

## Modelos de cambio en cobertura forestal de la cuenca del río Manso inferior ¿Una herramienta para definir estrategias de manejo?

Modeling forest cover change in the Manso river basin:  
A tool for defining management strategies?

Juan Haridas Gowda \*\*, Thomas Kitzberger <sup>a</sup>, Romina Gonzalez Musso <sup>a</sup>

\*Autor de correspondencia: <sup>a</sup> Universidad Nacional del Comahue,  
Instituto Nacional de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente, Departamento de Ecología,  
Bariloche, Río Negro, tel.: 54 2944539751, gowda@comahue-conicet.gob.ar

### SUMMARY

Many Andean forests of Northwestern Patagonia have expanded over burned areas during the last century. In this article, we combine maps from early 1900s with potential distribution models based on recent forest cover maps of the region to estimate the long-term responses of the three main forest communities of seed-obligate forests, *Nothofagus pumilio*, *N. dombeyi* and *Austrocedrus chilensis*, to land-use changes within the Manso river basin. This valley has the highest potential for forest management in the Rio Negro Province. Our results indicate that the forest area of the Manso river basin has doubled over the last 100 years. The lenga forests expanded over xeric shrublands in the valley, coihue forests advanced primarily over burned areas at the beginning of the 20th century, while cypress forests advanced both in shrublands and burned areas. Land cover change analysis indicates that *A. chilensis* forests are the community with the highest relative increment. We conclude that, under current scenarios of climate change, shrubland management combined with a strategy of conversion to productive *N. dombeyi* and *A. chilensis* forests in key areas would improve current policy, which is characterized by a lack of forest management in areas under the National Park System as well as under provincial administration.

*Keywords:* forest dynamics, land use planning, basin management, forest policy.

### RESUMEN

Muchos bosques del norte de la Patagonia andina argentina se han expandido en los últimos 100 años, avanzando sobre áreas incendiadas. En este artículo estimamos las respuestas de largo plazo de los principales tipos forestales de bosque alto, *Nothofagus pumilio* (lenga), *Nothofagus dombeyi* (coihue) y *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la cordillera, en adelante “ciprés”), a los cambios de uso de la tierra que ha experimentado la cuenca del río Manso Inferior, la mayor superficie con potencial de manejo forestal de la Provincia de Río Negro, Argentina, combinando mapas de principios de siglo XX con modelos de distribución potencial y el mapa más reciente de cobertura forestal de la región. Nuestros resultados indican que durante los últimos 100 años se duplicó la superficie boscosa de la cuenca del río Manso. Los bosques de lenga se expandieron sobre los matorrales xéricos del valle. Los bosques de coihue avanzaron mayormente sobre áreas incendiadas a principios del siglo XX, en tanto que los cipresales avanzaron tanto en matorrales como en áreas incendiadas. El análisis de cambio indica que el tipo forestal ciprés ha sido el de mayor aumento relativo en la cuenca. Concluimos que, ante los escenarios actuales de cambio climático el manejo de matorrales combinado con una estrategia de reconversión de áreas clave a bosques productivos de coihue y ciprés sería una política más adecuada que la actual, caracterizada por la inexistencia de manejo del bosque, tanto en áreas protegidas como en predios bajo la administración de la Provincia de Río Negro.

*Palabras clave:* dinámica forestal, ordenamiento territorial, manejo de cuenca, política forestal.

### INTRODUCCIÓN

Los bosques del norte de la Patagonia andina argentina se han expandido durante los últimos 100 años, avanzando sobre áreas quemadas por los colonos al establecerse a fines del siglo XIX y comienzos del XX (Willis 1914, Veblen y Markgraf 1988, Gowda *et al.* 2012). Esta expansión es producto de la combinación de procesos naturales de regeneración, una política pública nacional y provincial cen-

trada en la prohibición de quemas en bosques y pasturas, crecientes inversiones en el control de incendios forestales, así como por la interacción entre los pobladores, su ganado y la vegetación (Veblen 1992, Blackhall *et al.* 2008). En un primer esfuerzo institucional por ordenar el uso del territorio en el norte de la Patagonia Argentina, Willis (1914) elaboró mapas de cobertura vegetal, incluyendo los principales ríos, lagos, cumbres, senderos y caminos, así como de los usos que se le daba al suelo y el potencial para el

desarrollo de actividades productivas (agrícola, producción de energía eléctrica, forestal, etc.). Dicha base cartográfica complementó un estudio detallado sobre los usos del suelo de principios del siglo XX que sustentó una propuesta de plan de desarrollo regional, nunca puesta en práctica.

Una comparación a escala regional entre el relevamiento conducido por Willis (1914) y la interpretación de cobertura basada en imágenes satelitales, indica que durante el período 1914 - 2003 la cobertura de bosque ha avanzado sobre áreas incendiadas, pastizales y matorrales dominados por especies rebrotantes, siendo la exposición topográfica y la precipitación dos variables significativamente asociadas a los procesos de cambio entre tipos de vegetación (Gowda *et al.* 2012). Si bien este análisis de cambio a escala regional ha permitido documentar las grandes transiciones del paisaje forestal, la baja resolución y falta de discriminación en los mapeos históricos entre los principales tipos forestales torna dificultoso comprender los mecanismos de respuesta de largo plazo de cada especie, limitando así su aplicabilidad a la planificación de manejo a escala de paisaje (cuenca forestal).

En este artículo estimamos los cambios de largo plazo (100 años) en la cobertura de los principales tipos forestales de bosque alto: *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Krasser (lenga), *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. (coihue) y *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Serm. et Bizzarri (ciprés de la cordillera, en adelante “ciprés”) en la cuenca del río Manso Inferior, la cual representa la mayor superficie con potencial de manejo forestal de la Provincia de Río Negro, Argentina. Utilizando la distribución histórica de bosque y de otras clases de cobertura registradas por Willis (1914) y el mapa de tipos forestales actuales (CIEFAP-MAyDS 2016) estimamos: (1) la cobertura y distribución potencial de los principales tipos forestales previa a los incendios de principios del siglo XX, (2) los patrones de cambio en cobertura de dichos tipos forestales durante los últimos 100 años y (3) el potencial de expansión futura de los mismos con el objetivo de plantear estrategias de manejo forestal del bosque andino del norte de Patagonia. A partir de los patrones encontrados, proponemos diferentes estrategias como marco para la planificación del manejo productivo a escala de cuenca.

## MÉTODOS

*Área de estudio.* Comprende la cuenca del río Manso (figura 1), abarcando el sur del Parque Nacional Nahuel Huapi y la totalidad de la comuna de El Manso y Foyel. Esta región mantiene una larga tradición de uso ganadero, habiendo sido utilizada por comunidades originarias y posteriormente por una empresa frigorífica (Cochamó) como paso de acceso al mercado chileno, manteniéndose este vínculo socioeconómico y cultural hasta mediados del siglo XX (Cabrera 2009). Si bien se registra la presencia del hombre en la cuenca desde hace más de 3.500 años (Fernández *et al.* 2019), la población estable a principios

