



ESTUDIO VULNERABILIDAD TERRESTRE DEL PLAN NACIONAL DE ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO EN BIODIVERSIDAD: PRODUCTIVIDAD DE BOSQUES NATIVOS Y CAMBIO CLIMÁTICO

INFORME DE ASESORÍA



INFORME DE ASESORÍA PARA ESTUDIO VULNERABILIDAD TERRESTRE DEL PLAN NACIONAL DE ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO EN BIODIVERSIDAD

PRODUCTIVIDAD DE LOS BOSQUES NATIVOS EN RESPUESTA AL CAMBIO CLIMÁTICO

ALVARO G. GUTIÉRREZ*, JAVIER ORTEGA REYES, VINCI URRRA, CONSTANZA P.
VERA

- Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales Renovables, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile
- Instituto de Ecología y Biodiversidad.

*Correspondencia: algutier@uchile.cl



TABLA DE CONTENIDOS

1. RESUMEN EJECUTIVO	4
2. INTRODUCCIÓN	5
3. METODOLOGÍA Y ÁREA DE ESTUDIO	6
3.1. Área de estudio	6
3.2. Descripción de los bosques nativos	6
3.2. Descripción del clima y suelos predominantes	7
3.3. Impacto humano en los bosques nativos	8
3.4. Respuesta de los bosques nativos a cambios en el clima	9
Respuestas al clima pasado	9
Respuestas al clima reciente (1980 a la actualidad)	9
Respuestas al clima futuro	10
3.5. Evaluación del Riesgo en la productividad de los bosques nativos	11
Modelo de dinámica sucesional de bosques	11
Determinación de la Exposición (E)	13
Determinación de la Amenaza (A)	16
Determinación de la Vulnerabilidad (V)	17
Determinación del Riesgo Climático (R)	18
4. RESULTADOS	18
4.1 Validación del modelo	18
4.2 Exposición de los bosques nativos	19
4.3 Tendencias de la productividad	20
4.4 Vulnerabilidad de los bosques nativos	22
5. DISCUSIÓN	25
6. CONCLUSIONES	28
7. ANÁLISIS DE BRECHAS	28
Supuestos de la simulación	28
Fuentes de incertidumbre	29
8. BIBLIOGRAFÍA	30
APENDICES	36

1. RESUMEN EJECUTIVO

Los bosques representan una de las soluciones naturales climáticas más eficientes entre los ecosistemas terrestres para mitigar el cambio climático a través de la captura y almacenamiento de carbono en su biomasa. Este rol podría estar en riesgo en los bosques nativos de Chile dado que se enfrentan a crecientes presiones debidas al cambio climático y al uso humano. Por lo tanto se hace urgente analizar hasta qué punto estas amenazas están aumentando el riesgo en la funcionalidad de los bosques nativos en Chile. En este estudio se evaluaron los riesgos climáticos asociados a los cambios en el clima actual (e.g. última década en la zona central) y el clima futuro, y la respuesta de los bosques en términos de su potencial productividad. Se evaluó un modelo de dinámica sucesional a escalas regionales y se aplicó para determinar el stock de carbono sobre el suelo y la productividad de los bosques nativos de Chile. Se forzó el modelo con los cambios climáticos ocurridos a partir de 2010 y se predijo el comportamiento futuro de los bosques bajo un escenario de cambio climático para el año 2065. El modelo tuvo un dominio válido que cubrió entre la región del Maule y Los Lagos. La sensibilidad de los bosques muestra que para el 2020 la mayor pérdida de productividad ocurrió en la región de Los Lagos. Los resultados predichos al 2065 muestran un aumento en la biomasa forestal, pero una disminución en la productividad principalmente en renovales y bosques alterados por cortas o manejo. Los bosques con mayor vulnerabilidad al cambio climático con respecto a su disminución en productividad neta, se encontrarán para 2065 en la región de Los Ríos, Chiloé y en los Andes de la región de los Lagos. Los principales cambios en productividad atribuibles al cambio climático podrían ocurrir en los renovales, con disminuciones de hasta un 50% en comparación a su productividad actual. Estos resultados plantean retos y oportunidades para potenciar el rol de los bosques como una solución basada en la naturaleza para mitigar los impactos del cambio climático en Chile.

2. INTRODUCCIÓN

Los bosques cubren un tercio de la superficie terrestre, sustentan la mayor parte de la biodiversidad mundial, y regulan los ciclos del agua y carbono (Bonan, 2008). A pesar de su importancia global, los bosques se enfrentan a fuertes presiones debido a cambios globales antropogénicos como el cambio climático, la alteración de los ciclos biogeoquímicos globales y los cambios en el uso del suelo (Sala et al., 2000; Settele et al., 2014). La prevalencia de las presiones humanas sobre los bosques sigue aumentando, lo que disminuye su integridad ecológica y los servicios que prestan a la humanidad (Messier et al., 2019; Watson et al., 2018). El cambio climático en curso está alterando los procesos ecológicos y fisiológicos en los bosques tales como cambios en los patrones de mortalidad (Allen et al., 2010; van Mantgem et al., 2009), cambios en las áreas de distribución geográfica de las especies arbóreas (Chen et al., 2011; Lenoir et al., 2008) y limitación del reclutamiento de especies arbóreas debido al aumento de las condiciones de sequía (Clark et al., 2016). Determinar las consecuencias de estas alteraciones, tales como los cambios en el secuestro y captura de carbono en los bosques es una tarea urgente para los esfuerzos mundiales por frenar el cambio climático y alcanzar los objetivos de sostenibilidad (Watson et al., 2018).

El estudio y el seguimiento de los cambios en biomasa de los bosques es clave para comprender su dinámica y su sensibilidad a un clima cambiante (Bormann & Likens, 1979; Li et al., 2022). Dado que los bosques acumulan aproximadamente un 45% del carbono total terrestre, y que secuestran anualmente un gran cantidad de carbono (alrededor de 2.6 Pg C año), estos juegan un rol crucial en el ciclo de carbono global (Bonan, 2008). Es por esto que los bosques y su manejo representan una de soluciones climáticas más eficientes para la mitigación del cambio climático (Griscom et al., 2017). Los bosques primarios y maduros están disminuyendo en todo el mundo (FAO, 2020), especialmente en los países en desarrollo, con potenciales consecuencias en el ciclo de carbono global (Luyssaert et al., 2008). Se vuelve urgente, por lo tanto, contar con una apropiada evaluación del estado de los bosques en su rol de almacenadores y secuestradores de carbono y, de este modo, reducir las concentraciones de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera (Nabuurs et al., 2007). Esto, adicionalmente disminuiría las incertidumbres en las estrategias de mitigación del cambio climático que se esperan implementar.

El importante rol de los bosques en el ciclo del carbono nos obliga a mejorar nuestra comprensión de sus respuestas ante los cambios en las condiciones climáticas. Una herramienta útil para atender esta necesidad son los modelos dinámicos de vegetación (MDV). Estos modelos simulan la composición y la estructura de un bosque, integrando los efectos de las condiciones climáticas y la competencia interespecifica sobre los procesos demográficos que conducen la dinámica de bosques (Bugmann, 1996a; Fischer et al., 2016). Los MDV permiten predecir la composición y estructura futura de los bosques bajo el cambio climático (Bugmann, 2014). Entre las diversas variables de estado que los MDV son capaces de predecir se encuentra la biomasa del bosque, pero al ser simulaciones basadas en individuos (i.e. al nivel de árbol), una diversa gama de variables estructurales de los bosques pueden ser obtenidas en sus simulaciones. En este estudio se aplicará un MDV para predecir los cambios entre la productividad primaria neta y la biomasa acumulada en los bosques de Chile bajo un escenario futuro de cambio climático.

El presente informe apunta a generar conocimiento sobre el estado actual y futuro de los bosques en Chile, que sea de utilidad para el desarrollo e implementación de medidas y acciones en materia climática. Esto es particularmente apremiante en los bosques de Chile ya que se caracterizan por una rica biodiversidad de plantas altamente endémicas (Armesto et al., 1998; Myers et al., 2000) que enfrentan paralelamente una alta perturbación antropogénica (González et al., 2018; Miranda et al., 2015). Los efectos del cambio climático se han intensificado en Chile durante las últimas décadas, expresándose en eventos climáticos extremos tales como aluviones, inundaciones, olas de calor, entre otros. Los episodios de sequía son más severos (O'Neill et al., 2017), y sólo desde el 2010 hasta la fecha, se han registrado déficits anuales de precipitaciones entre 15 a 45% en el centro-sur de Chile (Garreaud et al., 2017), con pronósticos de una tendencia de sequía multi decenal (Boisier et al., 2018). De hecho, entre 2010-2015 se produjo un periodo ininterrumpido de déficit de precipitaciones que osciló entre el 25 y el 45 % y que estuvo acompañado del periodo de 6 años más cálido registrado en la misma región (Garreaud et al., 2017). Los modelos climáticos predicen que las precipitaciones estivales seguirán disminuyendo hasta un 23% para el año 2050 (CR2, 2019). Por lo tanto, se hace muy necesario en esta región aplicar herramientas de simulación como MDV, que permitan producir predicciones de los bosques futuros, incorporando la dinámica del bosque, los efectos de la historia de manejo y las proyecciones climáticas, para así poder prescribir estrategias de gestión forestal destinadas a mantener la resistencia y la resiliencia de los bosques.

1.1 Objetivos

Objetivo general: Determinar los efectos del cambio climático en la productividad de los bosques nativos en Chile.

Objetivos específicos:

1. Determinar la distribución geográfica de bosques nativos (Exposición)
2. Determinar las áreas más sensibles al efecto del cambio climático (Sensibilidad)
3. Determinar las amenazas climáticas para los bosques nativos (Amenaza)
4. Evaluar el riesgo climático de los bosques nativos

3. METODOLOGÍA Y ÁREA DE ESTUDIO

3.1. Área de estudio

El área de estudio comprende la distribución principal de los bosques templados de Chile, incluyendo bosques de tipo mediterráneo hasta subantárticos en la Patagonia. El área de estudio se delimitó uniendo los rangos de distribución geográfica potencial de 37 especies arbóreas dominantes de la estructura y composición de los bosques (Apéndice 1). Las distribuciones geográficas potenciales de las especies se obtuvieron a partir de los pisos vegetacionales de Chile (Luebert & Plissock, 2017).

3.2. Descripción de los bosques nativos

Los bosques nativos en el norte del área de estudio están dominados por especies arbóreas esclerófilas, latifoliadas de hoja perenne, como las endémicas *Quillaja saponaria*, *Beilschmiedia miersii* y *Peumus boldus* (Armesto & Martínez, 1978), adaptadas a las largas

estaciones secas de verano (de 30 a 34°S, Figura 1). Los bosques esclerófilos latifoliados de tipo mediterráneo están restringidos a laderas orientadas al sur (Armesto & Martínez, 1978), arroyos o donde la niebla marítima proporciona humedad para compensar la escasa precipitación anual (< 275 mm), (Montecinos & Aceituno, 2003). Asimismo, los bosques de *Austrocedrus chilensis* se presentan principalmente en las montañas cercanas a los Andes (33-35 °S, precipitación invernal <400 mm; Pastorino et al., 2006). Desde los 35 °S hacia el sur se encuentran los bosques templados cálidos caducifolios de invierno donde predomina un clima templado (Martínez-Tilleria et al., 2017). En estos bosques, las especies de *Nothofagus* caducifolios son los principales dominantes del dosel tanto en la Costa como en la Cordillera de los Andes (Martínez-Tilleria et al., 2017). Las precipitaciones estivales alcanzan su máximo entre los 37-43 °S (es decir, 50% de la precipitación anual), permitiendo que los bosques sostengan la mayor riqueza de especies arbóreas dentro del área de estudio (Segovia et al., 2013). Alrededor de estas latitudes, se produce la transición entre los bosques caducifolios y los siempreverdes latifoliados de climas templados cálidos (BSL, Martínez-Tilleria et al., 2017). Los bosques de *Araucaria araucana* (araucarias) dominan cerca de los volcanes alrededor de 37-39 °S (González, 2005). Más al sur, los bosques masivos de *Fitzroya cupressoides* se encuentran en la Cordillera de la Costa y la Cordillera de los Andes (40-42 °S; Urrutia-Jalabert et al., 2015). Entre los 41,5 y 47°S se encuentran los bosques templados fríos latifoliados mixtos compuestos de coníferas (Podocarpaceae) y especies latifoliadas siempreverdes, como *Nothofagus nitida*, *Drimys winteri*, *Amomyrtus luma* y *Tepualia stipularis* (Gutiérrez et al., 2004). Los bosques invernales caducifolios de clima templado frío dominados por las especies arbóreas latifoliadas caducifolias *Nothofagus pumilio* y *N. antarctica* (bosques subantárticos) se encuentran comúnmente en el límite superior del límite arbóreo (al sur de 35 °S) o a bajas elevaciones en ambientes fríos (al sur de 45 °S, Martínez-Tilleria et al., 2017). Los bosques subantárticos compuestos por la especie arbórea latifoliada de hoja perenne *Nothofagus betuloides* y la conífera *Pilgerodendron uviferum* dominan principalmente desde los 47 °S hasta el Cabo de Hornos, sobre todo en zonas costeras en un ambiente muy lluvioso (precipitaciones anuales >4000 mm) y fresco (temperatura media anual en torno a los 6 °C; Holz et al., 2018; Martínez-Tilleria et al., 2017).

3.2. Descripción del clima y suelos predominantes

La zona de Chile central (33-38°S) se encuentra bajo la influencia de un clima de tipo mediterráneo, con una marcada estacionalidad. Las precipitaciones se concentran durante la temporada invernal, con una fluctuación que varía de norte a sur entre 100 y 1000 mm anuales (Montecinos & Aceituno, 2003). Hacia la zona centro-sur y sur de Chile continental (38-44°S) el clima transita hacia un clima templado oceánico, presentándose un aumento gradual de las precipitaciones de norte a sur. Además, se observa un gradiente de Oeste a Este en la distribución de las precipitaciones debido al efecto orográfico de la Cordillera de la Costa que genera un efecto de sombra-lluvia sobre la Depresión Intermedia que reduce las precipitaciones, y que vuelven a incrementar al aproximarse a la Cordillera de los Andes hasta superar los 3000 mm de precipitación anual en algunos sectores (Viale & Garreaud, 2015). Los suelos se originaron principalmente de cenizas volcánicas (Cordillera de los Andes), rocas metamórficas (Cordillera de la Costa) y flujos postglaciares (Casanova et al., 2013).

