79
BM	0,65	1,4	0,21	0,43	-0,44	-68
RHC	0,38	0,3	0,14	0,18	-0,24	-64
ES	0,33	0,8	0,09	0,25	-0,24	-74

Tabla 4. Estadísticos descriptivos del área de las coberturas vegetales de interés en 2009 y 2016, y su diferencia temporal absoluta (Δx) y relativa ($\Delta\%$). Fuente: Elaboración propia.

Clase de cobertura vegetal	Número de parches			
	2009		2016	
	#	#	Δx	$\Delta\%$
PM	113	396	283	250
RH	133	367	234	176
PF	132	372	240	182
CA	57	227	170	298
BM	83	223	140	169
RHC	16	37	21	131
ES	10	171	161	1610

Tabla 5. Número de parches (#) de las coberturas vegetales de interés en 2009 y 2016, y su diferencia temporal absoluta (Δx) y relativa ($\Delta\%$). Fuente: Elaboración propia.

Clase de cobertura vegetal	Índice de forma					
	2009		2016		2016 - 2009	
	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	Δx	$\Delta\%$
PM	2,17	0,69	2,19	1,00	0,01	1
RH	2,32	1,21	2,91	1,90	0,58	25
PF	1,88	1,36	2,16	1,81	0,27	14
CA	2,27	1,06	2,14	1,01	-0,13	-6
BM	2,16	0,84	2,53	1,21	0,37	17
RHC	2,18	0,52	2,41	0,81	0,24	11
ES	2,08	0,72	3,07	1,79	0,99	48

Tabla 6. Estadísticos descriptivos del índice de forma de las coberturas vegetales de interés en 2009 y 2016, y su diferencia temporal absoluta (Δx) y relativa ($\Delta\%$). Fuente: Elaboración propia.

Clase de cobertura vegetal	Radio de giro (m)					
	2009		2016		2016 - 2009	
	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	Δx	$\Delta\%$
PM	299,29	240,25	114,66	106,14	-184,63	-62
RH	339,57	412,79	206,90	280,24	-132,67	-39
PF	291,94	847,81	178,67	520,96	-113,27	-39
CA	275,16	374,63	130,11	156,01	-145,05	-53
BM	324,40	261,08	200,76	185,48	-123,64	-38
RHC	291,88	118,32	176,71	131,86	-115,17	-39
ES	214,33	217,79	158,27	142,07	-56,05	-26

Tabla 7. Estadísticos descriptivos del radio de giro de las coberturas vegetales de interés en 2009 y 2016, y su diferencia temporal absoluta (Δx) y relativa ($\Delta\%$). Fuente: Elaboración propia.

Clase de cobertura vegetal	Índice de área-núcleo (%)					
	2009		2016		2016 - 2009	
	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	Δx	$\Delta\%$
PM	13,77	17,62	3,75	3,75	-10,03	-73
RH	14,66	16,55	3,55	8,61	-11,11	-76
PF	13,14	19,06	4,16	10,98	-8,98	-68
CA	8,32	13,82	1,53	5,62	-6,79	-82
BM	19,07	18,63	4,02	8,69	-15,05	-79
RHC	18,80	16,64	3,11	6,08	-15,69	-83
ES	5,71	14,19	0,69	4,39	-5,02	-88

Tabla 8. Estadísticos descriptivos del índice de área-núcleo de las coberturas vegetales de interés en 2009 y 2016, y su diferencia temporal absoluta (Δx) y relativa ($\Delta\%$). Fuente: Elaboración propia.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

A pesar del período de estudio relativamente breve que abordó este trabajo, fue posible confirmar importantes cambios en la composición y configuración del paisaje que conforma al área de estudio, motivados principalmente por un aumento del área cubierta por plantaciones forestales en la forma de parches relativamente pequeños, compactos y de forma irregular. Si bien el bosque esclerófilo también aumentó su área en 2016, y de modo mucho más ostensible que las plantaciones forestales, esto se debió más bien a cambios en la metodología de delimitación de sus rodales, que a una colonización efectiva de esta clase de cobertura vegetal en el periodo de estudio.