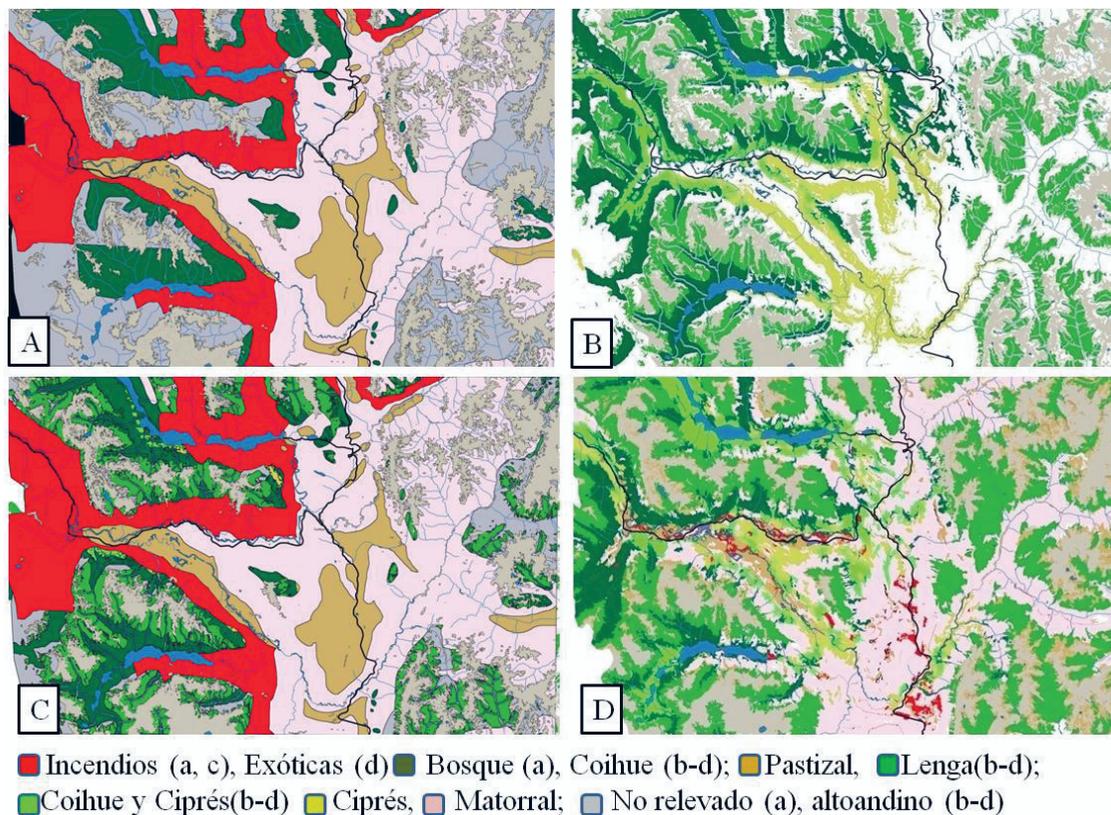
del siglo XX estaba conformada principalmente por arrieros de origen chileno (Willis 1914, Cabrera 2009).

A partir de la creación del Parque Nacional Nahuel Huapi, en 1936, la cuenca queda dividida jurisdiccionalmente por los ríos Villegas y Manso, pasando la cuenca superior del sector norte de la misma a depender de la Administración de Parques Nacionales. A mediados del siglo XX se instalan tres aserraderos en la zona, generando la base para los núcleos poblacionales de la cuenca: El Foyel, Río Villegas y Manso Inferior. Las extracciones forestales se centran en los bosques de lenga (El Foyel), así como en la extracción selectiva (floreo) de individuos de rodales remanentes de ciprés. La actividad forestal se complementa con la cosecha de caña coligüe (*Chusquea culeou* E. Desv.) para uso en mueblería y construcción. A partir de mediados de la década de 1970, el Servicio Forestal Andino de la Provincia de Río Negro regula la extracción de rollizos con un sistema de guías y plantaciones compensatorias (LP 757/1972), fomentando así la forestación con coníferas. Desde principios del siglo XXI, se limita la corta a individuos muertos de ciprés, permitiéndose sólo la extracción de individuos vivos en relación a obras de infraestructura y riesgo presunto para especies arbóreas (ciprés, lenga y coihue), así como la extracción leñera de especies arbustivas y arbóreas rebrotantes.

La vegetación de la cuenca se caracteriza por fondos de valle dominados por ñire alto (ñirantales), bosques de coihue y ciprés, que alternan con parches de matorrales mixtos en laderas bajas y medias y bosques puros de lenga (lengales) en altitudes superiores a los 1.000 m s.n.m. La ganadería se concentra en los fondos de valle, manteniéndose en algunos campos la tradición de llevar al ganado vacuno a veranadas en pastizales altoandinos. El ganado menor, principalmente ovino, se concentra todo el año en potreros cercanos a las viviendas.

La precipitación en el área de estudio varía entre 2.700 mm y 900 mm anuales, al oeste y este respectivamente, con un marcado déficit hídrico estival y gran amplitud térmica durante el verano, registrándose heladas aisladas durante el verano, lo que condiciona el cultivo en áreas abiertas (Barros *et al.* 1983).

*Origen y clasificación de coberturas.* Mapa de 1914 (figura 1A): La capa de cobertura de suelo de principios de siglo XX es un recorte para el área de estudio de la digitalización de los mapas elaborados por Willis (1914) realizada a escala regional por Gowda *et al.* (2012). Dichos mapas consideran cinco clases: (1) “Zona Alpina, vertientes y picos rocosos en general arriba de los 1.500 m s.n.m., incluyendo serranías y pampitas en el alto Cordillero boscoso (sic)”; (en adelante Zona Alpina), (2) “Bosques vírgenes, compuestos por Lenga, Coihue y Ciprés”, (en adelante Bosque), (3) “Monte arbusto, compuesto de las especies Nirí, Retamó, Polopichí (sic), Maitén, Caña, etc.”, (en adelante Matorral), (4) “Quemazones recientes” (en adelante Incendios) y (5) “Tierras buenas para cultivarse, sea por



**Figura 1.** Área de estudio en la cuenca del río Manso. (A): Interpretación del mapa elaborado por Willis (1914); (B): Modelos de distribución potencial con más del 50 % de probabilidad de cobertura de lengales, coihuales y cipresales en la actualidad; (C): Reclasificación del mapa elaborado por Willis (1914) (figura 1A) utilizando los modelos de distribución potencial ilustrados en figura 1B; (D): Mapa de cobertura vegetal elaborado por CIEFAP-MAyDS (2016), reclasificado a 7 categorías utilizando el nivel 2 de la clasificación original.

Study area within the Manso river basin. (A): Interpretation of the map drawn by Willis (1914); (B): Potential distribution models with > 50 % probability for *N. pumilio*, *N. dombeyi* and *A. chilensis*; (C): Reclassification of Willis' land cover maps (figura 1A) using the potential distribution models illustrated in figura 1B; (D): vegetation cover map developed by CIEFAP-MAyDS (2016), reclassified to 7 classes using the second level of the original classification.

medio de irrigación o sin riego" (en adelante Pastizales). Se excluyeron del análisis los polígonos clasificados en el mapa del 2016 como lagos, eriales, hielo y nieve para reducir errores de interpretación asociados a zonas sin cobertura vegetal en el mapa elaborado por CIEFAP-MAyDS (2016).

Mapa de 2016 (figura 1D): Se utilizó el segundo nivel de clasificación (Ley\_N2) de la tabla de atributos del mapa elaborado por CIEFAP-MAyDS (2016) para agrupar a los tipos de vegetación. Se incluyen en las categorías los bosques dominados por lenga, coihue, ciprés y mixtos de coihue-ciprés a los polígonos denominados Le, Co, Ci y mMx en la columna Ley\_N2 de dicha tabla. Se consideraron bosques mixtos de coihue y ciprés (CoCi) solo a los polígonos clasificados como mCo-Ci de la tabla de atributos del Ley\_N3 (Mx de Ley\_N2). Se agruparon bajo la categoría de Matorral a las clases «Ñire», «MMx», «Ma», «ArbuNa», «Rd» y «Ch»; se considera como Pastizal a las categorías «HerbSubarb», «Otros Hum» y «Humedales» y se denomina Exóticas a la categoría «Exot-Artif». Esta

última categoría incluye tanto forestaciones de coníferas como salicáceas no implantadas.