3.3. Impacto humano en los bosques nativos

Actualmente, los bosques de Chile cubren 14,3 millones de hectáreas y constituyen un 82,5% de la masa forestal (Müller-Using et al., 2021). La acción humana ha modificado la composición y estructura original de los bosques, especialmente en la zona centro y sur (aproximadamente hasta los 41°S de latitud), resultando una pérdida de cobertura de aproximadamente 50% de la presente en 1550 (Lara et al., 2012).

Los primeros asentamientos humanos en Chile datan entre 12.500 y 14.500 años antes del presente y se limitaron tradicionalmente a las costas y las riberas fluviales antes de la colonización española (Bengoa, 2007; Armesto et al., 2010). Si bien las poblaciones indígenas utilizaron los bosques como cotos de caza y sitios para la agricultura, estos no parecen haber sido significativos a escalas regionales (Camus, 2006). De hecho, fue durante la colonización europea donde la población se expandió y comenzó a utilizar madera nativa en grandes cantidades para levantar construcciones y como principal fuente de energía, al mismo tiempo que se despejaron tierras para la crianza de ganado o agricultura. En este período, el bosque se percibió como una barrera para la colonización (Armesto et al., 2010).

Entre los procesos históricos que han repercutido en los bosques de Chile, se encuentra el desarrollo de la industria del cobre, a mediados del siglo XIX, donde se destinaron grandes cantidades de leña a operaciones mineras y hornos de fundición de cobre (Folchi Donoso, 2001). Lo anterior conllevó a una pérdida masiva de cobertura, principalmente en el centro-norte de Chile, incluso en sectores que hoy pertenecen a parques nacionales (Elizalde, 1958; Armesto et al., 1994), entre 1841 y 1884 (Folchi Donoso, 2001).

Por otro lado, en la zona centro-sur, la alteración de los bosques ocurrió principalmente debido a la tala selectiva de los mejores ejemplares, de especies como roble, *Nothofagus alpina* o *Nothofagus dombeyi*, especialmente en el valle central y zonas cordilleranas (Armesto et al., 2010). Al mismo tiempo, ocurrieron deforestaciones a gran escala debido a la generación de campos de cultivo de trigo, impulsado por la “fiebre del oro” en California, especialmente entre las regiones del Maule a Los Lagos (Camus, 2006). Sumado a esto, los avances tecnológicos de fines de siglo, como el ferrocarril y los aserrados, redundaron en mayor explotación y pérdida de bosques (Bauer, 1970). De hecho, solo en 1841 existían 41 aserraderos de alerce y anualmente se exportaban 6.000 m³ de madera de este árbol nativo, y a comienzos de 1900 ya se exportaba carbón vegetal a Europa (Armesto et al., 2010).

En la fase industrial y hasta la década de 1960, los niveles de explotación del bosque nativo fueron mayores que en los períodos anteriores, quemándose cientos de miles de hectáreas de bosques, impulsados por leyes que promovían la colonización, expandiéndose incluso en los sectores menos accesibles (Donoso, 1983). En la zona meridional las grandes pérdidas por incendios ocurrieron en los años 1930-1940, especialmente en la región de Aysén (Ipinza et al., 2021), al amparo de la ley N° 4.855 de tierras y colonización de 1930 (Bizama et al., 2011; Sepúlveda, 1932). El efecto de este período fue el reemplazo de bosques por praderas y matorrales, especialmente en las laderas de las cordilleras de la Costa y los Andes (Donoso, 1983). Sin embargo, en parte de las áreas despejadas se han regenerado extensos renovales (Donoso, 1983).

Como resultado de estos procesos de cambio, gran parte de los bosques fueron transformados en bosques secundarios y degradados, abandonados a una lenta

recuperación (Armesto et al., 2009). No obstante, a mediados del siglo XX, se inicia la sustitución una gran parte de bosques por monocultivos forestales de especies exóticas, especialmente *Pinus radiata*, la cual cobró mayor fuerza entre 1974 y 2000 (Heilmayr et al., 2020). Se suman a estos procesos de reemplazo y pérdida de bosques, el impacto de los incendios forestales. Se estima que más de 10 millones de hectáreas de bosques han sido quemadas (Müller-Using et al., 2021).

3.4. Respuesta de los bosques nativos a cambios en el clima

Respuestas al clima pasado

Durante el período Cuaternario, los bosques experimentaron contracciones y expansiones del área de distribución debido a los cambios climáticos del pasado (Armesto et al., 2010; Villagrán, 2001). Particularmente los bosques templados, se vieron notablemente afectados por la expansión de los mantos de hielo continentales del último máximo glacial, con escasas posibilidades de desplazamiento latitudinal, debido a los límites espaciales del desierto y la cordillera (Armesto et al., 2010). Durante la última glaciación, una tercera parte de la cubierta forestal actual estuvo cubierta por glaciares, lo que afectó directamente a la distribución de las especies arbóreas al sur de los 38°S (Denton et al., 1999). En consecuencia, los bosques quedaron reducidos a áreas específicas, principalmente cordilleras costeras, valles y tierras bajas, en latitudes entre 30 y 38°S (Villagrán, 2001), áreas también llamadas “refugios glaciales”, donde hoy está presente la mayor diversidad de especies en los bosques (Armesto et al., 1994). Tras el retroceso de los glaciares (unos 5000 años antes del presente) se produjo una rápida dispersión de especies arbóreas procedentes de refugios no glaciados (Armesto et al., 2010; Premoli et al., 2010). Durante este periodo, las especies arbóreas rastrearon las condiciones climáticas para colonizar las tierras despobladas tras la última glaciación (Villagrán, 2001).

Respuestas al clima reciente (1980 a la actualidad)

Los cambios climáticos recientes en Chile están generando condiciones más secas y cálidas en comparación al clima pre-industrial, como por ejemplo, una reducción de precipitaciones ocurrida en Chile central desde 1980 y el aumento de las temperatura desde la década de 1970 (Vuille et al., 2015). Según Miranda et al. (2020), la sequía experimentada desde 2010 en Chile central (alrededor de 33 °S) ha provocado el pardeamiento en muchos bosques esclerófilos, lo que indicaría una disminución en la productividad de estos. Se ha asociado la disminución de precipitaciones desde 1980 en la zona central a una tendencia negativa en el crecimiento radial de especies arbóreas de la zona Central (Venegas-González et al., 2018). También se ha observado que las condiciones más cálidas del verano han tenido un efecto perjudicial en el crecimiento de las poblaciones de *Nothofagus obliqua* (Urrutia-Jalabert et al., 2021). Inviernos más secos y fríos contrarrestarían el crecimiento radial en *Nothofagus alessandrii* (Santelices-Moya et al., 2022), especie en peligro crítico de extinción. En contraste, en la zona austral (Patagonia) el aumento de las temperaturas en los últimos 50 años ha producido un incremento del crecimiento arbóreo (Villalba et al., 1997; Villalba et al., 2003), principalmente en aquellos bosques cuyo factor limitante es la temperatura. En los bosques de *Fitzroya cupressoides* se ha encontrado que los flujos de C son sensibles negativamente al calentamiento global y la desecación (Pérez-Quezada et al. 2023). Los cambios hacia un clima más seco y cálido también han impactado el crecimiento de la conífera

Pilgerodendron uviferum, particularmente en su borde ecuatorial alrededor de 40-41 °S (Holz et al., 2018) y de *N. pumilio* en la Patagonia chilena (45-47 °S), observándose estabilización de las tendencias de crecimiento desde 1985 (Gibson-Carpintero et al., 2022) e incluso tendencias negativas (Fajardo et al., 2019).

Otros efectos registrados debido al cambio del clima de las últimas décadas, son una extensa mortalidad de árboles en la Patagonia Argentina, alteraciones en la regeneración por sequías provocadas por El Niño-Oscilación del Sur en bosques de los Andes (Suarez et al., 2004; Villalba & Veblen, 1997, 1998) como la mayor ocurrencia de incendios forestales y el aumento del área quemada (González et al., 2018).

Respuestas al clima futuro

Las tendencias climáticas que se prevén para este siglo (hacia 2065) en Chile indican una media de calentamiento de +2°C con una disminución de las precipitaciones del 20%. Frente a esta amenaza climática, es altamente probable que los procesos funcionales y ecológicos de los bosques se vean afectados, tal como ya se ha proyectado en otros bosques templados del mundo (Elkin et al., 2013; McDowell et al., 2020). No obstante, existe poca información respecto a los cambios estructurales o funcionales de los bosques nativos en respuesta al cambio climático. Se espera que los bosques templados sean sensibles al calentamiento porque la productividad de estas regiones está limitada principalmente por la temperatura y la radiación, y ambos controles dependen del clima (Boisvenue & Running, 2006). En regiones similares a los bosques chilenos, como aquellos que se encuentran en la costa oeste de Norteamérica, se ha proyectado que el calentamiento global genera cambios en la composición de las especies arbóreas sólo después de 2050, lo que sugiere una respuesta retardada al cambio climático (Busing et al., 2007). En la misma región, se han documentado aumentos de la productividad forestal (Boisvenue & Running, 2006) y se prevé un aumento general de la productividad forestal (hasta un 23%) debido al cambio climático para este siglo (Latta et al., 2010).

Para los bosques chilenos, algunos estudios disponibles aportan evidencias del grado de vulnerabilidad de los bosques de Chile que podrían poner en riesgo y podrían interferir su dinámica relativamente pronto. Por ejemplo, se ha proyectado que el cambio climático puede alterar la estructura y funcionalidad de los bosques de Chiloé, donde se ha proyectado que disminuirá su productividad primaria neta en ~30% (de 7,6 a 2,4 toneladas de carbono -tC-ha/año) para el año 2100 (Gutiérrez, 2010, Gutiérrez et al. 2014). Considerando sólo el calentamiento global, esto es, excluyendo los efectos del aumento en el dióxido de carbono atmosférico, se proyectó que los bosques antiguos de Chiloé serán fuentes de carbono en el año 2100 (liberando a la atmosfera 3,7 tC ha/año en promedio, Gutiérrez, 2010). Sin embargo, se predicen patrones complejos y variables en el balance del carbono en los bosques, relacionados con su etapa sucesional y variabilidad estructural (Gutiérrez, 2010). Un estudio para los bosques de la zona central proyecta una disminución en el crecimiento arbóreo del bosque templado de tipo mediterráneo, principalmente a partir del año 2035 (Matskovsky et al., 2021).

La mayor cantidad de información sobre el efecto del cambio climático en bosques de Chile se ha enfocado en cambios en la distribución de especies. De hecho, es probable que se produzcan desplazamientos generales del área de distribución (latitud y altitud) de las

especies arbóreas en respuesta al cambio climático previsto, pero la magnitud de tales cambios puede ser específica de cada especie y potencialmente más fuerte en los bordes de su área de distribución (Pliscoff et al., 2012; Alarcón & Cavieres, 2015, 2018; Fuentes-Castillo et al., 2020; Muñoz-Sáez et al., 2021).

3.5. Evaluación del Riesgo en la productividad de los bosques nativos

Este reporte se centra en la evaluación del riesgo climático específicamente para el sistema forestal nativo de Chile, y su relación con la cadena de impacto por efecto directo del cambio en el clima, es decir, el impacto del aumento en las temperaturas y la disminución de las precipitaciones. El estudio sigue las directrices metodológicas dadas por GIZ & EURAC (2017) y se representa en el esquema de la Figura 1. El análisis involucró cuatro etapas para evaluar el riesgo climático de los bosques nativos: 1) determinar la Exposición, es decir determinar la presencia y estado actual de los bosques nativos; 2) determinar la Amenaza, referida al cambio en el clima de acuerdo a un escenario futuro de emisiones de gases de efecto invernadero; 3) determinar la Vulnerabilidad del bosque nativo, es decir evaluar la propensión de los bosques a ser afectados negativamente por la amenaza climática (es decir, disminuir en productividad); para finalmente 4) identificar el Riesgo climático, es decir la intensidad esperada de impactos negativos sobre los bosques que resultan de las tendencias climáticas proyectadas para el área de estudio. La evaluación de riesgo de los bosques nativos se realizó aplicando un modelo de dinámica sucesional de bosques, el cual se describe a continuación.

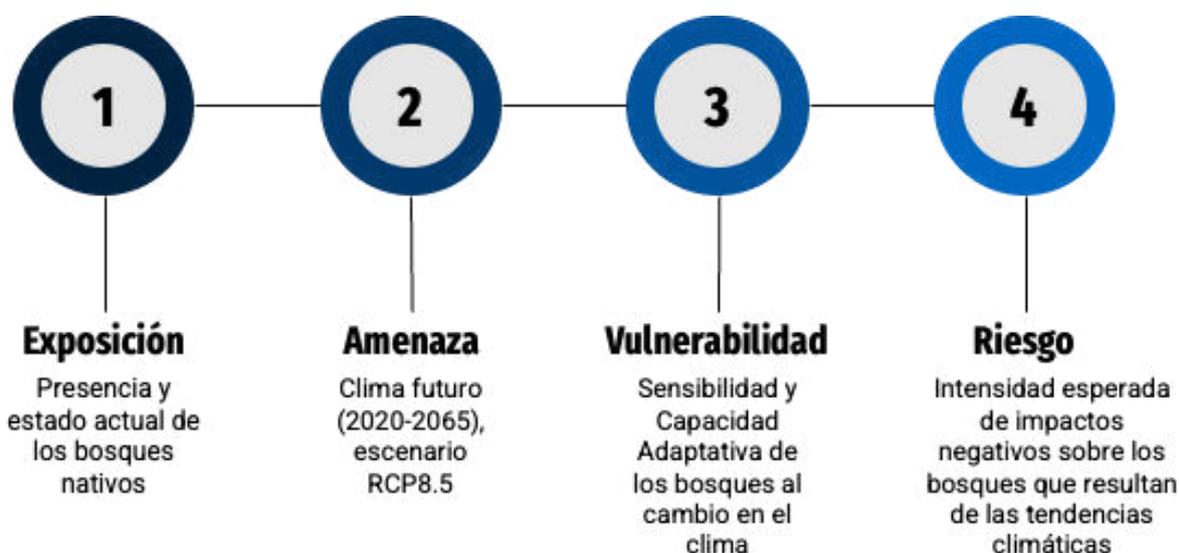


Figura 1. Proceso metodológico y de análisis de este informe

Modelo de dinámica sucesional de bosques

En este estudio se aplicó el modelo ForClim v4.0.1 (Bugmann, 1996a; Huber et al., 2020), el cual es un modelo de dinámica sucesional de bosques, capaz de predecir la composición y la estructura de un bosque en varios parches independientes, simulando árboles a escala individual. El modelo se basa en la teoría sucesional de dinámica de claros (Watt, 1947) y parches (Pickett & White, 1985), siguiendo la estructura de los modelos sucesionales de claros (Botkin et al., 1972; Bugmann & Seidl, 2022). Para realizar la predicción de estructura

y composición del bosque en el tiempo, el modelo utiliza un set limitado de supuestos ecológicos e incorpora los principales procesos demográficos involucrados (i.e. reclutamiento, crecimiento, mortalidad de las especies arbóreas, Bugmann, 1996). ForClim utiliza información climatológica y de suelos para predecir la sucesión en un sitio e incorpora la sensibilidad climática de las especies arbóreas simuladas, así como la competencia por luz. Adicionalmente, también incluye un submodelo de manejo, el cual permite representar bosques con determinadas intervenciones silvícolas (Rasche et al., 2012). Emergen de la competencia por la luz de los árboles, sus rasgos funcionales y de las condiciones de sitio, la estructura y composición del bosque.