En efecto, debido a mejoras introducidas a la metodología de mapeo empleada en el catastro de 2016, básicamente centradas en la introducción de nuevas tecnologías y técnicas de teledetección para la interpretación y procesamiento de datos espaciales, fue posible disminuir la unidad mínima cartográfica de una cobertura boscosa de 4 a 0,5 ha, abarcando con esto, su superficie mínima definida en la Ley 20.283, sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (CONAF, 2011; 2018). Esta Ley, además, dio paso a la consideración de coberturas de praderas y matorrales como bosque nativo, sumando incidencia en el incremento del área cubierta por el bosque de tipo esclerófilo. Sumado a lo anterior, cabe considerar que el catastro de 2009 precisó de mejor forma la definición de categoría de uso correspondiente a dicho tipo forestal, lo cual significó su incremento en su área de ~21 % con respecto al catastro anterior, cifra que se sugiere pudo seguir aumentando hacia 2016 por tal motivo (CONAF, 2011; 2018).

Dejando de lado del presente análisis el bosque esclerófilo, en virtud de lo previamente mencionado, las restantes clases de cobertura vegetal nativa del área de estudio arrojaron claras pérdidas de área en 2016, aparejadas de un aumento de parches relativamente pequeños, compactos y de bordes irregulares, dando cuenta así, de su proceso de fragmentación.

Comúnmente se reconoce que la afectación de este proceso sobre el Bosque Maulino

Costero desde hace virtualmente centurias, como consecuencia de la continua deforestación y degradación del bosque nativo del sur de Chile, ejercida por la presión del asentamiento humano (Cornejo, 2015). Hacia fines del siglo pasado, la tasa de retroceso anual de este tipo de bosque fue calculada en el rango de 2 a 3,6 % (Lara *et al.*, 1989; Echeverría *et al.*, 2006).

Más recientemente, entre 1975 y 2000, Echeverría *et al.* (2006) estimaron una reducción de 67 % de estos bosques, los que quedaron progresivamente confinados a parches más pequeños (< 0,01 km²) compactos e irregulares, a causa de su cercamiento por una matriz de plantaciones forestales en expansión. En efecto, los parches de mayor tamaño (0,2-1 km²) pasaron de conformar el 44 % de la superficie de estos bosques en 1975, a desaparecer por completo en 2000, tornándose prevaletentes aquellos de menor tamaño (< 1 km²); que sumaron el 69 % de su superficie. Por otro lado, el radio de giro de sus parches disminuyó en ~91 % dentro del período de estudio.

Con posterioridad, Ormazábal *et al.*, (2013), obtuvieron similares hallazgos, refiriendo para una zona más acotada de dicho tipo de bosque, una reducción de 37 % de superficie entre 2004 y 2008, la cual estuvo aparejada de un incremento notorio en la irregularidad de sus parches, así como de altos descensos para los índices de proximidad y conectividad, en comparación con las plantaciones forestales y el matorral esclerófilo.

De este modo, los resultados referidos en el presente trabajo resultan ser ampliamente concordantes con aquellos consignados en los estudios previamente aludidos, ratificando la continuidad del proceso de fragmentación del Bosque Maulino Costero, caracterizado por la constricción, inconexión y distanciamiento de sus parches. Las consecuencias ecológicas de lo anterior tienen su expresión en la reducción de hábitats y la limitación de interacciones ecológicas, desencadenando esto, la pérdida de diversidad y la introducción de especies invasoras, todo lo cual modifica la composición de estos bosques y últimamente, su sucesión ecológica (Medel *et al.*, 2010; Echeverría *et al.*, 2014).

A este respecto, Rivera-Hutinel *et al.* (2010) y Medel *et al.* (2010) encontraron una disminución en la riqueza de especies de insectos polinizadores, así como en el número de interacciones mutualistas planta-polinizador, al interior de la RNLQ, condicionada por la presencia de pino radiata. En relación con lo anterior, ha sido referido que, a menor tamaño de los fragmentos de Bosque Maulino Costero, mayor es la probabilidad de encontrar pino radiata en estos, por lo que el tamaño de sus parches lo torna susceptible a ser invadido, fragilizando las relaciones ecológicas de las especies presentes en estos (Gómez *et al.*, 2011). Más aún, existen evidencias de que la 10 reducción en el tamaño de esos parches puede reducir la disponibilidad de alimentos (frutos e insectos) y estructuras de anidación para especies como la paloma araucana (*Patagioenas araucana* Lesson, 1827) (Vergara y Simonetti, 2003). Por otra parte, el incremento en la irregularidad de esos parches puede aumentar la depredación y disminuir la germinación de semillas de especies arbóreas nativas, a la vez de incrementar la invasión de aquellas de pino radiata (Echeverría *et al.*, 2006). En efecto, esta especie invasora puede producir efectos alelopáticos en la germinación de semillas de especies nativas como el peumo, como fuera señalado por Guerrero y Bustamante (2007), al interior de la RNLQ.