Mapa de distribución potencial (figura 1B): Los modelos de nicho fueron generados utilizando el programa MAXENT (Phillips 2017). Para la elaboración de mapas de distribución potencial se colectaron 3.000 puntos por tipo forestal de las categorías Lengua, Coihue y Ciprés del mapa elaborado por CIEFAP-MAyDS (2016) utilizando la rutina de muestreo aleatorio estratificado (Stratified random, IDRI-SI Selva), filtrándose de los 3.000 puntos seleccionados, dos subconjuntos de 120 - 170 puntos de manera aleatoria para reducir la autocorrelación espacial entre los mismos. Se utilizó el primer subconjunto para entrenar los modelos y el segundo para definir su replicabilidad (Phillips 2017).

Se seleccionaron las siguientes variables ambientales como posibles condicionantes de la distribución de las especies forestales: altitud, pendiente, orientación, temperatura, precipitación y distancia a ríos. Todas las variables se estandarizaron (grano, extensión y proyección) en la

plataforma de análisis IDRISI Selva (Clark Labs 2014). Utilizamos el DEM elaborado a partir de las imágenes ASTER con resolución espacial de 30 metros (Nasa Earth data 2023). Las grillas de pendiente y orientación se procesaron utilizando el módulo SURFACE. La orientación fue transformada a dos variables continuas: norte y este ( $(\cos(\text{orientación}) + 1) / 2$  y  $(\sin(\text{orientación}) + 1) / 2$ ) de los valores de la orientación, respectivamente. Norte y este adoptan los valores más altos, excluyéndose de ambas las áreas con pendiente inferior a 5°. Esto permite estimar la importancia relativa de las cuatro exposiciones al combinar una variable que discrimina entre exposiciones norte y sur, asignando valores intermedios al este y oeste, y una variable que discrimina entre exposiciones este y oeste, generando valores intermedios para exposiciones norte y sur. La grilla de precipitación se elaboró interpolando las curvas de precipitación publicadas por Barros *et al.* (1983), utilizando un modelo de interpolación lineal de dichos vectores en el módulo INTERPOL de IDRISI. La cobertura de temperatura estacional se obtuvo a partir del producto de temperatura de la superficie de la misión satelital Landsat, Colección 2 (USGS 2023). Utilizando la plataforma Google Earth Engine (GEE) (Gorelick *et al.* 2017), se obtuvieron imágenes correspondientes al periodo 2015 - 2022 para toda el área de estudio. Se aplicaron los factores de escalado para las bandas térmicas indicados por la USGS para los productos de la colección 2 (USGS 2023), así como las máscaras de nubes y sombras utilizando las bandas de calidad. Con las imágenes disponibles, se elaboró un compuesto anual para cada estación utilizando la mediana como estadístico de reducción. Finalmente, todos los compuestos estacionales se integraron para obtener un único producto espacial por estación que represente la temperatura promedio en el periodo considerado (7 años). En el presente análisis se seleccionó la temperatura media de primavera como la variable más relevante.

A diferencia de las grillas térmicas de bases de datos generales, que representan valores estimados en base a interpolación de datos tomados por estaciones meteorológicas y corregidos con modelos de elevación, los datos derivados de las bandas térmicas de Landsat 8 reflejan las condiciones relativas de cada celda en una determinada área.

Para cada cobertura de cada tipo forestal, se seleccionó el modelo con mayor “área bajo la curva” (AUC) que solo incorporara variables cuya contribución y permutabilidad fueran positivas. La importancia de las variables se evaluó como su contribución al AUC del modelo en combinación con las otras variables y su permutabilidad, definida como la pérdida de robustez del modelo en términos de AUC en su ausencia (Phillips 2017). Se incluyeron todas las variables en el modelo inicial, retirándose progresivamente variables cuyos valores de contribución y/o permutabilidad fueran neutras o negativas. Tanto la contribución como la permutabilidad se presentan en MAXENT como valores normalizados, reflejando la contribución porcentual de las mismas.

Para generar una grilla de cobertura potencial asignamos las categorías de lenga, coihue y ciprés a las celdas en las que la probabilidad de presencia de dichas especies fuera mayor al 50 %. Sólo hubo superposición espacial entre las capas de coihue y ciprés, por lo que generamos una categoría de bosque mixto de coihue y ciprés (CoCi) que incluyera el área con solapamiento entre las mismas (figura 1B). Para estimar la cobertura potencial de bosques de lenga, coihue, ciprés y mixtos de coihue y ciprés a principios del siglo XX, se asignaron las identidades generadas en MAXENT sólo en las coberturas Zona Alpina y Bosque del mapa elaborado por Willis 1914 (figura 1C)

*Análisis de cambio.* Se enmascararon ríos, lagos, eriales, nieve y roca de la cobertura de CIEFAP-MAyDS (2016), analizándose solo los cambios en la cobertura vegetal del área de estudio respecto a 1914. Se comparó el mapa de cobertura vegetal de principios de siglo (figura 1A) con el de potencial forestal (figura 1B) utilizando el módulo CROSSTAB de IDRISI Selva para evaluar posibles cambios de cobertura asociados a la colonización de la cuenca. Se comparó la grilla de cobertura potencial de bosque de principios de siglo (figura 1C) con el elaborado por CIEFAP-MAyDS (2016) utilizando el módulo CROSSTAB de IDRISI Selva para estimar qué tipo de bosque podría haber sido quemado y reemplazado por matorrales a principios del siglo XX, así como la magnitud y distribución del avance de dichos bosques desde 1914. Todos los cálculos se realizaron en IDRISI, transformándose las coberturas a vectores sólo a fines ilustrativos. Los mapas presentados fueron elaborados en QGIS 3.26.

## RESULTADOS

*Modelos de distribución potencial.* Las principales variables asociadas a la distribución potencial de bosques de lenga, coihue y ciprés fueron la altitud y la temperatura (existiendo entre estas variables una correlación de  $r^2 = 0,35$ ) (cuadro 1). Los lengales se distribuyen en un rango altitudinal de 1.200 a 1.700 m s.n.m., superior al de los bosques dominados por coihue (430 - 1.200 m s.n.m.) y ciprés (490 - 800 m s.n.m.). Las dos especies de Nothofagus se ubican en rangos térmicos inferiores al de ciprés (cuadro 1), encontrándose los lengales, y en menor medida los coihuales, asociados a cursos de agua. La distribución espacial de los lengales se asocia negativamente a las exposiciones norte y positivamente a las exposiciones este, en tanto que los cipresales registran una asociación positiva con exposiciones norte (cuadro 1).

Distribución potencial de tipos forestales en 1914: A principios del siglo XX, la clase “Bosque” ocupaba el 13 % y la clase “Alpino”, que también incluiría bosques de lenga, ocupaba el 22 %. Estas dos categorías suman el 35 % de la superficie de la cuenca. Los modelos de distribución potencial indican que el 70 % del área clasificada como

Bosque y el 55 % de la relevada como zona Alpina podrían estar ocupados por bosques. Aplicando estos modelos, la superficie de la categoría “Bosque” con potencial para contener bosques de lenga, coihue y ciprés se reduce al 9 % y la de “Alpino” al 12 % de la cuenca, estimándose que

solo el 21 % de la misma mantendría cobertura boscosa (cuadro 2). Asimismo, estos modelos indican que el 53 % del área de la cuenca con vegetación tiene potencial para mantener bosques dominados por las tres especies forestales estudiadas (cuadro 2).

**Cuadro 1.** Variables ambientales explicatorias de los modelos de distribución potencial de lenga, coihue y ciprés en la cuenca del río Manso con mayor AUC, su contribución, permutabilidad y rango óptimo. AUC y número de puntos de muestreo para los datos utilizados en el entrenamiento y testeo, respectivamente. Los modelos fueron generados en MAXENT (Phillips 2017).

Variables related to the potential distribution models with highest AUC for *N. pumilio*, *N. dombeyi* and *A. chilensis* within Manso river's basin, their contribution, permutation importance and optimal range. AUC and number of training and test samples. Models were generated in MAXENT (Phillips 2017).