Este modelo se puede considerar como un modelo generalizado de sucesión para bosques templados del mundo, y ha sido sometido a una evaluación exhaustiva en diversas regiones, abarcando un amplio espectro de condiciones ambientales y gradientes de elevación, tanto en regiones de alta como baja montaña. En Norteamérica el modelo ha sido evaluado y aplicado con éxito tanto en los bosques de la costa Pacífico como en bosques de latifoliadas del este de Estados Unidos (Bugmann y Solomon, 1995, 2000, Gutiérrez et al. 2016). Ha sido ampliamente utilizado en Europa (Huber et al., 2021), con aplicaciones enfocadas en los cambios futuros sobre la productividad de los bosques bajo escenarios de cambio climático (Elkin et al., 2013; Mina et al., 2017; Rasche et al., 2012). Entre los lugares donde se ha aplicado en Europa se incluyen los bosques de los Alpes, las Montañas Ibéricas centrales en España, así como las Montañas Dináricas en Eslovenia, entre otros (Huber, 2021; Mina, 2017). Incluso el modelo cuenta con aplicaciones en bosques templados del noroeste de China (Shao et al. 2001).

En el caso de Chile, se ha aplicado con éxito en diversos estudios que incluyen los bosques de la región del Maule, Araucanía y Los Lagos (Ortega 2021, Vera 2023, Sepúlveda 2023). Otros modelos similares han sido aplicados en Chile para predecir la dinámica y composición de bosques (Gutiérrez et al., 2014; Gutiérrez & Huth, 2012). Actualmente, el modelo ha sido parametrizado y evaluado para 37 especies arbóreas dominantes de los bosques templados en Chile continental, entre las regiones de O'Higgins y Aysén, por el Laboratorio de Dinámica de la Vegetación de la Universidad de Chile (Bosque Ciencia). Estos parámetros especie-específicos establecen características propias para cada especie, tales como la altura máxima, diámetro máximo, tolerancia a la sombra, tolerancia a la sequía, tasa de incremento diamétrico, entre otros (ver listado en Apéndice 2).

El modelo ForClim calcula para cada árbol en los parches simulados su crecimiento dadas las condiciones bióticas y abióticas en pasos de tiempo de un año. La ecuación de crecimiento arbóreo de ForClim se basa en una versión modificada del modelo de balance de carbono de (Moore, 1989), en el que el crecimiento anual se obtiene reduciendo el crecimiento óptimo en función de las limitaciones morfológicas (longitud de la copa) y ambientales, es decir, la luz disponible, la humedad del suelo, y los grados-día de la estación de crecimiento (Didion et al., 2009). El crecimiento anual se asigna al crecimiento en diámetro (i.e. incremento diamétrico) y altura teniendo en cuenta la competencia y las condiciones climáticas específicas del lugar (Bugmann, 1996a; Rasche et al., 2012). Obtenido el incremento diamétrico anual, el modelo calcula la biomasa del árbol en el año utilizando funciones alométricas según tipos funcionales de especies arbóreas, y se agrega a nivel de bosque. En este estudio utilizamos el incremento anual en biomasa, para estimar la productividad primaria neta del bosque, según: $PPN_t = B_t - B_{t-1}$.

A continuación se describen los pasos metodológicos que se desarrollaron en cada una de las etapas involucradas en la determinación de Riesgo. El modelo ForClim se utilizó para determinar la Exposición y Vulnerabilidad, mientras que la Amenaza generó datos de entrada para el modelo y el Riesgo representa una síntesis de los análisis obtenidos al correr el modelo.

Determinación de la Exposición (E)

En este estudio definimos Exposición como la presencia y estado actual de bosque nativo que podría verse afectado negativamente por el cambio climático. El proceso de obtención se resume en la Figura 2, el cual se inició con la determinación de un dominio espacial para predecir con el modelo la composición y estructura de los bosques en el área de estudio (**Paso 1**, en Figura 2).



Figura 2. Proceso de obtención del mapa de exposición

Recordemos que el área de estudio se delimitó uniendo los rangos de distribución geográfica potencial de 37 especies arbóreas dominantes de la estructura y composición de los bosques. Luego de obtenida esta delimitación, se utilizaron los datos del Catastro de Uso de Suelo de la Tierra y Recursos Vegetacionales de la Corporación Nacional Forestal (en adelante Catastro Vegetacional, CONAF, 2013), para determinar la cobertura de los bosques. Se utilizó únicamente la categoría de “Uso de suelo” correspondiente a “Bosques”, excluyendo las subcategorías correspondientes a “Plantaciones forestales” o “Bosque Mixto”. Dentro de esta delimitación de bosque nativo, se caracterizó el **clima de referencia (1980-2010)** utilizando el producto grillado de 5 km de resolución de CR2Met v2.0 del Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2, 2019), desde donde se obtuvieron la temperatura y precipitación media de cada mes para cada potencial punto de simulación. Considerando el tamaño de celda, se distribuyeron los puntos de simulación en celdas que estaban cubiertas con una superficie mínima de 500 ha de bosque nativo, asegurando una distribución representativa de la cobertura de bosques nativos en el área de estudio (Figura 3a). Se obtuvo para cada punto de simulación la humedad aprovechable del suelo, entendida como el agua disponible para las raíces de las plantas (cm). Para esto se utilizó la base de datos de CLSOILMAPS (Galleguillos et al., 2022), la cual dispone propiedades físicas y parámetros hidráulicos del suelo para todo el territorio continental de Chile, con una resolución de 100 m. De los mapas

disponibles para seis horizontes de suelo, con profundidades estandarizadas, se calculó la humedad aprovechable de cada punto de simulación considerando un perfil de suelo de 50 cm de profundidad. Si bien la profundidad de raíces finas es variable de acuerdo con las condiciones climáticas, en los bosques templados de Chile se ha reportado que la mayor concentración de biomasa radicular se encuentra en los 30 cm superiores, disminuyendo rápidamente con el aumento de profundidad (Casanova et al., 2013).

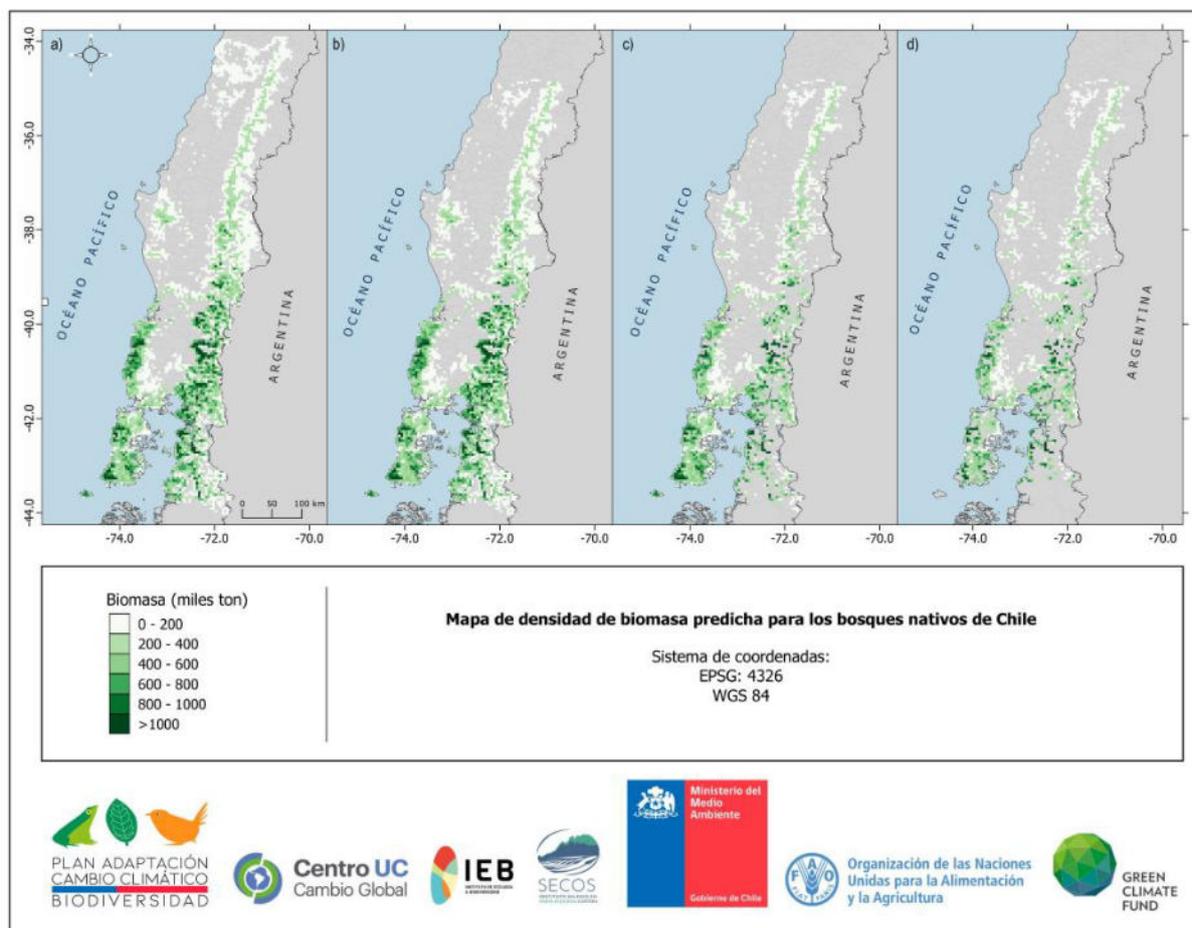


Figura 3. Densidad de biomasa predicha para los bosques nativos de Chile. La densidad de biomasa corresponde a la biomasa promedio por la superficie cubierta de bosque en cada celda de 5 km. Los mapas muestran la disminución en cobertura del dominio del modelo a medida que se filtran los resultados según la información disponible y validez del modelo, según los pasos presentados en la Figura 2. a) Celdas con cobertura de bosque >500 ha; b) celdas con cobertura de datos SIMEF; c) celdas con una composición de especies predicha >70% de especies presentes en el Catastro Vegetacional; y d) dominio validado del modelo.

Utilizando esta información se corrió el modelo en cada punto de simulación (**Paso 2**, Figura 2), desde una condición inicial de suelo desnudo, permitiendo que en la sucesión se establezcan sólo aquellas especies arbóreas que pertenecieran al piso vegetacional dominante en cada celda. Se inició la sucesión primero con una etapa de *spin-up* utilizando el clima de referencia, por 1500 años, y para 200 parches de 800 m² (i.e. 16 ha de bosque), para que la biomasa del bosque alcance el equilibrio dinámico (Bugmann, 1997). Por lo tanto, la simulación representa 102.080 ha distribuidas en el área de estudio, y para cada uno de estos puntos la simulación de ForClim representa la estructura y composición predicha de los

bosques dado el clima y las características del suelo en una celda de 5 km. En total se distribuyeron 6.380 puntos de simulación entre la región de O'Higgins y la Región de Aysén.

El estado actual de los bosques (**Paso 3**, Figura 2) se definió para el año 2020, de manera consistente con los datos de estructura de los bosques proveídos por el Instituto Forestal (INFOR) y que se encuentran disponibles en el Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales del Ministerio de Agricultura (SIMEF 2023). La base de datos SIMEF cuenta con registros de área basal, densidad y biomasa a escala de rodal, pero que cubre parcialmente Chile, entre la Región del Maule y la Región de Los Lagos (Figura 3b). Se utilizó el Catastro Vegetacional para definir el **Tipo de Estructura** predominante de los bosques en cada celda, es decir "Bosque Nativo Adulto", "Bosque Nativo Mixto" y "Bosque Nativo Renoval". Además se utilizó una cobertura de paisajes intactos (Potapov et al., 2017), para diferenciar bosques adultos que dada su inaccesibilidad no presentan intervenciones evidentes desde 1950 (i.e. bosques intactos). Para aquellas celdas que estaban cubiertas $\geq 75\%$ por bosque intacto se reclasificó el Tipo de estructura de "Bosque Nativo Adulto" y "Bosque Nativo Mixto" a Bosque Intacto. Aquellas celdas con cobertura $<75\%$ de bosque intacto, se reclasificaron de "Bosque Nativo Adulto" y "Bosque Nativo Mixto" a Bosque Adulto Alterado. Los Renovales no fueron recategorizados. Así, los Tipos de Estructuras finales para el análisis de Exposición del bosque nativo fueron **Intacto**, **Adulto Alterado** y **Renovales**.

Para aproximar la predicción de estructura de los bosques al año 2020, se incluyó el impacto humano a través de cortas en los bosques, las cuales se implementaron en la simulación siguiendo a *sensu lato* los antecedentes y patrones históricos generales de historia ambiental de los bosques (descritos en la sección 3.3). Para aquellas celdas clasificadas como Renoval, se realizaron talas rasas totales seleccionando aleatoriamente un año entre 1930 y 1960, de forma que representaran bosques jóvenes con una media de 60 a 90 años aproximadamente en el año 2019. En cambio, en aquellas celdas clasificadas como bosques adultos alterados, se definió la intensidad de tala de forma dependiente del área basal observada (AB_{obs}) presente en los bosques según SIMEF, asumiendo que los bosques de mayor área basal fueron menos intervenidos en el pasado, y viceversa, según la ecuación: $Intensidad\ de\ tala = 1 - 0,0146 * (AB_{obs} - 46,9)$. En las celdas donde $AB_{obs} < 46,9\ m^2/ha$ se definió la ocurrencia de tala rasa en todos los parches (i.e. intensidad de tala = 100%). Mientras que en sitios con $AB_{obs} \geq 63\ m^2/ha$, se definió que la tala rasa ocurriera en el 75% de los parches. El año de la tala se seleccionó aleatoriamente para el periodo 1910 a 1940. Finalmente, para las celdas donde predominaban Bosques Adultos Intactos, se simuló la sucesión sin intervención humana.