El presente trabajo proveyó de información actualizada sobre la magnitud de cambio temporal reciente en la configuración y composición del paisaje de Bosque Maulino Costero, que ratifican la continuidad de su proceso fragmentación, a la espera de que ello pueda contribuir a orientar futuras acciones para su manejo y conservación por parte de los organismos gubernamentales competentes.

BIBLIOGRAFÍA

ARNOLD, F.E., SEPÚLVEDA, C., SAN MARTÍN, J., BOSCHER, D., PEÑAILILLO, P., LANDER, T., GARRIDO, P., HARRIS, S., HAWTHORNE, W. "Propuesta de una estrategia de conservación para los bosques nativos subregión del Maule". Talca: *Darwin Initiative*, 2009, 96 p.

ARROYO, M., MARQUET, P., MARTICORENA, C., CAVIERES, L., SQUEO, F., SIMONETTI ZAMBELLI, J., ROZZI, R. Y MASSARDO, F. "Diversidad de ecosistemas, ecosistemas terrestres. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación". Santiago: CONAMA, 2006, pp. 94-97.

BUSTAMANTE, R.O., SIMONETTI, J.A., GREZ, A.A., SAN MARTÍN, J. "La fragmentación del bosque maulino y su dinámica regeneracional: diagnóstico actual y perspectivas futuras. en: Smith-Ramírez, C, Armesto, J.J., Valdovinos, C. (eds.). Santiago: *Editorial Universitaria*, 2005, pp. 555-564.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). "Catastro de uso del suelo y vegetación. Monitoreo y actualización Región del BíoBío, Región del Maule". Santiago: CONAF, 2011, 22 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). "Catastro de uso del suelo y vegetación. Monitoreo y actualización Región del BíoBío, Región del Maule". Santiago: CONAF, 2011, 22 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). 2014. "Plan de manejo Reserva Nacional Los Ruiles". Santiago: CONAF, 2014, 69 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal). "Monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del catastro de los recursos vegetacionales nativos de la Región del Maule". Santiago: CONAF, 2018, 48 p.

CORNEJO, R. "La destrucción del bosque nativo". *Sustainability, Agri, Food and Environmental Research*. 2015, vol 3, núm 2, p. 30-32.

ECHEVERRÍA, C., BOLADOS, G., RODRÍGUEZ, J., AGUAYO, M., PREMOLI, A. "Ecología de paisajes forestales". En Donoso, C., González, M.E., Lara, A. (Eds.). Osorno: *Editorial Universidad de Los Lagos*, 2014, pp. 471- 486.

ECHEVERRÍA, C., COOMES, D., SALAS, J., REY-BENAYAS, J.M., LARA, A., NEWTON, A. "Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests". *Biological conservation*. 2006, vol 130, núm 4, p. 481-494.