Variable	Tipo Forestal								
	Lenga	Coihue	Ciprés	Lenga	Coihue	Ciprés	Lenga	Coihue	Ciprés
	Contribución			Permutabilidad			Rango óptimo (prob > 0,5)		
Altitud (m s.n.m.)	82,0	55,6	82,9	82,2	60,4	83,0	1.200 -1.700	430 - 1.200	490 a 800
Distancia a río (km)	4,8	1,7		3,2	2,1		0 -7	0 - 50	
Temperatura (°C)	7,4	21,1	3,8	8,8	20,5	6,8	0 - 14	14 - 20	17-27
Norte (0-1)		2,9	4,5		3,0	3,3	0-0,8		0,3 - 1
Este (0-1)	3,9			3,5		4,2	0,6 - 1		
Precipitación (mm año <sup>-1</sup> )	1,2		5,1	1,9		2,7	1.500 - 3.000		1.100 - 1.200
Pendiente (°)	0,6	18,7	3,6	2,5	14,0	1,4	15 -45	15-70	0 - 30
	AUC Entrenamiento			AUC Test			n (entrenamiento / test)		
	0,873	0,847	0,898	0,853	0,823	0,861	140/132	147/151	117/113

**Cuadro2.** Cobertura de las clases de uso del suelo relevadas por Willis (1914) y su distribución potencial estimada en MAXENT utilizando datos del mapa de vegetación actual (CIEFAP-MAyDS, 2016) para un área de 145.435 hectáreas en la cuenca del río Manso. Los valores entre paréntesis corresponden a los % de la clase.

Land use cover surveyed by Willis (1914) and their potential distribution estimated by MAXENT using data from the vegetation map developed by CIEFAP-MAyDS (2016) for an area of 145,435 hectares within the Manso river basin. Values within brackets represent % of each class.

Clasificación original (Willis 1914)	Bosque	Alpino	Subtotal	Pastizal	Matorral	Incendios	Total
Hectáreas	18.350	32.369	50.720	13.607	50.616	30.493	145.435
% de la cuenca	(13)	(22)	(35)	(9)	(35)	(21)	(100)
Distribución potencial (Maxent, prob > 50 %) en 1914	Bosque	Alpino	Subtotal	Pastizal	Matorral	Incendios	Total
Lenga	7.093	14.046	21.139	94	10.887	3.233	35.353
	(55)	(79)	(69)	(1)	(22)	(11)	(60)
Coihue	4.925	3.636	8.562	794	2.873	11.280	23.508
	(38)	(21)	(28)	(6)	(6)	(37)	(36)
Coihue y Ciprés	495	10	505	85	796	3.378	4.763
	(4)	(0)	(2)	(1)	(2)	(11)	(11)
Ciprés	324	22	346	1.204	7.444	4.110	13.104
	(3)	(0)	(1)	(9)	(15)	(13)	(3)
Potencial forestal de las comunidades relevadas	12.837	17.714	30.552	2.177	21.999	22.001	76.729
% de clases de Willis (1914) con distribución potencial forestal	70	55	60	16	43	72	53
% en la cuenca (1914)	9	12	21	1	15	15	53
Diferencia clasificación original y potencial (ha)	5.513	14.655	20.168	11.430	28.617	8.492	68.707

Nuestras estimaciones indican que un 69 % de los bosques y zonas alpinas mapeados por Willis en 1914 se corresponderían con lengales, un 28 % con bosques dominados por coihue y solo un 3 % representaría cipresales o bosques mixtos de coihue y ciprés (cuadro 2). Asimismo, de la comparación de los mapas de las figura 1A y 1C surge que el 43 % de los matorrales mapeados a principios del siglo XX serían ambientes aptos para bosques de lenga (22 %), coihue (6 %) y ciprés y mixtos (2 % y 15 % respectivamente). Un 72 % del área mapeada en 1914 como recientemente quemada puede haber estado cubierta por masas boscosas. El 37 % de estas áreas sería apto para bosques de coihue, en tanto que el 11 % podría sustentar lengales y el 13 y 11 % podría estar cubierto por bosques mixtos y de ciprés, respectivamente (cuadro 2). En términos relativos, los lengales serían el tipo forestal

menos afectado por los incendios mapeados en 1914 (cuadro 2), en tanto que lo coihuales serían los más afectados (cuadro 2)

*Análisis de cambio 1914 - 2016.* Los lengales son el tipo forestal con mayor aumento absoluto de cobertura durante los últimos 100 años, emergiendo principalmente en áreas mapeadas en 1914 como Matorrales, así como en bordes de incendios, totalizando un avance neto de 16.274 hectáreas (cuadro 3, figura 1A), lo que representa un 44 % de su cobertura actual. Los bosques dominados por coihue muestran un aumento neto de 10.135 hectáreas, equivalente a un 66 % de los bosques actuales, habiéndose regenerado principalmente en superficies incendiadas; en tanto que los bosques mixtos de coihue y ciprés aumentaron en 6.703 hectáreas y los de ciprés 6.922 hectáreas. El 94 %

**Cuadro 3.** Posibles cambios en la superficie de los principales tipos de vegetación (1914 - 2016) en la cuenca del río Manso. La cobertura de lengales, coihuales y cipresales sobre el relevamiento de Willis (1914) fue estimada utilizando MAXENT. La cobertura actual se basa en el segundo nivel de clasificación del mapa elaborado por el CIEFAP-MAyDS (2016) para lenga, coihue y ciprés y en el tercer nivel de clasificación para la categoría de bosque mixto de coihue y ciprés. Los valores entre paréntesis corresponden a % de la clase.

Estimated changes in cover by the main land use classes (1914 - 2016) within the Manso river basin. Forest cover by *N. pumillio*, *N. dombeyi* and *A. chilensis* was estimated by assigning MAXENT derived classes upon the survey conducted by Willis (1914). Current land cover is based on the second level of CIEFAP-MAyDS (2016) forest cover map classification for *N. pumillio*, *N. dombeyi* and *A. chilensis* and the third-level class for mixed *N. dombeyi* / *A. chilensis* forests.

Cobertura actual (ha) (2016)									
Cobertura estimada (ha) y (%) (1914)	Lenga	Coihue	Coi y Cip	Ciprés	Bosque	Matorral	Pastizal	Exóticas	Total 1914
Lenga	17.694 (48,0)	320 (2,1)	1 (0,0)	0 (0,0)	18.015 (27,1)	1.090 (2,5)	1.494 (15,0)	1 (0,0)	20.599 (16,9)
Coihue	1.031 (2,8)	3.485 (22,8)	1.491 (20,9)	85 (1,2)	6.092 (9,2)	1.642 (3,8)	15 (0,1)	0 (0,0)	7.748 (6,3)
Coihue y Ciprés	- (0,0)	72 (0,5)	251 (3,5)	4 (0,1)	327 (0,5)	178 (0,4)	- (0,0)	- (0,0)	505 (0,4)
Ciprés	- (0,0)	37 (0,2)	68 (0,9)	10 (0,1)	115 (0,2)	208 (0,5)	15 (0,1)	- (0,0)	337 (0,3)
Matorral	13.170 (35,7)	1.145 (7,5)	2.111 (29,6)	4.358 (60,9)	20.784 (31,3)	23.429 (53,5)	4.715 (47,4)	913 (45,2)	49.841 (40,8)
Pastizal	104 (0,3)	506 (3,3)	314 (4,4)	520 (7,3)	1.444 (2,2)	9.015 (20,6)	2.092 (21,0)	924 (45,7)	13.475 (11,0)
Incendios	4.874 (13,2)	9.713 (63,6)	2.896 (40,6)	2.176 (30,4)	19.659 (29,6)	8.216 (18,8)	1.609 (16,2)	183 (9,1)	29.668 (24,3)
Total (2016)	36.873 (30,2)	15.277 (12,5)	7.132 (5,8)	7.154 (5,9)	66.436 (54,4)	43.778 (35,8)	9.940 (8,1)	2.021 (1,7)	122.175 (100)
Pérdidas	2.905	1.657	178	222	4.962	26.412	11.383		-
Ganancias	19.179	11.792	6.881	7.144	41.888	20.349	7.847	2.021	-
Diferencia neta	16.274	10.135	6.703	6.922	36.925	-6.063	-3.536	2.021	-
Diferencia relativa (%)	(44)	(66)	(94)	(97)	(56)	(-14)	(-36)	(100)	(0)

de los bosques mixtos y el 97 % de los cipresales se estableció durante los últimos 100 años (cuadro 3, figura 1D).