En el **Paso 4** (Figura 2), se procedió a validar la predicción del modelo para la estructura y composición actual de los bosques utilizando fuentes de información independiente, es decir no se utilizaron en la parametrización del modelo. La composición se validó utilizando la información de especies dominantes del Catastro Vegetacional para cada celda, y se evaluó a través de la proporción de especies compartidas entre la composición predicha y la observada en el catastro en cada punto de simulación. Para la validación de estructura se utilizaron los datos SIMEF de área basal total, y se evaluó la predicción del modelo mediante el cálculo del error de raíz cuadrada media (RMSE) y el cálculo del sesgo, correspondiente al promedio de las diferencias entre el área basal observada y predicha. Para definir el dominio espacial válido para la determinación de Exposición (**Paso 5**, Figura 2), se aceptaron como celdas válidas, aquellas con $>70\%$ de especies correctamente predichas en la composición

(Figura 3c) y un sesgo igual o inferior a 20 m²/ha para la estructura, y donde el modelo predijo áreas basales >10 m²/ha (Figura 3d). Una vez obtenido el dominio espacial válido (Figura 3d), se clasificaron las celdas según Tipo de Estructura y Tipo Forestal de acuerdo con la cobertura dominante según el Catastro Vegetacional (**Paso 6**, Figura 2).

La Exposición de cada celda se calculó como la superficie cubierta por bosques en la celda, multiplicado por la biomasa promedio predicha por ForClim para el año 2020. Estos resultados fueron transformados linealmente a valores entre 0 y 1. El mapa comunal de Exposición se obtuvo promediando el valor de cada celda presente dentro de cada comuna.

Determinación de la Amenaza (A)

En este estudio se definió Amenaza como la posible ocurrencia de una tendencia climática que puede estar causando, actualmente o causar en el futuro, cambios composicionales y estructurales en los bosques nativos. Separamos la determinación de la Amenaza en dos períodos. El primero buscó evaluar los efectos del **clima actual** (2010-2020), en el cual destaca el evento climático de mega sequía que se ha manifestado en Chile desde el año 2010 (Boisier et al., 2016; Garreaud et al., 2017; Rojas et al., 2019). La megasequía también coincide con un aumento brusco de las temperaturas máximas, ya que durante el período 2010-2014, la mayoría de las estaciones meteorológicas del valle central y la precordillera andina registraron aumentos hasta 1,5°C por sobre lo normal registrado entre los años 1970-2000 (CR2, 2015). Los datos climáticos de este período se obtuvieron a partir de las grillas climáticas del CR2Met v2.0, sin embargo, se calcularon deltas de cambio en la media de temperaturas y precipitaciones, es decir, cuántos grados aumentó en ese período y en qué porcentaje las precipitaciones disminuyeron. Los delta de cambios de la temperatura se definieron como la diferencia absoluta entre las medias de temperatura estacionales entre el período y el clima de referencia, mientras que los deltas de precipitaciones se calcularon de la misma forma, a través de la diferencia relativa en cada punto de simulación (Tabla 1).

Tabla 1. Promedio de los deltas de cambio en la temperatura (dT, °C) y la precipitación (dP, %) que caracterizaron la simulación del clima futuro (2035-2065).

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
dT ₂₀₂₀	0.07	0.42	0.32	0
dP ₂₀₂₀	-3%	-1%	-6%	-2%
dT ₂₀₆₅	1.12	1.38	1.2	1.05
dP ₂₀₆₅	-16%	-22%	-15%	-8%

El segundo buscó evaluar los efectos del **clima futuro** (2035-2065), es decir de las proyecciones climáticas correspondientes en un escenario pesimista de emisiones de gases de GEI RCP8.5, el cual supone un incremento sostenido de GEI y un aumento de temperaturas entre 2,5°C y 4°C a finales de este siglo. La información de las medias de las temperaturas y precipitaciones se obtuvieron directamente de la plataforma de ArClim (2020), que dispone los datos mensuales de ambas variables a partir de la media de 35 modelos globales integrados y escalados a Chile en una grilla de 5 km x 5 km. Con esta información, se calcularon los deltas de las precipitaciones y temperaturas, necesarios para informar al modelo ForClim, para el periodo proyectado RCP8.5 (2035-2065, **clima futuro**) con respecto al **clima de referencia** (1980-2010). Los deltas de temperatura se calcularon a través de la

diferencia absoluta entre las medias de temperatura estacionales, mientras que los deltas de precipitaciones se calcularon a través de la diferencia relativa entre las medias de precipitaciones estacionales. Los deltas de ambos períodos se calcularon para cada celda del dominio espacial válido (Tabla 1).

Determinación de la Vulnerabilidad (V)

En este estudio utilizamos el concepto de **Vulnerabilidad**, el cual incorpora la **Sensibilidad** y la **Capacidad Adaptativa** (GIZ & EURAC, 2017) de los bosques frente a la Amenaza climática. Definimos Vulnerabilidad como la propensión de los bosques a ser afectados negativamente por la amenaza climática (es decir, disminución de la productividad primaria neta, PPN). La **Sensibilidad** la definimos como la respuesta de los bosques a las tendencias en el clima actual (período de Megasquía, 2010-2020), evaluada a través de las pérdidas en productividad primaria neta en el año 2020 (PPN_{2020}). La **Pérdida de Capacidad Adaptativa** la definimos como la respuesta de los bosques al clima futuro, evaluada a través de las pérdidas en PPN en el año 2065 (PPN_{2065}) (Figura 4).

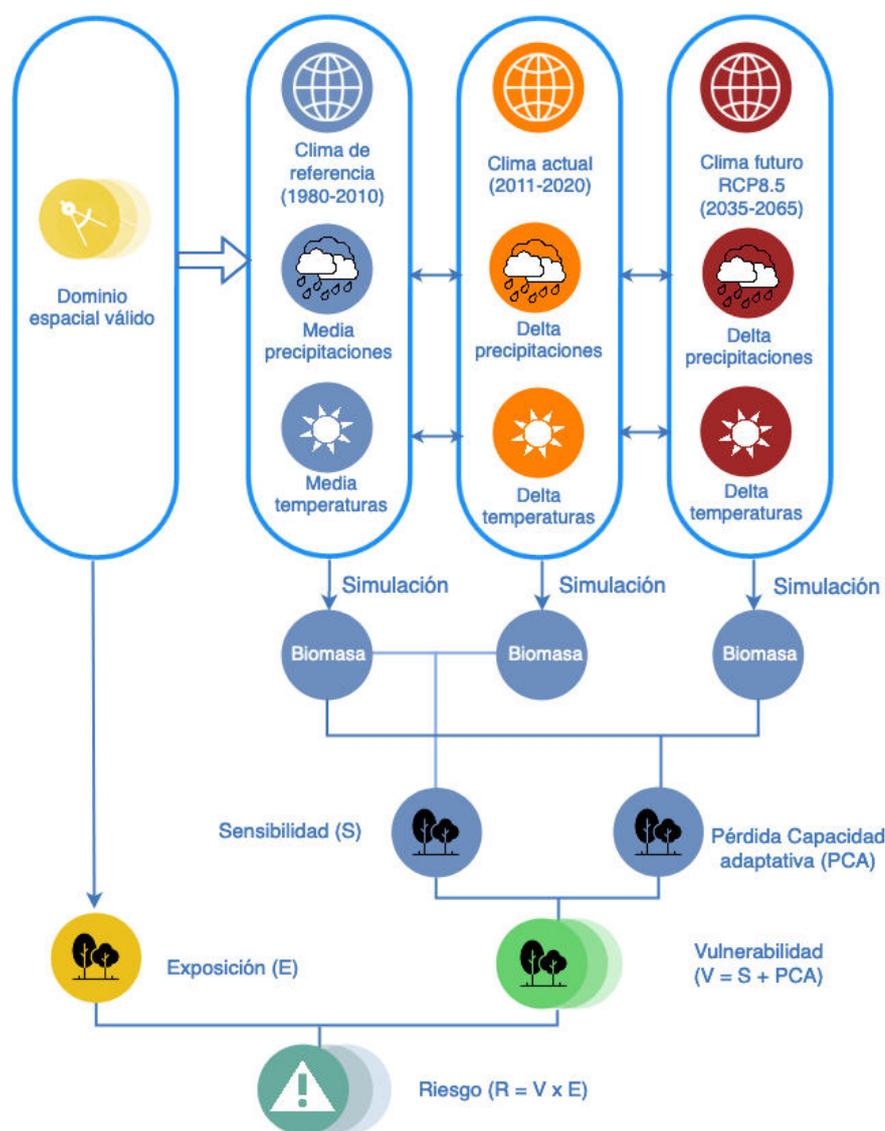


Figura 4. Esquema general para el cálculo de riesgo climático de bosques nativos

Para obtener la PPN incorporando el escenario de cambio climático, se repitieron las simulaciones de dinámica sucesional para las celdas dentro del dominio espacial válido, pero con algunas diferencias. Hasta el año 2010 se utilizó el clima de referencia, y en el período 2011-2020 se utilizaron deltas del clima actual para correr la simulación. Entre el periodo 2021-2065, se utilizaron los deltas del escenario RCP8.5 de clima futuro, descrito en el apartado anterior. Para cada año de simulación se obtuvo la biomasa sobre el suelo predicha por ForClim, y se calculó la PPN del año t , según la siguiente ecuación:

$$PPN_t = Biomasa_t - Biomasa_{t-1}.$$

Para las simulaciones de estado futuro del bosque (2020-2065), no se incluyeron acciones de manejo.

El cálculo de la Sensibilidad (S) y la Pérdida de Capacidad Adaptativa (PCA) se obtuvo de la siguiente manera:

$$S = PPN_{2020} - PPN_{REF2020}$$

$$PCA = PPN_{2065} - PPN_{REF2065}$$

donde $PPN_{REF2020}$ y $PPN_{REF2065}$ representan la productividad primaria neta obtenida en las simulaciones bajo el clima de referencia en los años 2020 y 2065 respectivamente. Al restar la $PPN_{REF2065}$ se descuenta el cambio en productividad esperado por la dinámica del bosque. Para el análisis se consideraron los valores de $S \leq 0$ y $CA \leq 0$. En consecuencia, tanto S como PCA , representan específicamente la atribución climática a la pérdida de productividad primaria neta. Finalmente, la Vulnerabilidad (V) se obtuvo como $V = S + CA$.

Los valores Vulnerabilidad obtenidos en cada celda se transformaron linealmente para obtener valores entre 0 y 1. El mapa comunal de Vulnerabilidad se obtuvo promediando el valor de cada celda presente dentro de cada comuna.

Determinación del Riesgo Climático (R)

Definimos Riesgo Climático como la intensidad esperada de impactos negativos sobre los bosques que resultan de las tendencias climáticas proyectadas para el área de estudio. Riesgo Climático para cada celda se obtuvo según: $R = V \times E$, dado que la Amenaza está incorporada dentro de los parámetros para generar las predicciones del modelo. Un valor de $R=1$ representa el mayor riesgo climático, es decir una celda donde se proyectan los mayores impactos negativos sobre los bosques, mientras que $R=0$ representan celdas con el mínimo riesgo climático. El mapa comunal de Riesgo se obtuvo promediando el valor de cada celda presente dentro de cada comuna.

4. RESULTADOS

4.1 Validación del modelo

Las predicciones de composición de los bosques tuvieron un notable grado de acierto. Para más del 75% de los puntos simulados ($N= 1863$) se obtuvo una composición que incluyó todas las especies presentes en el Catastro Vegetacional. Para el dominio validado del

modelo (Figura 3d, 1860 puntos de simulación), se obtuvo un ajuste aceptable del área basal predicha respecto al área basal observada, en especial para los renovales (Figura 5a). Sin embargo, la biomasa predicha presentó una subestimación en los tres tipos estructurales (RMSE = 139 ton/ha; Sesgo = -118 ton/ha), en relación con la biomasa observada (Figura 5b, Tabla 2). La biomasa predicha por el modelo varió entre 25 y 553 ton/ha, con una concentración de los valores dentro del rango entre 110 y 300 ton/ha (90% de los puntos de simulación). Los bosques con menor biomasa (<100 ton/ha), correspondieron a renovales (Figura 5b) y se presentaron principalmente en el norte del área de estudio, en la Depresión Intermedia y en la Cordillera de la Costa de la región del Ñuble y Bío-Bío (Figura 3d). Los bosques con mayor concentración de biomasa (>300 ton/ha) se distribuyeron entre ambas cordilleras de las regiones de Los Ríos y Los Lagos (Figura 3d).

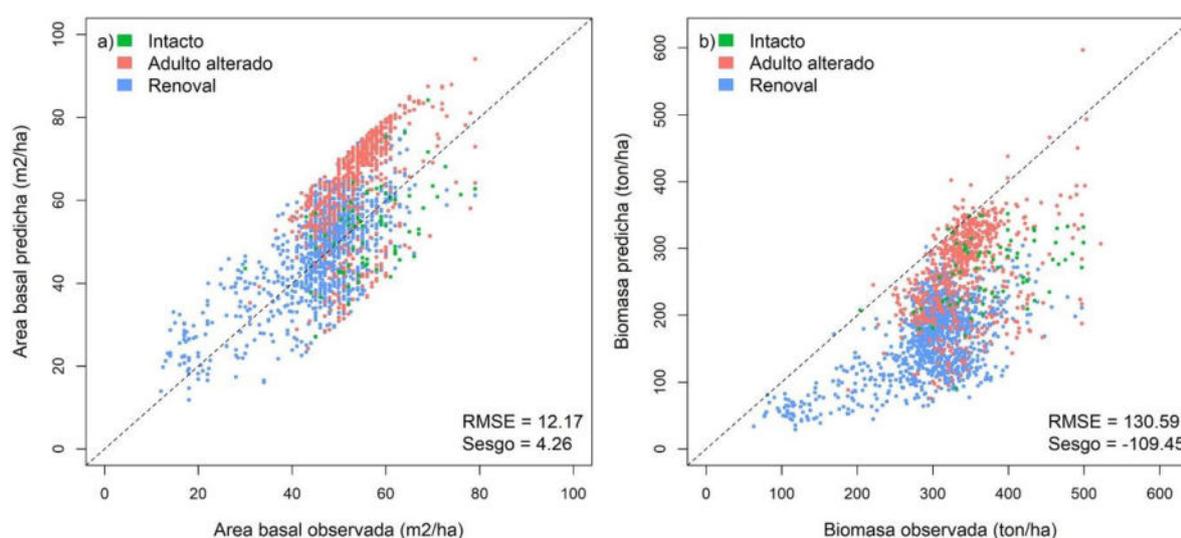


Figura 5. a) Área basal y b) biomasa total predicha en comparación con los datos del Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales (SIMEF), para los distintos tipos estructurales de bosque nativo. La línea punteada representa la relación 1:1. RMSE: Error de raíz cuadrada media.