- GALLEGUILLOS, M., URRUTIA, R., LARA, A., GONZÁLEZ, M. "El inminente ocaso de los bosques maulinos". 2022. [en línea] [fecha de la consulta: 21 de septiembre 2022]. Disponible en web: <https://www.elmostrador.cl/dia/2022/02/05/el-inminente-ocaso-de-los-bosques-maulinos/>
- GÓMEZ, P., BUSTAMANTE, R., SAN MARTÍN, J., HAHN, S. "Estructura poblacional de *Pinus radiata* D. Don en fragmentos de Bosque Maulino en Chile central". *Gayana Botánica*. 2011, vol 68, núm 1, p. 97-101.
- GUERRERO, P., BUSTAMANTE, R. "¿Can native tree species regenerate in *Pinus radiata* plantations in Chile? Evidence from field and laboratory experiments". *Forest Ecology and Management*, 2007, vol 253, p. 97-102.
- KEITH, H., VARDON, M., STEIN, J.A., LINDENMAYER, D. "Contribution of native forests to climate change mitigation – A common approach to carbon accounting that aligns results from environmental-economic accounting with rules for emissions reduction". *Environmental Science & Policy*. 2019, vol 93, p. 189-199.
- LARA, A., AMOROSO, M., ARELLANO, G., BANNISTER, J.R., DONOSO, C., GONZALEZ, M., GUTIÉRREZ, A., SMITH-RAMÍREZ, C., VARGAS, R. "Sucesión y dinámica de bosques templados en Chile". En Donoso, C., González, M.E., Lara, A. (Eds.). Valdivia: *Ediciones UACH*, 2014, pp. 323-410.
- LARA A., ARAYA, L., CAPELLA, J., FIERRO, M., CAVIERES, A. "Evaluación de la destrucción y disponibilidad de los recursos forestales nativos en la VII y VIII Región". Santiago: *CODEFF*, 1989, 22 p.
- LARA, A., VEULEN, T. "Forest Plantation in Chile: ¿a successful model?". En Mather, R.A. (Ed.). Londres: *Belhaven Press*, 1993, pp. 118-139.
- McGARIGAL, K. "Landscape pattern metrics". En Balakrishnan, N., Colton, T., Everitt, B., Piegorsch, W., Ruggeri, F., Teugels, J.L. (Eds.). Nueva York: *John Wiley & Sons*, 2014, pp. 1-13.
- McGARIGAL, K. "Fragstats help (4.2)". 2015. [en línea] [fecha de la consulta: 21 de septiembre 2022]. <https://ibis.geog.ubc.ca/courses/geob479/labs/fragstats.help.4.pdf>
- McGARIGAL, K., MARKS, B.J. "FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps". Portland: *U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station*, 1995, 132 p.
- MEDEL, R., RIVERA-HUTINEL, A., BUSTAMANTE, R.O. 2010. "Análisis de redes mutualistas y fragmentación: una herramienta para el estudio de la biodiversidad del bosque maulino". En Bustamante, R.O., Bachmann, P.L. (Eds.). *Proyecto Anillo ACT34/2006*, 2006, pp. 29-41.
- OLSON, D.M., DINERSTEIN, E., WIKRAMANAYAKE, E.D., BURGESS, N.D., POWELL, G.V.N., UNDERWOOD, E.C., D'AMICO, J.A., ITOUA, I., STRAND, H.E., MORRISON, J.C., LOUCKS, C.L., ALLNUTT, T.F., RICKETTS, T.H., KURA, Y., LAMOREUX, J.F., WETTENGEL, W.W., HEDAO, P., KASSEM, K.R. "Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth: a new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity". *Bioscience*. 2001, vol 51, núm 11, p. 933-938.
- PAUL, C., KNOKE, T. "Forest value: More than commercial". *Science*. 2016, vol 354, p. 1541-1541.
- ROZZI, R., ARMESTO, J.J., FIGUEROA, J. "Biodiversidad y conservación de los bosques nativos de Chile: una aproximación jerárquica". *Bosque*. 1994, vol 15, núm 2, p. 55-64.
- RIVERA-HUTINEL, A., BAHAMÓNDEZ, A., CUARTAS-DOMÍNGUEZ, M., GONZÁLEZ, C.R. 2010. "Diversidad de agentes polinizadores en paisajes antropogénicos: el caso del bosque maulino y su reemplazo con plantaciones de pino". En Bustamante, R.O., Bachmann, P.L. (Eds.) *Proyecto Anillo ACT34/2006*, 2006, pp. 14-27.
- ORMAZÁBAL, Y., ÁVILA, C., MENA, C., MORALES, Y., BUSTOS, Ó. 2013. "Caracterización y cuantificación de fragmentos de bosque nativo, en un sector del secano interior de la región del Maule, Chile".

Ciência Florestal. 2013, vol 23, núm 3, p. 449-460.

ORMAZÁBAL, P.C., BENOIT, C.I. "El Estado de Conservación del Genero *Nothofagus* en Chile". *Bosque*. 1987. vol 8, núm 2, p 109–120.

SEPÚLVEDA, C.A., PEÑAILILLO, P., GARRIDO, P., SAN MARTÍN, J. "Índice de calor genético y prioridades de conservación para el bosque maulino costero, Chile". *X Congreso Latinoamericano de Botánica*. 2010. La Serena. Chile.

VÁSQUEZ-GRANDÓN, A., DONOSO, P.J., GERDING, V. "Forest degradation: when is a forest degraded? *Forests*. 2018, vol 9, núm 11, 726.

VERGARA, P., SIMONETTI, J. "Avian responses to fragmentation of the Maulino Forest in central Chile". *Oryx*. 2004. vol 38, núm 4, 383–388.

YU, H., LIU, X., KONG, B., LI, R., WANG, G. "Landscape ecology development supported by geospatial technologies: A review". *Ecological Informatics*. 2019, vol 51, p. 185-192.