El incremento neto del bosque en el área de estudio fue de 36.925 hectáreas, lo que representa un 56 % de su superficie actual (cuadro 3). El 66 % de las áreas incendiadas, el 42 % de los matorrales y el 11 % de los pastizales mapeados a principios de siglo en la cuenca están hoy cubiertos por bosques altos. Las áreas consideradas como pastizales han perdido un 36 % de su cobertura, principalmente debido al avance de matorrales, en tanto que los matorrales han perdido un 14 % de su superficie, principalmente debido al avance de lengales y cipresales, habiéndose compensado la pérdida con una expansión sobre zonas incendiadas y pastizales. La aparición de especies leñosas exóticas se concentra en áreas históricamente cubiertas por la clase Matorral y Pastizales, ocupando hoy el 1,7 % de la cuenca, en tanto que no se registran incendios recientes (cuadro 3).

*Distribución potencial del bosque nativo.* El 50 % de probabilidad fijado como límite para las coberturas de los modelos de distribución potencial forestal resultó en la omisión del 23 % de la superficie actualmente cubierta por bosques (cuadro 4). Los modelos de distribución potencial estiman una cobertura inferior a la actual para lengales, y mayor para coihuales y cipresales (cuadro 4, figura 2A), siendo los matorrales la comunidad con mayor potencial de ser reemplazada por bosques de ambas especies (figura 2B).

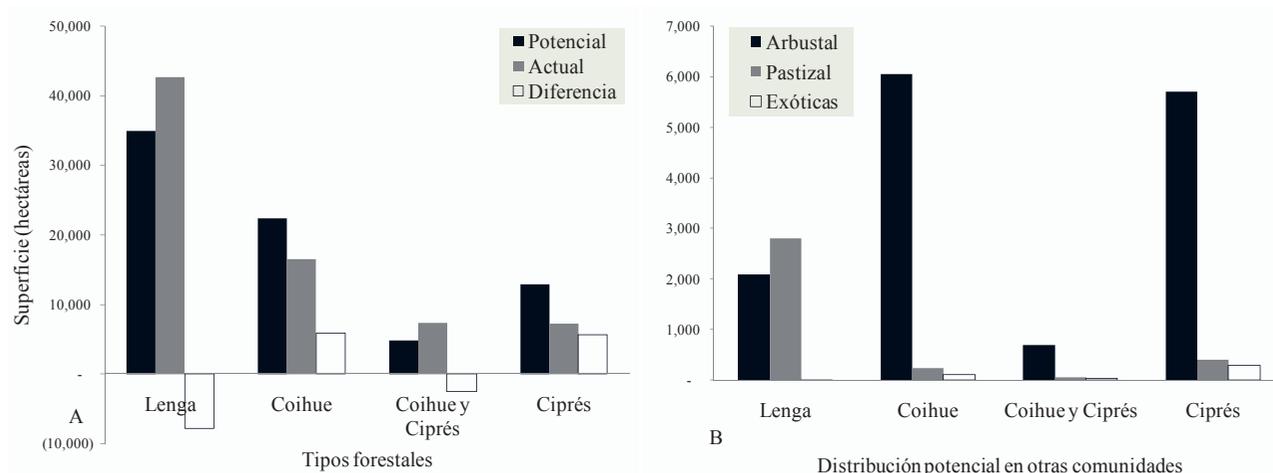
De la comparación entre los mapas de distribución potencial y el de distribución actual surge que los lengales tendrían potencial para reemplazar áreas mapeadas como pastizales de altura (Herb-Subarb, Ley\_2, CIEFAP-MAyDS 2016) y matorrales cercanos, aumentando su superficie en un 12 %, en tanto que coihuales, bosques mix-

tos y cipresales podrían aumentar su superficie total en un 39 %, 11 % y 79 % respectivamente, principalmente en áreas cubiertas en el 2016 por matorrales, totalizando un aumento del 20 % en relación a la cobertura actual de bosques (cuadros 4 y 5, figura 2B).

Según los modelos de distribución potencial, el 32 % de los matorrales, el 18 % de los pastizales y el 21 % de las áreas cubiertas por especies leñosas exóticas de la cuenca tiene potencial para sustentar la expansión de bosques de lenga, coihue y ciprés (cuadro 5, figura 2B).

## DISCUSIÓN

Los mapas que elaboró Willis (1914), en combinación con los modelos de distribución potencial del presente trabajo, permiten reconstruir un paisaje posible de principios del siglo XX, en el que incendios dominaban las laderas de la cuenca del río Manso en la zona occidental y matorrales que cubrían los faldeos de la zona oriental, originados posiblemente en incendios anteriores (según las descripciones de Willis 1914). Los pastizales se concentraban principalmente en fondos de valle, quedando remanentes de bosque relegados a zonas poco accesibles (figura 1A). Los bosques representaban el 21 % de la superficie vegetada de la cuenca hace solo 100 años, comparados con el 54 % en la actualidad, lo que indica una fuerte expansión de bosques de especies sensibles al fuego en áreas incendiadas a principios del siglo XX, así como en comunidades dominadas por especies herbáceas y arbustivas. Los lengales eran la comunidad boscosa dominante, concentrándose en las laderas altas de las montañas, en tanto que coihuales poblaban algunas zonas méxicas, poco accesibles de la cuenca (figura 1C) y sólo se encontraban pequeños remanentes de bosques de ciprés, restringidos a sitios rocosos,



**Figura 2.** Distribución potencial de bosques de lenga, coihue y ciprés, con probabilidad mayor al 50 % en relación con (A) cobertura actual (CIEFAP-MAyDS, 2016) y (B) cobertura actual de otras comunidades en la cuenca del río Manso.

Potential distribution of lenga, coihue and cypress forests with higher than 50 % probability of occurrence in relation to (A) current distribution (CIEFAP-MAyDS, 2016), and (B) current distribution of other plant communities.

**Cuadro 4.** Superficies de cobertura actual de lengales, coihuales y cipresales (CIEFAP-MAyDS 2016) y su distribución potencial (Maxent,  $P > 0,5$ )

Current (CIEFAP-MAyDS 2016) and potential distribution of lenga, coihue and cypress dominated forests (Maxent,  $P > 0.5$ )

		Lenga	Coihue	Coihue y Ciprés	Ciprés	Total
Distribución potencial	Lengal	29.585	2.152	1	1	31.738
	Coihual	443	9.865	1.975	954	13.237
	Coihue & Ciprés	1	3.183	836	2.011	6.030
	Cipresal	1	802	1.149	3.529	5.481
	Matorral	2.098	6.057	695	5.713	14.563
	Pastizal	2.815	238	65	417	3.536
	Exóticas	2	103	34	296	435
Total potencial		34.943	22.400	4.756	12.920	75.019
Actual		42.692	16.465	7.294	7.234	73.685
Omisión (hectáreas)		10.955	3.228	1.263	1.753	17.199
Omisión (%)		(26)	(20)	(17)	(24)	(23)
Diferencia (hectáreas)		-7.749	5.935	-2.53	5.686	1.335
Diferencia (% de actual)		(-18)	(36)	(-35)	(79)	(2)

**Cuadro 5.** Potencial de expansión del bosque sobre cobertura actual de matorrales, pastizales y especies leñosas exóticas en la cuenca del río Manso.

Expansion potential of forest communities in areas currently covered by grassland, shrubland and non-native forests within the Manso river basin.