4.2 Exposición de los bosques nativos

El mapa de exposición abarcó una extensión latitudinal desde las regiones del Maule a Los Lagos (lat. 35°S a 44 °S; Figura 3d) incorporando bosques intactos, adultos alterados y renovales para 11 tipos forestales (Tabla 2). La Exposición promedio varió entre 0,17 y 0,37 para los Tipos de Estructura, mientras que para los distintos Tipos de Forestales varió entre 0,05 (Esclerófilo) y 0,42 (Coihue de Magallanes) (Tabla 2).

PRODUCTIVIDAD DE BOSQUES NATIVOS Y CAMBIO CLIMÁTICO

Tabla 2. Resumen de la cobertura y estructura del mapa de Exposición de los bosques nativos. La densidad de biomasa corresponde a la biomasa promedio por la superficie cubierta de bosque en cada celda de 5 km donde se corrió la simulación. *26 puntos de simulación no pudieron ser categorizados por Tipo Forestal. Co-Ra-Te: Coihue-Raulí-Tepa; Ro-Ra-Co: Roble-Raulí-Coihue.

	Puntos de simulación		Biomasa promedio ton/ha	Densidad de biomasa miles ton	Exposición promedio
	N	%			
Tipos de estructura					
Intacto	71	4%	270	423	0.37
Alterado	646	35%	268	399	0.35
Renoval	1146	61%	168	200	0.17
Total	1863		205	277	0.24
Tipos forestales*					
Siempreverde	717	39%	260	366	0.32
Roble - Raulí - Coihue	665	36%	172	195	0.17
Coihue - Raulí - Tepa	138	8%	260	388	0.34
Lenga	94	5%	204	312	0.27
Roble - Hualo	74	4%	117	190	0.16
Alerce	56	3%	233	425	0.37
Esclerófilo	34	2%	66	66	0.05
Coihue de Magallanes	24	1%	267	484	0.42
Araucaria	19	1%	145	221	0.19
Ciprés de la Cordillera	12	1%	148	219	0.19
Ciprés de las Guaitecas	4	0%	251	413	0.36

4.3 Tendencias de la productividad

Bajo clima de referencia, el modelo predijo que los bosques aumentan moderadamente en productividad a medida que se avanza hacia el sur del país (Figura 6a). Esto contrasta con una evidente disminución de biomasa hacia el norte del área de estudio (Figura 6c). No se observaron patrones discernibles en la productividad de los bosques a medida que aumenta la altitud (Figura 6b, d). La productividad de los bosques alterados y renovales mostró una tendencia a la disminución hacia el futuro (Figura 7a). A pesar de esta caída en productividad, la biomasa aumentará en >50 ton/ha en promedio para el 2065 en bosques alterados y renovales (Figura 7b). Los bosques intactos mantuvieron una productividad estable hacia el futuro pero con mayor variabilidad (Figura 7).

PRODUCTIVIDAD DE BOSQUES NATIVOS Y CAMBIO CLIMÁTICO

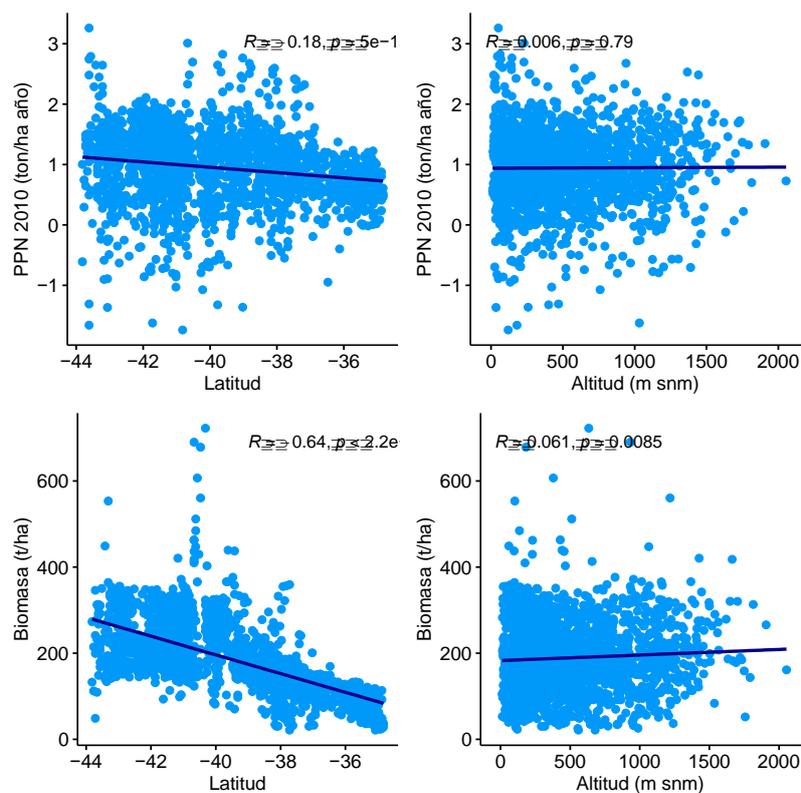


Figura 6. Productividad (PPN, productividad primaria neta) y biomasa predicha por el modelo para el año 2010 bajo clima de referencia.

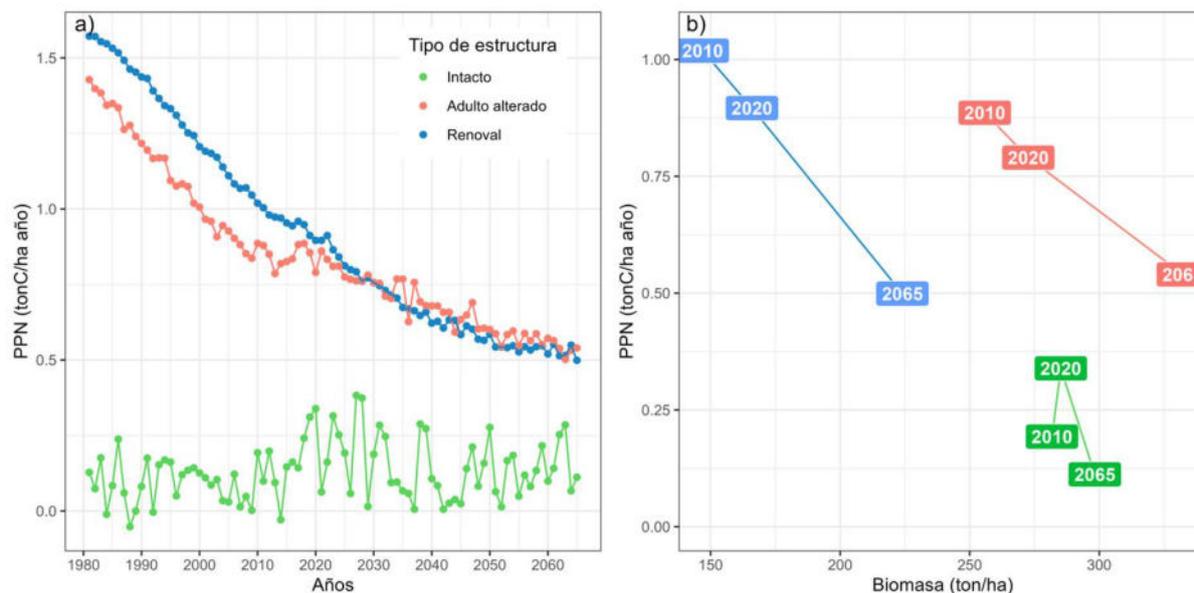


Figura 7. a) Tendencias promedio de la productividad de los bosques nativos según Tipo de Estructura predichas para el periodo 1980-2065.

En el escenario de clima futuro, las variaciones en promedio de la productividad fueron bastante cercanas a lo predicho bajo clima de referencia, pero con sutiles diferencias (Figura 8). Esto ocurre porque existe un número importante de bosques que tienden a mantener o aumentar su productividad bajo un escenario de cambio climático, particularmente en los bosques intactos. No obstante, en todos los tipos de estructura, el modelo predijo bosques

con caídas importantes de productividad hacia 2065 (>2 tonC/ha año). Para los bosques alterados y renovales el modelo predijo pocos cambios, pero algunos bosques tendrán caídas >3 tonC/ha año bajo cambio climático.

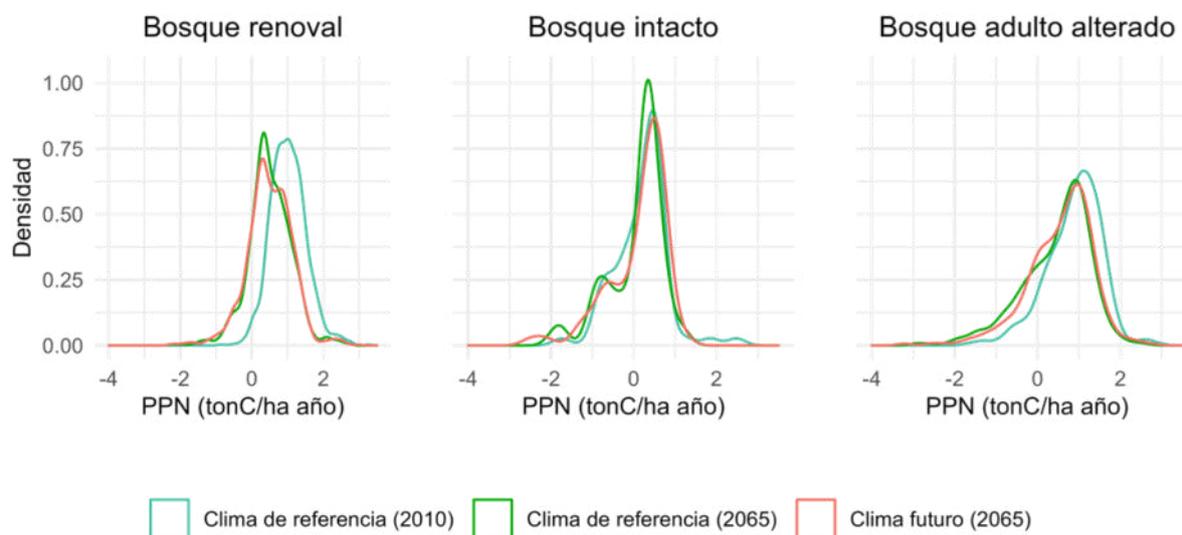


Figura 8. Cambios promedio predichos para 2065 para la productividad bajo el clima de referencia en comparación con el clima futuro (con cambio climático).

4.4 Vulnerabilidad de los bosques nativos

Los bosques alterados son los que tendrán una mayor sensibilidad para el año 2065 (Tabla 3). Los bosques intactos perderán capacidad adaptativa, pero serán tan vulnerables en el año 2065 como los bosques alterados (Tabla 3). Los renovales serán los más resistentes (i.e. menos vulnerables), aunque perderán alrededor del 50% de la productividad que tenían en 2010 (Tabla 3). El Tipo Forestal Siempreverde es el que tuvo mayor Sensibilidad y Vulnerabilidad al cambio climático, seguido por el Tipo Forestal Lengua, principalmente para el tipo de estructura bosque adulto alterado (Tabla 3). Entre los renovales, el Tipo Forestal Siempreverde será el más vulnerable (Tabla 3). Los bosques menos vulnerables serán los renovales de Tipo Forestal Esclerófilo y Roble-Hualo (Tabla 3). Los bosques con mayor riesgo climático serán los bosques adulto alterados del Tipo Forestal Siempreverde y Coihue-Rauli-Tepa (Tabla 3). Los resultados de Sensibilidad estuvieron parcialmente correlacionados con los de Pérdida de Capacidad Adaptativa (correlación Pearson $r = -0,19$, $p < 0.0001$). Las pérdidas de productividad de los bosques, y por tanto de su Vulnerabilidad, fueron más evidentes debido a la Pérdida de Capacidad Adaptativa (Tabla 3).

PRODUCTIVIDAD DE BOSQUES NATIVOS Y CAMBIO CLIMÁTICO

Tabla 3. Productividad y componentes del análisis de riesgo para los distintos Tipos de Estructura y Tipo Forestales. Los valores representan promedios de las celdas donde se corrieron las simulaciones. PPN_REF2010 y PPN2065 representan la productividad primaria neta obtenida en las simulaciones bajo el clima de referencia en los años 2010 y en clima futuro para el año 2065 respectivamente. Co-Ra-Te: Coihue-Raulí-Tepa; Ro-Ra-Co: Roble-Raulí-Coihue.

	PPN_REF ₂₀₁₀ tonC/ha año	PPN ₂₀₆₅ tonC/ha año	Sensibilidad	Pérdida Capacidad Adaptitva	Vulnerabilidad	Riesgo
Tipos de estructura						
Intacto	0.19	0.11	0.10	0.14	0.24	0.09
Alterado	0.89	0.54	0.11	0.13	0.24	0.09
Renoval	1.02	0.50	0.07	0.11	0.18	0.03
Tipos forestales por estructura						
Bosque intacto						
Lenga	0.19	0.25	0.09	0.11	0.20	0.07
Otros tipos	0.27	0.01	0.06	0.14	0.20	0.09
Bosque adulto alterado						
Siempreverde	0.90	0.53	0.12	0.14	0.26	0.11
Co-Ra-Te	1.02	0.69	0.10	0.15	0.25	0.10
Otros tipos	0.72	0.46	0.11	0.10	0.21	0.09
Lenga	0.88	0.69	0.11	0.07	0.18	0.04
Ro-Ra-Co	0.84	0.50	0.07	0.11	0.18	0.04
Bosque renoval						
Siempreverde	1.25	0.67	0.08	0.15	0.24	0.05
Ro-Ra-Co	0.99	0.50	0.07	0.10	0.17	0.03
Roble Hualo	0.70	0.14	0.05	0.08	0.13	0.02
Esclerófilo	0.55	0.10	0.03	0.06	0.09	0.01

La sensibilidad de los bosques muestra que para el 2020 la mayor pérdida de productividad ocurrió en la región de Los Lagos, en particular en la costa de Maullín y en el sector oriental de la isla de Chiloé (Figura 9a). Los resultados predichos para 2065 muestran una intensificación de las pérdidas de productividad en estas mismas regiones (Figura 9b). Los bosques más vulnerables se encontrarán al sur de los 39°S (Figura 9c). Cuando se analizan los bosques más vulnerables (i.e. aquellos en el percentil 90%), se observa que su grado de Vulnerabilidad está significativa y positivamente correlacionada con su biomasa de referencia (Figura 10), y tiende a disminuir en la zona norte del área de estudio. Esta tendencia se intensifica cuando se analiza el riesgo, con una tendencia significativa de aumento hacia el sur del país (R Pearson = -0,32, $p < 0.0001$). La altitud no se correlacionó la Vulnerabilidad.

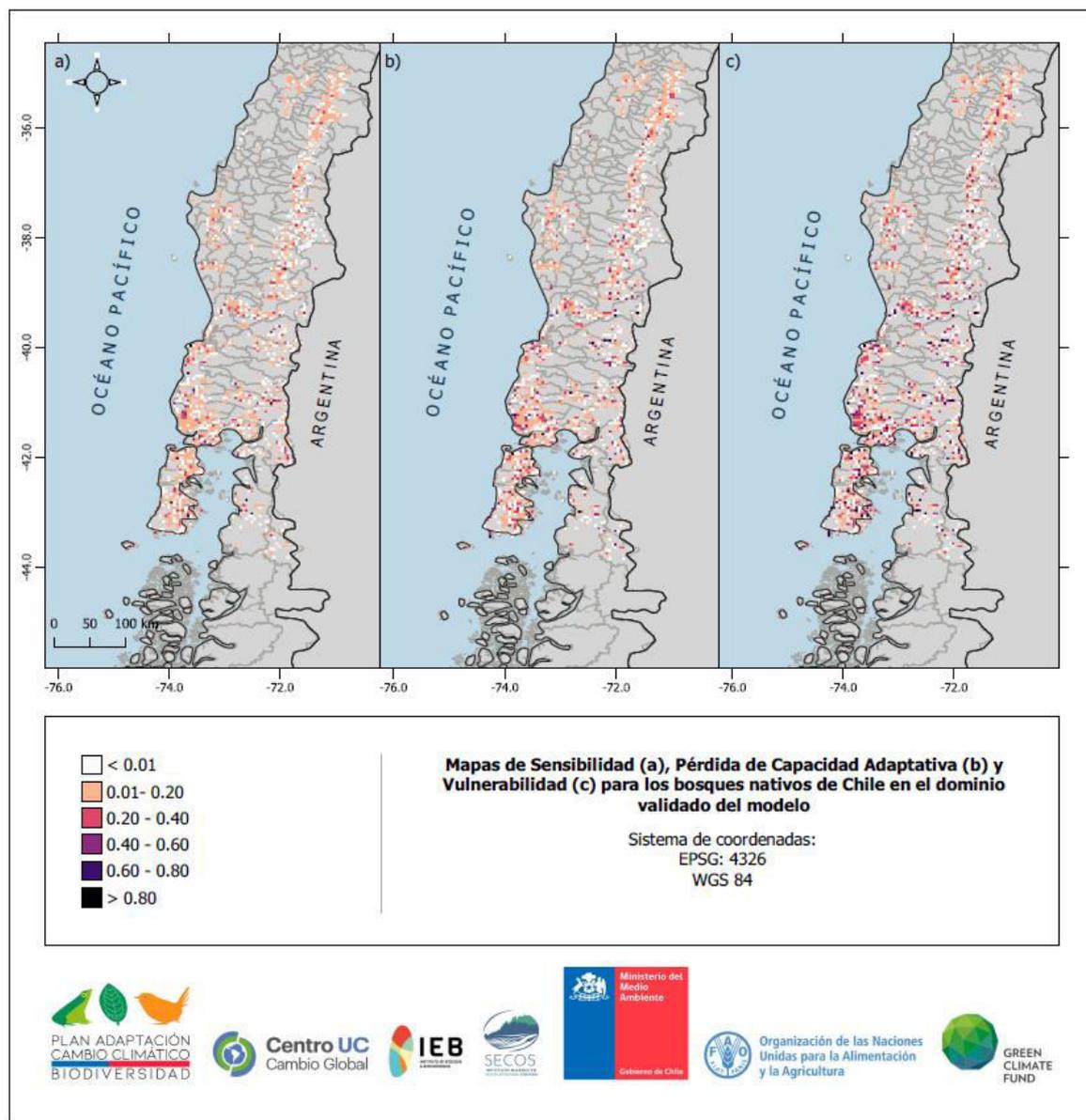


Figura 9. Mapas de a) Sensibilidad, b) Pérdida de Capacidad Adaptativa y c) Vulnerabilidad para los bosques nativos de Chile en el dominio validado del modelo.

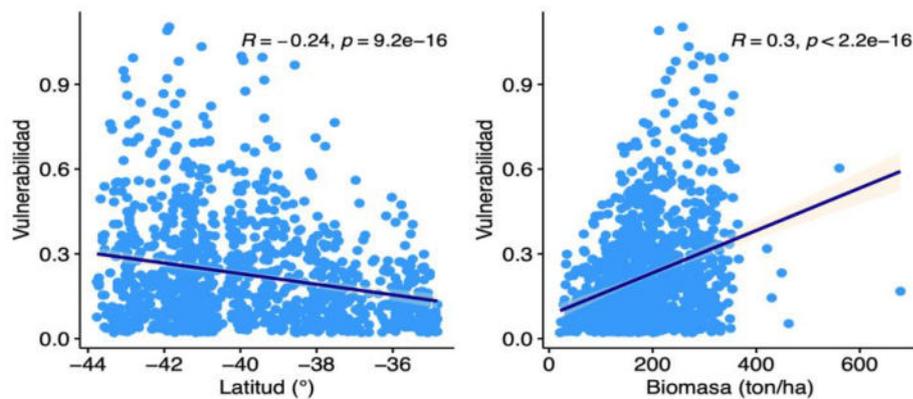


Figura 10. Tendencias de la Vulnerabilidad para aquellos **bosques** en el percentil 90% (bosques más vulnerables).

El mapa de riesgo muestra (Figura 11) que las comunas con más riesgo se encuentran en la región de Los Ríos (e.g. Lago Ranco, Panguipulli, Corral). El riesgo es menor para las comunas de la región del Bío-Bío, Ñuble y Maule, y tiende a ser mayor en la región de Los Lagos.

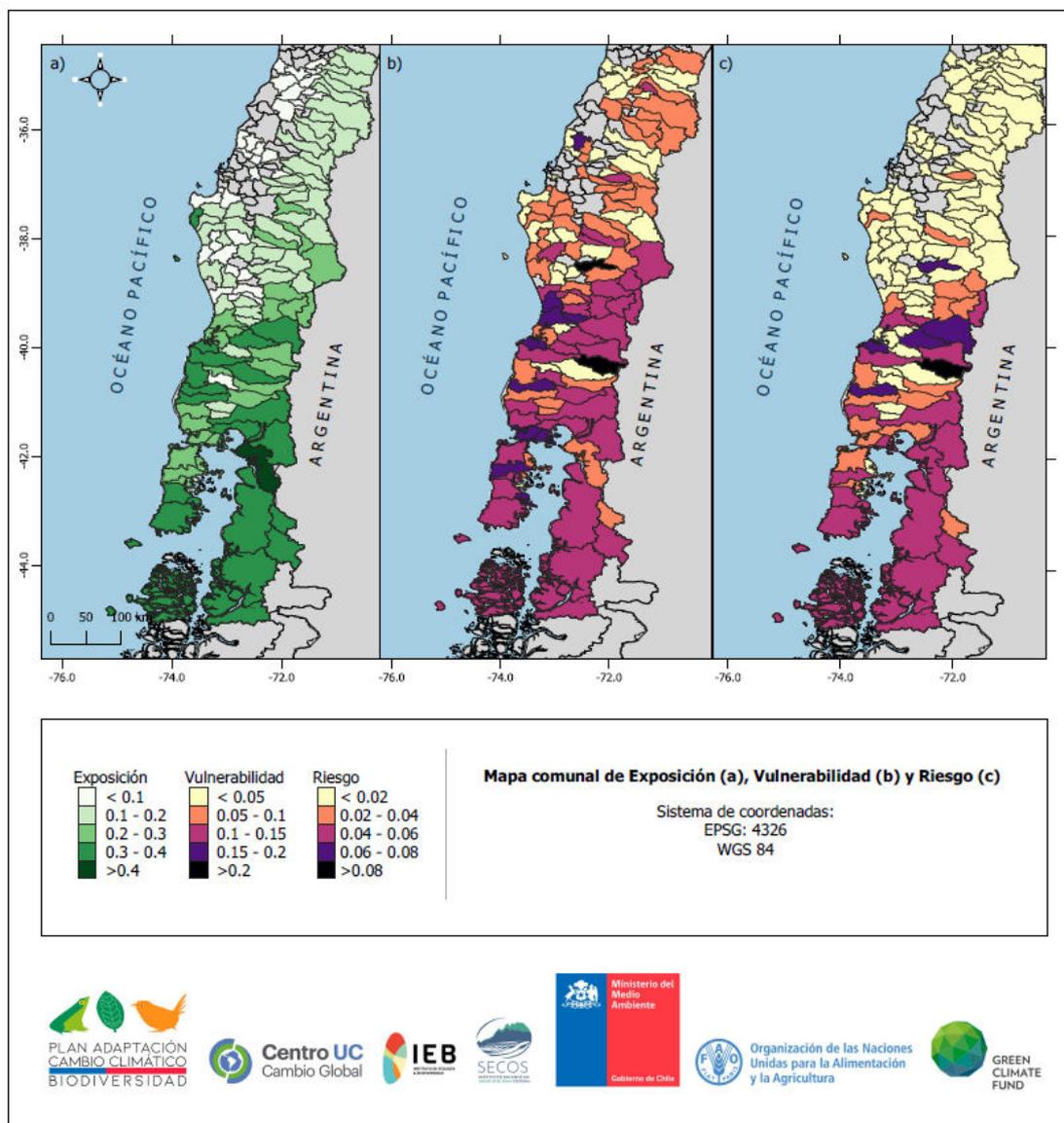


Figura 11. Mapa comunal de a) Exposición, b) Vulnerabilidad y c) Riesgo

5. DISCUSIÓN

En este estudio presentamos los resultados de un modelo de dinámica sucesional sobre predicciones futuras de la respuesta de los bosques, bajo un escenario de cambio climático para Chile. El modelo sintetiza el conocimiento actual de las especies arbóreas dominantes en los bosques y su ecología y, por lo tanto, es la mejor suposición (*best guess*) actual de las respuestas dinámicas de los bosques de Chile a las nuevas condiciones climáticas. La validez del modelo está respaldada por correlaciones significativas con datos de campo de fuentes independientes para 29.808 ha distribuidas entre la región del Maule y Los Lagos. Los

resultados representan el cambio atribuible en la productividad de bosques nativos a los efectos del cambio climático bajo el escenario RCP8.5.

El modelo predijo que los bosques con mayor biomasa se encuentran hacia el sur de los 39°S. Este patrón es congruente con lo esperado para los bosques de Chile, y se explica principalmente por la dominancia de especies con mayor tamaño, tales como *Nothofagus dombeyi*, que requieren de una mayor capacidad de almacenamiento de agua de los suelos y adicionalmente mayores precipitaciones para asegurar un crecimiento sostenido. La biomasa predicha por el modelo tuvo una media de 189 ton/ha, lo cual podría ser considerado un valor relativamente bajo para los bosques nativos de Chile. Sin embargo, es importante notar que la predicción de ForClim equivale al promedio de 16 ha bosque en cada punto de simulación, lo cual es significativamente mayor a las cubiertas en inventarios de terreno, y representa mayor heterogeneidad en las condiciones de bosque. Además, en nuestra simulación los bosques están representados por parches diferentes estadios sucesionales y su acumulación de biomasa está directamente relacionada con la historia de manejo implementada en cada punto de simulación. Las potenciales subestimaciones de biomasa no son del todo relevantes para la estimación de la productividad, ya que ésta depende en el modelo de las condiciones climáticas del año de simulación y de la competencia entre las especies arbóreas. En cuanto a la productividad, se ha observado que bosques siempreverde adultos de Chiloé, pueden fijar carbono a una tasa de 2 tC/ha año, y para bosques adultos de alerce pueden fijar hasta 4 tC/ha año (Marquet et al. 2019). Los valores promedios predichos por ForClim fueron en promedio 1 tC/ha año, sin embargo, los valores máximos pueden alcanzar 3 tC/ha año, por lo cual las estimaciones de productividad se consideran realistas.

En este estudio encontramos que los bosques más densos en biomasa son también los más vulnerables al cambio climático, y se encuentran principalmente en la región de Los Lagos. Se han realizado en Chile pocas proyecciones de productividad de los bosques en el contexto del cambio climático. Por ejemplo, Gutiérrez (2010) proyectó, utilizando otro modelo, que el cambio climático puede dar lugar a una pérdida neta de carbono para los bosques de Chiloé. La disminución de productividad en Chiloé es debida a la escasez de agua, con reducciones de biomasa en respuesta al cambio climático (Gutiérrez et al. 2014). Nuestras predicciones de cambios en la productividad confirman la Vulnerabilidad en los bosques de Chiloé. Asimismo, la Sensibilidad predicha por el modelo, es consistente con el debilitamiento del secuestro de carbono de bosques adultos en respuesta al calentamiento y aumento de sequías en bosques de la Cordillera de la Costa de la región de Los Ríos (Pérez-Quezada et al. 2023).