		Lenga	Coihue	Coihue y Ciprés	Ciprés	Total
Expansión del bosque	Superficie (ha)	4.915	6.398	795	6.425	18.533
	en matorral	5 %	37 %	10 %	79 %	20 %
	en pastizal	7 %	1 %	1 %	6 %	5 %
Retracción	en exóticas	0 %	1 %	0 %	4 %	1 %
	del matorral	6 %	13 %	1 %	12 %	32 %
	del pastizal	14 %	2 %	0 %	3 %	18 %
	del exóticas	0 %	5 %	2 %	14 %	21 %

donde los grandes incendios se propagaron con menor severidad (Willis 1914).

Esta representación del paisaje de la cuenca del río Manso Inferior es consistente con una profusa documentación histórica fotográfica de la región andino patagónica de principios del siglo XX, que muestra remanentes de masas boscosas en las altas cumbres o refugios de fuego, como cañadones o roqueríos, en concordancia con la presencia de grandes extensiones de comunidades resilientes al fuego, dominadas por arbustos y hierbas (Veblen y Lorenz 1988, Veblen y Markgraf 1988).

Los modelos de distribución potencial indican que la altitud es la principal variable que segrega a lengales de coihuales y cipresales. Coihuales dominan los faldeos, y

los bosques de ciprés son favorecidos en exposiciones norte, con un rango de temperaturas mayor al de las otras dos especies (cuadro 1), encontrándose bosques mixtos en la transición entre estas dos comunidades forestales. La distribución de lengales está limitada a altitudes mayores a los 1.000 - 1.200 m s.n.m. (dependiendo de las exposición y longitud), siendo las menos afectadas por los incendios de principios de siglo XX, en tanto que los bosques de coihue y ciprés podrían haber sido los más afectados por la colonización de principios de siglo (Willis 1914), como lo atestiguan individuos remanentes de ambas especies en los cuadros ganaderos del valle.

Nuestros resultados indican que, durante los últimos 100 años, la superficie boscosa de la cuenca del Manso

aumentó del 20 % al 54 %. Los bosques de lenga se expandieron principalmente sobre matorrales más xéricos del valle (cuadro 4 y 5, figura 1D). Esta expansión, contraria a estudios regionales que no discriminaban tipos de bosque (Kitzberger y Veblen 1999, Gowda *et al.* 2012), puede indicar que los matorrales xéricos habrían sido afectados por incendios previos, encontrándose al momento del relevamiento de Willis en una etapa de regeneración temprana de lenga, lo que habría impedido identificarlos como lengales. Los lengales también muestran un avance sobre los bordes de los incendios de principios de siglo, concentrándose en laderas de exposición este y sur (figura 1D), lo que refleja las fuertes limitaciones de dispersión y regeneración que posee dicha especie. Los bosques de coihue avanzaron principalmente en áreas incendiadas a principios del siglo XX (figura 1B), formando extensos bosques coetáneos, de aproximadamente 100 - 120 años de edad (Veblen y Lorenz 1988, Veblen *et al.* 1992), en tanto que los cipresales avanzaron tanto en matorrales como en áreas incendiadas (figura 1C y D), formando probablemente tanto rodales coetáneos (Veblen y Lorenz 1987) como disetáneos, a partir de su capacidad de establecerse bajo el dosel de la comunidad arbustiva del matorral y generar un reemplazo sucesional, así como asociado a eventos de sequía (Veblen *et al.* 1992, Suárez *et al.* 2004, Landesmann *et al.* 2016).

A diferencia del análisis a escala regional, los modelos de distribución potencial a escala de paisaje, están condicionados por la disponibilidad de datos de alta resolución. Una fuente de información más adecuada a la escala de gran paisaje, por ser de mayor resolución espacial y que hemos incorporado en este análisis, ha sido la temperatura relativa derivada de la banda térmica de Landsat 8 (30 x 30 m). Estos datos, aunque sesgados temporalmente dado que se basan en el promedio de la temperatura de primavera de los últimos siete años, reflejan una combinación de factores abióticos estructurales (altitud, exposición y pendiente) con variables climáticas (temperatura y precipitación), cuya variación de mediano y largo plazo es determinante para la distribución de las comunidades vegetales. Una debilidad de los modelos de distribución potencial es que las variables climáticas asociadas a la persistencia de una determinada comunidad pueden no ser equivalentes a las que promueven el establecimiento de especies clave para su expansión o retracción. La utilización de sensores remotos como alternativa a las bases globales es que ofrecen una estimación directa de alta resolución, permitiendo separar el efecto de la vegetación, brindando nuevas oportunidades para el estudio del efecto de cambios en la cobertura y composición de las comunidades sobre el microclima a escala de rodal y tipo forestal. Los valores derivados de las mismas, sin embargo, no deberían considerarse como absolutos sino en términos relativos. Nuestros resultados reflejan adecuadamente los rangos térmicos de distribución de las comunidades estudiadas, asignando a los lengales las temperaturas más bajas, a los coihuales un rango térmico acotado, y a los cipresales una mayor tolerancia a

altas temperaturas, lo que indica que períodos fríos facilitarían la expansión de lengales, en tanto que un aumento de la temperatura promovería la expansión de los bosques dominados por ciprés (Mathiasen y Premoli 2010, Souto *et al.* 2015).

La clasificación de los mapas generados por Willis (1914) posiblemente subestima la superficie boscosa, en particular áreas con bosquetes residuales en matorrales, roquedales y a lo largo de las costas de ríos, arroyos y lagos, algo que surge de sus descripciones e imágenes históricas de la región (Willis 1914). Asimismo, la clasificación como bosques de lenga de la categoría "Alpino" está basada en modelos derivados de su distribución actual. Más allá de estas limitaciones, el análisis a escala de cuenca nos permitió inferir la composición y distribución espacial de remanentes boscosos de principios de siglo, diferenciándolos de áreas de regeneración y de potencial para su expansión. Debido a la alta resolución espacial del estudio, sus resultados permiten una revisión a campo, generando una herramienta necesaria para definir líneas generales de manejo para la cuenca.

Nuestros análisis de cambio y modelos de distribución potencial sugieren que los bosques de lenga, si bien son los que más han aumentado en términos absolutos en área durante el siglo XX, por ser el tipo forestal más extendido en la región, serían los de menor potencial futuro de expansión. Esta especie, por su sensibilidad al daño por fuego, limitada capacidad de dispersión, estrictos requerimientos para la regeneración post-fuego (Veblen *et al.* 1996) y baja capacidad de establecerse en el matorral, tendría pocas posibilidades de expandirse, a pesar de la relajación en la frecuencia de incendios ocurrida durante la segunda mitad del siglo XX en la región comparada con el período de colonización euro-argentina entre 1890 y 1920 (Veblen *et al.* 1992). Ante escenarios de aumento en la frecuencia, severidad y magnitud de incendios inducidos por el cambio climático para mediados y fines del siglo XXI, los lengales tendrían una mayor vulnerabilidad y tasas regionales de retracción hacia mayores elevaciones y/o micrositos méxicos (Kitzberger *et al.* 2022). Esta comunidad forestal amerita en la cuenca un estatus de protección y acciones para favorecer su persistencia, para que pueda seguir brindando protección hidrológica y edáfica de las altas cuencas.