Uno de los principales hallazgos de esta investigación es la tendencia general de los bosques a la disminución en la productividad. No obstante, es importante hacer notar también que el modelo predice aumento en la productividad para una parte importante de los bosques (54% de los puntos de simulación). Estos aumentos podrían deberse a que el cambio climático afectará las relaciones diversidad-productividad de los bosques templados, principalmente a través de los efectos sobre el reclutamiento de especies, aumentando la complementariedad en el uso de los recursos (Morin et al. 2018). Esto ocurrirá principalmente en bosques adultos, mientras que para renovales ForClim predice que perderán 50% de la productividad. Dado que este Tipo de Estructura predomina en los bosques de Chile, las tendencias de pérdida de capacidad adaptativa simulada están principalmente relacionadas con las tendencias de

los renovales (63,7% de los bosques analizados), aunque mantengan tasas de productividad positiva en el futuro.

Una de las ventajas de utilizar un modelo dinámico como ForClim, es que permite predecir tanto la respuesta de los bosques al cambio en el clima, como la potencial adaptación que podrían tener al cambio climático. La toma de decisiones no requiere necesariamente el uso de modelos más sofisticados, sino más bien más robustos, para evitar que las decisiones se aplacen innecesariamente mientras se realizan las investigaciones (Milner-Gulland & Shea, 2017). En este sentido, el uso de un tipo de modelo depende fundamentalmente de para qué se quiere modelar, del problema que se desea resolver, o la pregunta que se quiere responder (Salas et al., 2016). En este estudio el modelo utilizado es un modelo generalizado, es decir que su construcción teórica es aplicable a distintos tipos de bosques templados (Bugmann, 1996b; Bugmann & Solomon, 2000; Gutiérrez et al., 2016). Además es un modelo relativamente simple, con un número limitado de parámetros para representar procesos ecológicos claves tales como el crecimiento de los árboles, desde donde emerge la estructura y composición de los bosques. Los resultados obtenidos se consideran robustos y consistentes con las tendencias del crecimiento de los bosques en Chile.

Los resultados de este estudio proporcionan un punto de partida para explorar estos y otros efectos adicionales del cambio climático sobre el ciclo del carbono en los bosques de Chile. Alentamos encarecidamente el desarrollo de estudios experimentales centrados en determinar los flujos de carbono y agua de todo el ecosistema, para que sean incorporados en modelos que simulan el ciclo de carbono en los bosques (e.g. Fischer et al., 2016) y sean aplicados con robustez en Chile. Estos datos son esenciales para comprender los procesos del ciclo del carbono en un entorno cambiante (Gough et al., 2008). Sería útil realizar estudios experimentales y establecer programas de seguimiento a largo plazo en lugares representativos, ya que la determinación de las respuestas de los bosques al cambio climático requerirá datos periódicos (Boisvenue & Running, 2006).

Por otra parte, en el futuro pueden producirse cambios en la productividad de los bosques debido a la incidencia de perturbaciones provocadas por el hombre (por ejemplo, incendios, talas, (Smithwick et al., 2002) o por perturbaciones naturales provocadas por el clima (Dale et al., 2001). Se prevé que los incendios serán más frecuentes e intensos en Chile como consecuencia del cambio climático (Scholze et al., 2006), y es probable que la degradación y fragmentación de los bosques continúe en la próxima década. Por consiguiente, las futuras aplicaciones de modelos deberán tener en cuenta el impacto de los disturbios provocados por el ser humano, como también otros disturbios catastróficos (e.g. volcanismo) que alteren la biomasa y productividad en las proyecciones de la dinámica forestal bajo el cambio climático. El potencial efecto de especies arbóreas invasoras (e.g. *Pinus sp.*, *Acacia sp.*) debiera también ser tomado en cuenta en futuras aplicaciones de modelos, pero esto demanda un esfuerzo adicional de parametrización de estas especies. Es esperable que el cambio en composición de los bosques producto de migraciones o invasiones de especies arbóreas modifique la productividad de los bosques.

Finalmente, la integración de innovaciones tecnológicas, tales como la modelación de la dinámica vegetacional y la percepción remota, tienen el potencial de mejorar las estimaciones de biomasa en bosques a grandes escalas espaciales. Hoy en día, los sensores remotos proveen una fuente de información útil para la determinación de la biomasa y carbono

almacenado en los bosques con alta precisión que requerirán de métodos de validación tanto empírica como teórica (Saatchi et al., 2012). Para validar los resultados de los modelos se requiere de datos independientes a escalas regionales que hoy pueden ser entregados por sensores remotos. Este tipo de comparaciones permitirían detallados testeos, calibración y validación, acompañados de una aproximación deductiva fundamentadas en la teoría ecológica (Shugart et al., 2015).

6. CONCLUSIONES

- Los bosques nativos de Chile, entre la región del Maule y Los Lagos, disminuirán su productividad para 2065, principalmente debido a tendencias de productividad esperadas en los renovales, los cuales perderán un 50% de productividad.
- La vulnerabilidad de los bosques aumenta hacia el sur del área de estudio, como también los bosques con mayor cobertura y biomasa. Esto hace que el Riesgo sea mayor al sur de los 39°S, principalmente en los Andes de la región de Los Ríos y Los Lagos.
- Las tendencias de pérdida de productividad reportadas en este estudio representan un escenario principalmente atribuible a la incidencia del cambio climático y a las tendencias de la dinámica de los bosques.
- En el futuro se prevé que los incendios serán más frecuentes e intensos en Chile como consecuencia del cambio climático, y es probable que la degradación y fragmentación de los bosques continúe en la próxima década. Por lo tanto, los resultados de este estudio deben considerarse como un escenario conservador del futuro de los bosques de la región estudiada.
- Los resultados de este estudio proporcionan un punto de partida para explorar estos y otros efectos adicionales del cambio global sobre el ciclo del carbono en los bosques de Chile.

7. ANÁLISIS DE BRECHAS

Del ejercicio de predicción que se realizó en este estudio emanan diversos tipos de incertidumbre sobre los resultados que son informativos para avanzar en el estado del arte, respecto a la predicción de los patrones de cambio esperados para los bosques de Chile y los procesos que los determinan. Previo a esta discusión, se debe entender que la modelación ecológica es un ciclo de aprendizaje, por lo tanto los resultados obtenidos en esta investigación permiten formular nuevas preguntas científicas e hipótesis (Hilborn & Mangel, 1997) que apunten a mejorar las predicciones hechas sobre el futuro de los bosques. En esta sección separamos el análisis de esas brechas de conocimiento en dos partes, la primera brevemente se refiere al uso de modelos ecológicos, y la segunda referida principalmente a las fuentes de incertidumbre de los resultados.

Supuestos de la simulación

En este estudio, se generaron una serie de supuestos que se tomaron en función de la información disponible públicamente en Chile. Si se cuenta con información adicional para

futuras aplicaciones de modelos, se podrían cambiar los supuestos para explorar procesos adicionales que afectan el funcionamiento de los bosques.

Un supuesto relevante fue la historia de manejo de los bosques, ya que en esta investigación asumimos patrones generales basados en la historia ambiental de Chile, pero no de los bosques en específico que se simularon. Los resultados fueron sensibles al manejo de los bosques lo cual tiene una implicancia directa en las tendencias de productividad. Es importante, por lo tanto, refinar esta fuente de información. Para este fin, la historia de manejo en los planes aprobados por la Corporación Nacional Forestal o la fiscalización de cortas, se debieran ofrecer de manera pública en los sistemas de información territorial.

Otro supuesto importante en nuestras simulaciones se refiere al pool de especies que pueden estar presentes en cada punto de simulación. En esta investigación usamos los pisos vegetacionales como fuente de información, la cual podría mejorar usando inventarios o líneas base con listados de especies que sean representativos de la biodiversidad del país, geoespacializados y que estén públicamente disponibles. Para el caso de los bosques, la información de SIMEF podría cubrir esta necesidad, pero desafortunadamente la diversidad arbórea no se provee públicamente. El Catastro Vegetacional, aunque de cobertura nacional, sólo informa un set reducido de especies dominantes en los bosques.

Nuestras proyecciones de la dinámica forestal están limitadas por el grado de incertidumbre generado por los modelos climáticos disponibles en esta región (citar CR2, WorldClim) debido principalmente a la calidad y disponibilidad de registros instrumentales. Las grillas climáticas disponibles para Chile presentan limitantes en su resolución espacial que no captura en detalle la compleja topografía y su potencial influencia en la dinámica de la vegetación. Además, la extensión temporal hacia el pasado (e.g. hasta 1979, en el caso de CR2met) limita las posibilidades para inferir patrones vegetacionales determinados por el clima previo a la disrupción climática de 1980 (Reid et al., 2016). Por otra parte, los simuladores climáticos para Chile proporcionan información limitada sobre los fenómenos climáticos extremos (e.g. olas de calor), que podrían ser de relevancia para la supervivencia de las especies arbóreas principalmente en etapas tempranas de desarrollo.

Fuentes de incertidumbre

Es importante que las fuentes de incertidumbre se entiendan y se aborden para mejorar las predicciones sobre estados dinámicos de los ecosistemas. En este sentido es importante hacer notar que incluso con los enfoques o modelos más eficaces para minimizar y manejar la incertidumbre, habrá un elemento de incertidumbre que es irreducible (Milner-Gulland & Shea, 2017). Esto significa que puede ser más apropiado centrarse en la robustez del modelo más que en la optimización. Enfocaremos entonces esta sección en aquellas fuentes de incertidumbre de nuestro ejercicio de modelación (Nichols et al., 2011; Regan et al., 2002) que podrían haber afectado la robustez del modelo, o que de abordarlas, podrían mejorarla.

Las principales fuentes de incertidumbre son **errores observacionales**, es decir falta de información o de incorrecta información sobre los factores ambientales que influyen el estado de los bosques. Por ejemplo, en este estudio usamos como fuente de información los datos SIMEF los cuales representan la información más extensiva y detallada sobre la estructura para algunas regiones de Chile. A pesar de esto, SIMEF aún tiene una cobertura limitada en el país, lo cual limita la aplicación del modelo al 50,8% de su dominio espacial.

Además los datos SIMEF se ofrecen de manera interpolada en polígonos de bosques nativos. Por lo tanto, se puede atribuir que parte del error de la estimación de biomasa es principalmente dada por el amplio rango de variación generado por la estructura de datos proveída por SIMEF. Otra parte del error de estimación de biomasa puede provenir de las distintas funciones alométricas utilizadas por ForClim y SIMEF. ForClim utiliza una función alométrica generalizada que futuras investigaciones podrían poner a prueba para la estimación de biomasa proveída por SIMEF. Otra fuente de incertidumbre es el nivel de imprecisión sobre el estado de los bosques asociado a los errores en el Catastro Vegetacional. Esto se evidencia, por ejemplo, en valores excesivamente bajos de área basal en SIMEF para bosques en estado adulto según el Catastro Vegetacional. La información sobre las características físicas del suelo son otra fuente de incertidumbre, ya que la mayor cantidad de información se encuentra disponible para suelos agrícolas. Se hace urgente para una simulación más robusta del balance hídrico de los bosques, expandir análisis de suelos hacia las zonas montañosas y en suelos forestales. Finalmente, algunas especies arbóreas importantes para los bosques de Chile aún no han podido ser parametrizadas en modelos de dinámica sucesional por falta de datos en sus rasgos funcionales y tasas de crecimiento, entre ellas *Tepualia stipularis*, *Beilschmiedia sp.*, *Myrceugenia sp.* Futuras investigaciones podrían avanzar el conocimiento en la autoecología de estas especies para que puedan ser incluidas en modelos de dinámica de sucesional.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Alarcón, D., & Cavieres, L. A. (2015). In the Right Place at the Right Time: Habitat Representation in Protected Areas of South American Nothofagus-Dominated Plants after a Dispersal Constrained Climate Change Scenario. *PLOS ONE*, 10(3), e0119952. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119952>
- Alarcón, D., & Cavieres, L. A. (2018). Relationships between ecological niche and expected shifts in elevation and latitude due to climate change in South American temperate forest plants. *Journal of Biogeography*, 45(10), 2272–2287. <https://doi.org/10.1111/jbi.13377>
- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- ArClim (Atlas de Riesgo Climático). (2020). Datos climáticos grillados. Disponible en <https://arclim.mma.gob.cl/climate/grillados>
- Armesto, J., Donoso C., & Villagrán C. (1994). Desde la era glacial a la industrial: La historia del bosque templado chileno. *Ambiente y Desarrollo*, 10(1), 66-72.
- Armesto, J. J., Manuschevich, D., Mora, A., Smith-Ramirez, C., Rozzi, R., Abarzúa, A. M., & Marquet, P. A. (2010). From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land cover change in southwestern South America in the past 15,000 years. *Land Use Policy*, 27(2), 148–160. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.07.006>
- Armesto, J. J., & Martínez, J. A. (1978). Relations Between Vegetation Structure and Slope Aspect in the Mediterranean Region of Chile. *Journal of Ecology*, 66(3), 881–889. <https://doi.org/10.2307/2259301>
- Armesto, J. J., Rozzi, R., Smith-Ramírez, C., & Arroyo, M. T. K. (1998). Conservation Targets in South American Temperate Forests. *Science*, 282(5392), 1271–1272. <https://doi.org/10.1126/science.282.5392.1271>
- Armesto, J. J., Smith-Ramírez, C., Carmona, M. R., Celis-Díez, J. L., Díaz, I. A., Gaxiola, A., Gutiérrez, A. G., Núñez-Avila, M. C., Pérez, C. A., & Rozzi, R. (2009). Old-Growth Temperate Rainforests of South America: Conservation, Plant–Animal Interactions, and Baseline Biogeochemical Processes. In C. Wirth, G. Gleixner, & M. Heimann (Eds.), *Old-Growth Forests: Function, Fate and Value* (pp. 367–390). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-540-92706-8_16
- Bauer, A. J. (1970). Expansión económica en una sociedad tradicional: Chile central en el siglo XIX. *Historia*, 137–235.
- Bengoa, J. (2007). La emergencia indígena en América Latina. In 1a ed. Fondo de Cultura Económica. <http://repositoriointerculturalidad.ec/jspui/handle/123456789/37905>
- Bizama, G., Torrejón, F., Aguayo, M., Muñoz, M. D., Echeverría, C., & Urrutia, R. (2011). Pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río Aysén (Patagonia-Chile) durante el siglo XX. *Revista de Geografía Norte Grande*, 49, 125–138. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022011000200008>