Los bosques de coihue en la cuenca han mostrado una gran capacidad de regeneración luego de los grandes incendios de principios del siglo XX y, en menor medida, un patrón de reemplazo de matorrales. Nuestros resultados son consistentes con los conocimientos a escala de rodal de la autoecología y dinámica de la especie, caracterizada como la más heliófila de las tres analizadas, con una producción de semillas prolífica y constante entre años, lo que le permite colonizar sitios recientemente denudados por disturbios, formando cohortes coetáneas que hoy están entrando en dinámica de auto-raleo (caídas individuales y grupales; Veblen y Lorenz 1987, Veblen *et al.* 1996) y pro-

cesos de mortalidad por sequía (Suárez *et al.* 2004). Una fracción considerable de los coihuales en ambientes húmedos también se estableció en un proceso de sucesión post-fuego en fuerte competencia temprana con especies rebrotantes, para luego dar lugar a coihuales puros con sotobosque de rebrotantes suprimidas (Tiribelli *et al.* 2019). El potencial de expansión de coihue refleja más condiciones de aptitud para sustentar dicho tipo forestal que la capacidad de la especie de colonizar efectivamente esos sitios en el corto/mediano plazo. Escenarios futuros predicen retracción de este tipo forestal, aunque no en la magnitud de la lenga, por dos motivos: (1) aumento en la inflamabilidad de los paisajes y vulnerabilidad de bosques inducida por el efecto percolante de los matorrales sobre la propagación de fuegos (Tiribelli *et al.* 2019), y (2) retracciones debidas a aumento en la frecuencia de incendios que volcarían el sistema hacia estados alternativos rebrotantes (Kitzberger *et al.* 2016, 2022). Una política de reducción de riesgo de incendios basada en el manejo leñero en matorrales de fondo de valle, en combinación con la implantación de coihue en áreas con aptitud para esta especie, resultaría no solo en un incremento de la producción maderera de la cuenca, asociada a su rápido crecimiento, sino también a una reducción de la inflamabilidad a escala de paisaje (Tiribelli *et al.* 2019).

Nuestro análisis de cambio indica que el tipo forestal ciprés ha sido el de mayor aumento relativo de cobertura en la cuenca. Durante el siglo XX, la mayoría de estos cipresales han emergido de matorrales a través de mecanismos de establecimiento bajo dosel y reemplazo por sucesión (Letourneau *et al.* 2004, Landesmann *et al.* 2016), pudiendo también establecerse directamente en áreas incendiadas, formando cohortes coetáneas puros o mixtos con coihue (Veblen y Lorenz 1987). Los modelos de distribución potencial indican que bajo condiciones de baja frecuencia de incendios, este tipo forestal es el de mayor potencial de expansión dentro de la cuenca. Modelos de régimen de fuego para el siglo XXI sugieren que los cipresales aumentarían regionalmente su cobertura bajo escenarios optimistas de emisiones (RCP 2.6), aunque incrementos en la frecuencia de incendios inducidos por escenarios más pesimistas (RCPs 4.5 y 8.0) proyectan reducciones en su cobertura para fines del siglo XXI (Kitzberger *et al.* 2022). Otros factores que favorecerían la expansión de cipresales serían los incrementos predichos en temperaturas y decremento en las precipitaciones, lo que mejoraría sus condiciones de desarrollo frente a competidoras como el coihue, el cual es propenso a sufrir eventos de mortalidad masiva y reemplazo por esta conífera relativamente termófila y tolerante a la sequía (Suárez *et al.* 2004, Suárez y Kitzberger 2008). Acciones de manejo como la remoción gradual de la cobertura de arbustos pueden acelerar el crecimiento y favorecer el reemplazo de matorrales por cipresales (Letourneau 2004), promoviendo un paisaje de menor inflamabilidad y apto para producción maderera. A diferencia de los modelos de distribución potencial de *Nothofagus*,

que se sustentan en una combinación de bosques existentes hace 100 años y regeneración post disturbio, el modelo de nicho de ciprés se basa principalmente en bosques establecidos hace menos de 100 años, cuya dinámica de expansión aún no está definida, por lo que debería considerarse una subestimación del potencial de expansión de dicha especie. Siendo el ciprés una especie de alto valor maderero pero bajas tasas de crecimiento inicial, su manejo debería combinar su gran potencial de regeneración natural bajo matorral en zonas cercanas a fuentes de semilla, con su implantación a bajas densidades asociada al manejo extractivo de matorrales (Goldenberg *et al.* 2018).

En síntesis, la evolución futura de los bosques en la cuenca analizada será el resultado del balance entre fuerzas de retracción (incendios, decaimiento y mortalidad de bosque por cambio climático) y fuerzas de expansión (capacidad de dispersión, establecimiento y reemplazo de ecosistemas dominados por especies rebrotantes, reducción de la inflamabilidad del paisaje asociada a un aumento relativo de cobertura de bosque alto con respecto de matorrales). Ante un escenario de aumento de incendios forestales, la política de conservación pasiva, restringida al combate de focos de incendio será inefectiva si no es complementada con una estrategia de reducción en la continuidad de combustibles vivos y muertos en matorrales y de promoción a la reforestación con especies de menor inflamabilidad, como la lenga, el coihue y el ciprés (Gowda *et al.* 2021), en áreas con potencial para su persistencia, pero que no reúnan las condiciones adecuadas para su regeneración natural.

En la cuenca estudiada, 14.000 hectáreas de matorrales tendrían condiciones aptas para su conversión a bosques de coihue y/o ciprés, permitiendo una reducción del 32 % de la superficie ocupada hoy por esta comunidad (cuadro 5), considerada el principal vector de incendios en la región (Mermoz *et al.* 2005, Tiribelli *et al.* 2019), pudiendo aumentar en un 37 % los bosques de coihue, en un 11 % los bosques mixtos y en un 79 % la superficie cubierta por bosques de ciprés. Para ello, es clave una planificación a escala de cuenca del uso del suelo, que permita mejorar la sustentabilidad de la producción ganadera, hoy principal fuente de ingreso de los propietarios, y fomentar el desarrollo del sector forestal del valle, hoy relegado a extracción de individuos muertos en bosques sin manejo silvícola. Hasta la fecha, no ha habido una política activa de manejo de bosques de coihue y ciprés, por lo que, a pesar de recientes estudios sobre su crecimiento en situaciones sin manejo (Caselli *et al.* 2019, 2022) se desconoce el potencial de crecimiento y económico de ambas especies bajo una estrategia productiva (Grosfeld *et al.* 2019).

## CONCLUSIONES

En los últimos 100 años, el bosque sensible al fuego se ha expandido a escala regional (Gowda *et al.* 2012). El análisis de este proceso a escala de cuenca nos permite

inferir que los bosques de lenga han sido los menos afectados por los incendios de principios del siglo XX, pero mantienen un bajo potencial de expansión, en tanto que los bosques de ciprés mantienen un alto potencial de expansión mediante reemplazo de matorrales mediado por regeneración natural. El potencial de expansión de coihuales estaría asociado a disturbios, así como a la forestación de matorrales. Los incendios históricos asociados a la apertura de pasturas, generaron estados alternativos que determinan en gran medida la propagación de los incendios actuales (Kitzberger *et al.* 2016). Ante los escenarios actuales de cambio climático una estrategia de reducción de la inflamabilidad a escala de paisaje basada en el manejo productivo de matorrales, coihuales y cipresales, sería una política más adecuada que la actual para reducir el riesgo de la propagación de grandes incendios en el bosque andino. Para ello, es necesario conciliar el potencial ganadero, agrícola y forestal de la cuenca. Desde el año 2007 existe una legislación (LN 26.331) que destina fondos a las administraciones provinciales para mejorar la conservación y manejo de sus bosques. Es hora de que estos fondos se utilicen para reducir el riesgo de que los mismos se quemen, manejándolos adecuadamente.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los estudiantes del curso de Ecología de Paisaje por sus valiosos comentarios y críticas a los borradores preliminares del artículo, a los revisores de su primera versión en el marco de las VI Jornadas Forestales Patagónicas, y a los dos revisores anónimos y al Editor del manuscrito original por sus correcciones y sugerencias.

## FINANCIAMIENTO

Este estudio ha sido financiado por el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva (Argentina). Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica. PICT-2017-2142.

## CONTRIBUCIÓN DE CADA AUTOR

JHG definió la idea original, recopiló y analizó los datos. TK y JHG estructuraron el análisis, revisaron los resultados y definieron la línea narrativa de la discusión. RGM elaboró coberturas térmicas a escala local y participó de la definición del análisis de datos. Todos los autores revisaron la versión final del manuscrito

## REFERENCIAS

- Barros VR, VH Cordon, CL Moyano, RJ Mendez, JC Forquera, y O Pizzio. 1983. Cartas de precipitación de la zona Oeste de las provincias de Río Negro y Neuquén. INTA - Cippolletti
- Blackhall M, E Raffaele, TT Veblen. 2008. Cattle affect early post-fire regeneration in a *Nothofagus dombeyi* – *Austrocedrus chilensis* mixed forest in northern Patagonia, Argentina. *Biological Conservation* 141: 2251–2261. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.016>
- Cabrera S. 2009. Relaciones interétnicas y cuestiones limítrofes en el espacio fronterizo de la Norpatagonia. Rupturas y continuidades durante el proceso de conformación del Estado-Nación argentino y chileno. *Tefros* 7: 1–19.
- Caselli M, GA Loguercio, MF Urretavizcaya, GE Defossé. 2019. Developing silvicultural tools for managing complex forest structures in Patagonia. *Forest Science* 66 (1): 119–129.
- Caselli M, GA Loguercio, MF Urretavizcaya, GE Defossé. 2022. Relación entre el índice de área foliar del dosel y el crecimiento de los renovales de coihue y de ciprés de la cordillera. *Ecología Austral* 32: 136–150.
- Clark Labs. 2014. IDRISI Selva. Massachusetts, USA. Clark University. Disponible en <http://www.clarklabs.org>.
- CIEFAP-MAyDS. (Centro de Investigación interjurisdiccional-Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, AR). 2016. Actualización de la Clasificación de Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico. Informe Final. 111 p.
- Fernández PM, M Carballido Calatayud, C Bellelli, PT Chilingerián, S Leonardt, MG Fernández. 2019. Nuevos datos sobre el poblamiento inicial del bosque del centro-norte de Patagonia, Argentina. *Latin American Antiquity* 1–18. DOI: <https://doi.org/10.1017/laq.2019.13>
- Goldenberg MG, JH Gowda, C Casas, LA Garibaldi. 2018. Efecto de la tasa de descuento sobre la priorización de alternativas de manejo del matorral Norpatagónico argentino. *Bosque* 39: 217–226. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0717-92002018000200217>
- Gorelick N, M Hancher, M Dixon, S Ilyushchenko, D Thau, R Moore. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment* 202: 18–27.
- Gowda JH, T Kitzberger, AC Premoli. 2012. Landscape responses to a century of land use along the northern Patagonian forest-steppe transition. *Plant Ecology* 213: 259–272. DOI <https://doi.org/10.1007/s11258-011-9972-5>
- Gowda JH, M Blackhall, L Shipley, T Kitzberger, F Tiribelli. 2021. Are digestibility and flammability related? Two variables shaping landscape dynamics of Northwestern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management* 503. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119810>
- Grosfeld J, L Chauchard, JH Gowda. 2019. Debates: ¿Podemos manejar sustentablemente el bosque nativo de Patagonia Norte?. *Ecología Austral* 29: 156–163. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.19.29.1.0.775>
- Kitzberger T, TT Veblen 1999. Fire-induced changes in northern Patagonian landscapes. *Landscape Ecology* 14: 1–15. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1008069712826>
- Kitzberger T, GLW Perry, J Paritsis, JH Gowda, AJ Tepley, A Holz, TT Veblen. 2016. Fire-vegetation feedbacks and alternative states: common mechanisms of temperate forest vulnerability to fire in southern South America and New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 54: 247–272. DOI: <https://doi.org/10.1080/0028825X.2016.1151903>
- Kitzberger T, F Tiribelli, I Barberá, JH Gowda, JM Morales, L Zalazar, J Paritsis. 2022. Projections of fire probability and ecosystem vulnerability under 21<sup>st</sup> century climate across a trans-Andean productivity gradient in Patagonia. *Science of Total Environment* 839: 156303. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156303>

- Landesmann JB, JH Gowda, T Kitzberger. 2016. Temporal shifts in the interaction between woody resprouters and an obligate seeder tree during a post-fire succession in Patagonia. *Journal of Vegetation Science* 27: 1198–1208. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12430>
- Latorneau F, E Andermatten, T Schlichter. 2004. Effect of climatic conditions and tree size on *Austrocedrus chilensis* - shrub interactions in northern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 191: 29–38. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.11.002>
- Mathiasen P, AC Premoli. 2010. Out in the cold: genetic variation of *Nothofagus pumilio* (Nothofagaceae) provides evidence for latitudinally distinct evolutionary histories in austral South America. *Molecular ecology* 19(2): 371–85. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2009.04456.x>
- Mermoz M, T Kitzberger, TT Veblen. 2005. Landscape Influences on Occurrence and Spread of Wildfires in Patagonian Forests and Shrublands. *Ecology* 86: 2705–2715. DOI: <https://doi.org/10.1890/04-1850>
- Nasa Earth data. 2023. <https://search.earthdata.nasa.gov/search/>
- Phillips SJ. 2017. A Brief Tutorial on Maxent. *American Museum of Natural History*. Disponible en: [http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent/](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/)
- Souto CP, T kitzberger, MP Arbetman, AC Premoli. 2015. How do cold-sensitive species endure ice ages? Phylogeographic and paleodistribution models of postglacial range expansion of the mesothermic drought-tolerant conifer *Austrocedrus chilensis*. *New Phytologist* 208: 692–702. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.13508>
- Suárez ML, T Kitzberger. 2008. Recruitment patterns following a severe drought : long-term compositional shifts in Patagonian forests. *Canadian Journal of Forestry Research* 32: 3002–3010. DOI: <https://doi.org/10.1139/X08-149>
- Suárez ML, L Ghermandi, T Kitzberger. 2004. Factors predisposing episodic drought induced tree mortality in *Nothofagus*-site, climatic sensitivity and growth trends. *Journal of Ecology* 92: 954–966. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/3599738>.
- Tiribelli F, J Morales, JH Gowda, M Mermoz, T Kitzberger. 2019. Non-additive effects of alternative stable states on landscape flammability in NW Patagonia: Fire history and simulation modelling evidence. *International Journal of Wildlife Fire* 28: 149–159. DOI: <https://doi.org/10.1071/WF18073>
- USGS (U.S. Geological Survey, USA). 2023. Consultado el 23 de enero de 2023 Disponible en <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-collection2-level-2-science-products>
- Veblen TT, DC Lorenz. 1987. Post-Fire Stand Development of *Austrocedrus-Nothofagus* Forests in Northern Patagonia. *Vegetatio* 71: 113–126. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/20038170>
- Veblen TT, V Markgraf. 1988. Steppe expansion in Patagonia?. *Quaternary Research* 30: 331–338. DOI: [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(88\)90008-7](https://doi.org/10.1016/0033-5894(88)90008-7)
- Veblen TT, DC Lorenz. 1988. Recent vegetation changes along the forest/steppe ecotone of Northern Patagonia. *Annals of the Association of American Geographers* 78: 93–111. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1988.tb00193.x>
- Veblen TT, T Kitzberger, A Lara. 1992. Disturbance and forest dynamics along a transect from Andean rain forest to Patagonian shrubland. *Journal of Vegetation Science* 3: 507–520. DOI: <https://doi.org/10.2307/3235807>
- Veblen TT, C Donoso, T Kitzberger, AJ Rebertus. 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean *Nothofagus* forests. In Veblen TT, RS Hill, J Read eds. *The Ecology and Biogeography of Nothofagus Forests*. New Haven, Yale University Press. p. 293-353.
- Willis B. 1914. *El Norte de la Patagonia, Naturaleza y Riquezas*. Scribner Press Chicago. 672 p.

Recibido: 27.08.22  
Aceptado: 19.03.23