- Boisier, J. P., Alvarez-Garreton, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., Lambert, F., Ramallo, C., Rojas, M., & Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6, 74. <https://doi.org/10.1525/elementa.328>
- Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43(1), 413–421. <https://doi.org/10.1002/2015GL067265>
- Boisvenue, C., & Running, S. W. (2006). Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*, 12(5), 862–882. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x>
- Bonan, G. B. (2008). Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science*, 320(5882), 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Bormann, F. H., & Likens, G. E. (1979). *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4612-6232-9>
- Botkin, D. B., Janak, J. F., & Wallis, J. R. (1972). Some Ecological Consequences of a Computer Model of Forest Growth. *Journal of Ecology*, 60(3), 849–872. <https://doi.org/10.2307/2258570>
- Bugmann, H. (1997). An efficient method for estimating the steady-state species composition of forest gap models. 27.
- Bugmann, H. (1996a). A Simplified Forest Model to Study Species Composition Along Climate Gradients. *Ecology*, 77(7), 2055–2074.
- Bugmann, H. (2014). Forests in a greenhouse atmosphere: Predicting the unpredictable. *Forests and global change*, 359–380.
- Bugmann, H. K. M., & Solomon, A. M. (1995). The Use of a European Forest Model in North America: A Study of Ecosystem Response to Climate Gradients. *Journal of Biogeography*, 22(2/3), 477. doi:10.2307/2845944
- Bugmann, H. & Solomon, A.M. (2000). Explaining Forest Composition and Biomass Across Multiple Biogeographical Regions. *Ecological Applications*, 10(1), 95–114. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0095:EFCABA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0095:EFCABA]2.0.CO;2)
- Bugmann, H., & Seidl, R. (2022). The evolution, complexity and diversity of models of long-term forest dynamics. *Journal of Ecology*, 110(10), 2288–2307. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13989>
- Busing, R. T., Solomon, A. M., McKane, R. B., & Burdick, C. A. (2007). Forest Dynamics in Oregon Landscapes: Evaluation and Application of an Individual-Based Model. *Ecological Applications*, 17(7), 1967–1981. <https://doi.org/10.1890/06-1838.1>
- Camus, P. (2006). *Ambiente, bosques y gestión forestal en Chile: 1541-2005* (1a. ed.). Centro de investigaciones Diego Barros Arana.
- Casanova, M., Salazar, O., Seguel, O., & Luzio, W. (2013). General Chile Overview. In M. Casanova, O. Salazar, O. Seguel, & W. Luzio (Eds.), *The Soils of Chile* (pp. 1–24). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5949-7_1
- Chen, I.-C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science*, 333(6045), 1024–1026. <https://doi.org/10.1126/science.1206432>
- Clark, J. S., Iverson, L., Woodall, C. W., Allen, C. D., Bell, D. M., Bragg, D. C., D'Amato, A. W., Davis, F. W., Hersh, M. H., Ibanez, I., Jackson, S. T., Matthews, S., Pederson, N., Peters, M., Schwartz, M. W., Waring, K. M., & Zimmermann, N. E. (2016). The impacts of increasing drought on forest dynamics, structure, and biodiversity in the United States. *Global Change Biology*, 22(7), 2329–2352. <https://doi.org/10.1111/gcb.13160>
- CONAF. (2013). (Corporación Nacional Forestal) Catastro de los Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Informe Final. 133.
- CR2 (Centro del Clima y Resiliencia). (2015). Informe a la nación: La megasequía 2010 - 2015. Una lección para el futuro. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/136717>
- CR2 (Centro del Clima y Resiliencia). (2019). Plataforma de Simulaciones Climáticas. Disponible en <http://www.cr2.cl/datos-productos-grillados/>.
- Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, D., Swanson, F. J., Stocks, B. J., & Wotton, B. M. (2001). Climate Change and Forest Disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience*, 51(9), 723–734. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- Denton, G. h., Heusser, C. J., Lowel, T. v., Moreno, P. i., Andersen, B. g., Heusser, L. E., Schlüchter, C., & Marchant, D. r. (1999). Interhemispheric Linkage of Paleoclimate During the Last Glaciation. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 81(2), 107–153. <https://doi.org/10.1111/1468-0459.00055>
- Didion, M., Kupferschmid, A. D., & Bugmann, H. (2009). Long-term effects of ungulate browsing on forest composition and structure. *Forest Ecology and Management*, 258, S44–S55. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.006>
- Donoso, C. (1983). Modificaciones del Paisaje Chileno a lo largo de la historia. In *Simposio Desarrollo y perspectivas de las disciplinas forestales en la Universidad Austral de Chile*. Universidad Austral de Chile, 365–438.
- Elizalde, M.-C. R. (1958). La sobrevivencia de Chile: La conservación de sus recursos naturales renovables. Ministerio de Agricultura. <http://www.memoriachilena.gob.cl/602/w3-article-9213.html>

- Elkin, C., Gutiérrez, A. G., Leuzinger, S., Manusch, C., Temperli, C., Rasche, L., & Bugmann, H. (2013). A 2 °C warmer world is not safe for ecosystem services in the European Alps. *Global Change Biology*, 1–14. <https://doi.org/10.1111/gcb.12156>
- Fajardo, A., Gazol, A., Mayr, C., & Camarero, J. J. (2019). Recent decadal drought reverts warming-triggered growth enhancement in contrasting climates in the southern Andes tree line. *Journal of Biogeography*, 46(7). <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jbi.13580>
- FAO. (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- Fischer, R., Bohn, F., Dantas de Paula, M., Dislich, C., Groeneveld, J., Gutiérrez, A. G., Kazmierczak, M., Knapp, N., Lehmann, S., Paulick, S., Pütz, S., Rödig, E., Taubert, F., Köhler, P., & Huth, A. (2016). Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. *Ecological Modelling*, 326, 124–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.11.018>
- Folchi Donoso, M. (2001). La insustentabilidad de la industria del cobre en Chile: Los hornos y los bosques durante el siglo XIX. <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/122791>
- Fuentes-Castillo, T., Hernández, H. J., & Plissock, P. (2020). Hotspots and ecoregion vulnerability driven by climate change velocity in Southern South America. *Regional Environmental Change*, 20(1), 27. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01595-9>
- Galleguillos, M., Dinamarca, D., Seguel, O., & Faundez, C. (2022). CLSoilMaps: A national soil gridded product for Chile (Version V1) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7464210>
- Garreaud, R. D., Alvarez-Garretón, C., Barichivich, J., Boisier, J. P., Christie, D., Galleguillos, M., LeQuesne, C., McPhee, J., & Zambrano-Bigiarini, M. (2017). The 2010–2015 megadrought in central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(12), 6307–6327. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6307-2017>
- Gibson-Carpintero, S., Venegas-González, A., Urra, V. D., Estay, S. A., & Gutiérrez, Á. G. (2022). Recent increase in autumn temperature has stabilized tree growth in forests near the tree lines in Chilean Patagonia. *Ecosphere*, 13(10), e4266. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4266>
- GIZ, & EURAC. (2017). *Risk Supplement to the Vulnerability Sourcebook. Guidance on how to apply the Vulnerability Sourcebook's approach with the new IPCC AR5 concept of climate risk*. Bonn, GIZ.
- González, M. E. (2005). Fire history data as reference information in ecological restoration. *Dendrochronologia*, 22(3), 149–154. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2005.04.001>
- González, M. E., Gómez-González, S., Lara, A., Garreaud, R., & Díaz-Hormazábal, I. (2018). The 2010–2015 Megadrought and its influence on the fire regime in central and south-central Chile. *Ecosphere*, 9(8), e02300. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2300>
- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamäki, J. V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R. T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., ... Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(44), 11645–11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Gutiérrez, A. G. (2010). Long-term dynamics and the response of temperate rainforests of Chiloé Island (Chile) to climate change [Technische Universität München]. <https://mediatum.ub.tum.de/981809>
- Gutiérrez, A. G., Armesto, J. J., & Aravena, J. C. (2004). Disturbance and regeneration dynamics of an old-growth North Patagonian rain forest in Chiloé Island, Chile. *Journal of Ecology*, 92(4), 598–608. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00891.x>
- Gutiérrez, A. G., Armesto, J. J., Díaz, M. F., & Huth, A. (2014). Increased Drought Impacts on Temperate Rainforests from Southern South America: Results of a Process-Based, Dynamic Forest Model. *PLOS ONE*, 9(7), e103226. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0103226>
- Gutiérrez, A. G., & Huth, A. (2012). Successional stages of primary temperate rainforests of Chiloé Island, Chile. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(4), 243–256. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2012.01.004>
- Gutiérrez, A. G., Snell, R. S., & Bugmann, H. (2016). Using a dynamic forest model to predict tree species distributions. *Global Ecology and Biogeography*, 25(3), 347–358. <https://doi.org/10.1111/geb.12421>
- Heilmayr, R., Echeverría, C., & Lambin, E. F. (2020). Impacts of Chilean forest subsidies on forest cover, carbon and biodiversity. *Nature Sustainability*, 3(9), Article 9. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0547-0>
- Hilborn, R., & Mangel, M. (1997). *The Ecological Detective*. Princeton New Jersey. <https://press.princeton.edu/books/paperback/9780691034973/the-ecological-detective>
- Holz, A., Hart, S. J., Williamson, G. J., Veblen, T. T., & Aravena, J. C. (2018). Radial growth response to climate change along the latitudinal range of the world's southernmost conifer in southern South America. *Journal of Biogeography*, 45(5), 1140–1152. <https://doi.org/10.1111/jbi.13199>
- Huber, N., Bugmann, H., Cailletet, M., Bircher, N., & Lafond, V. (2021). Stand-scale climate change impacts on forests over large areas: Transient responses and projection uncertainties. *Ecological Applications*, 31(4), e02313. <https://doi.org/10.1002/eap.2313>
- Huber, N., Bugmann, H., & Lafond, V. (2020). Capturing ecological processes in dynamic forest models: Why there is no silver bullet to cope with complexity. *Ecosphere*, 11(5), e03109. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3109>
- Ipinza, R., Barros, S., Maza, C. L. D. la, Jofré, P., & González, J. (2021). Bosques y Biodiversidad. *Ciencia & Investigación Forestal*, 101–132. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.475>
- Lara, A., Solari, M. E., Prieto, M. D. R., & Peña, M. P. (2012). Reconstrucción de la cobertura de la vegetación y uso del suelo hacia 1550 y sus cambios a 2007 en la ecorregión de los bosques valdivianos lluviosos de Chile (35°–43° 30' S). *Bosque (Valdivia)*, 33(1), 13–23. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000100002>

- Latta, G., Temesgen, H., Adams, D., & Barrett, T. (2010). Analysis of potential impacts of climate change on forests of the United States Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 720–729. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.003>
- Lenoir, J., Gégout, J. C., Marquet, P. A., de Ruffray, P., & Brisse, H. (2008). A Significant Upward Shift in Plant Species Optimum Elevation During the 20th Century. *Science*, 320(5884), 1768–1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>
- Li, Y., Li, M., & Wang, Y. (2022). Forest Aboveground Biomass Estimation and Response to Climate Change Based on Remote Sensing Data. *Sustainability*, 14(21). <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/21/14222>
- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2017). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria, S.A.
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P., & Grace, J. (2008). Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455(7210), Article 7210. <https://doi.org/10.1038/nature07276>
- Martínez-Tillería, K., Núñez-Ávila, M., León, C. A., Pliscoff, P., Squeo, F. A., & Armesto, J. J. (2017). A framework for the classification Chilean terrestrial ecosystems as a tool for achieving global conservation targets. *Biodiversity and Conservation*, 26(12), 2857–2876.
- Marquet, P., A. Lara, A. Altamirano, A. Alaniz, C. Álvarez, M. Castillo, M. Galleguillos, A. Grez, Á. Gutiérrez, J. Hoyos Santillán, D. Manushevich, R. M. Garay, A. Miranda, E. Ostría, F. Peña Cortéz, J. Pérez Quezada, A. Sepúlveda, J. Simonetti y C. Smith (2019). Cambio de uso del suelo en Chile: Oportunidades de mitigación ante la emergencia climática. Informe de la mesa Biodiversidad. Santiago: Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación.
- Matskovsky, V., Venegas-González, A., Garreaud, R., Roig, F. A., Gutiérrez, A. G., Muñoz, A. A., Le Quesne, C., Klock, K., & Canales, C. (2021). Tree growth decline as a response to projected climate change in the 21st century in Mediterranean mountain forests of Chile. *Global and Planetary Change*, 198, 103406. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103406>
- McDowell, N. G., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B. H., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark, J. S., Dietze, M., Gossior, C., Hanbury-Brown, A., Hurtt, G. C., Jackson, R. B., Johnson, D. J., Kueppers, L., Lichstein, J. W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T. A. M., Seidl, R., ... Xu, C. (2020). Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, 368(6494). <https://doi.org/10.1126/science.aaz9463>
- Messier, C., Bauhus, J., Doyon, F., Maure, F., Sousa-Silva, R., Nolet, P., Mina, M., Aquilué, N., Fortin, M.-J., & Puettmann, K. (2019). The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems*, 6(1), 21. <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0166-2>
- Milner-Gulland, E. J., & Shea, K. (2017). Embracing uncertainty in applied ecology. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 2063–2068. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12887>
- Mina, M., Bugmann, H., Cordonnier, T., Irauschek, F., Klopčić, M., Pardos, M., & Cailleret, M. (2017). Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 389–401. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12772>
- Miranda, A., Altamirano, A., Cayuela, L., Pincheira, F., & Lara, A. (2015). Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied Geography*, 60, 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.02.016>
- Miranda, A., Lara, A., Altamirano, A., Di Bella, C., González, M. E., & Camarero, J. (2020). Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators*, 115, 106401. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106401>
- Montecinos, A., & Aceituno, P. (2003). Seasonality of the ENSO-Related Rainfall Variability in Central Chile and Associated Circulation Anomalies. *Journal of Climate*, 16(2), 281–296. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2003\)016<0281:SOTERR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2003)016<0281:SOTERR>2.0.CO;2)
- Moore, A. D. (1989). On the maximum growth equation used in forest gap simulation models. *Ecological Modelling*, 45(1), 63–67.
- Morin, X., Fahse, L., Jactel, H. et al. Long-term response of forest productivity to climate change is mostly driven by change in tree species composition. *Sci Rep* 8, 5627 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-23763-y>
- Müller-Using, S., Bahamóndez V., C., Sagardía Parga, R., Vergara Asenjo, G., & Reyes Gallardo, R. (2021). Bosques nativos de Chile: Estado, presiones e importancia en una época de cambios. *INFOR*. <https://doi.org/10.52904/20.500.12220/30461>
- Muñoz-Sáez, A., Choe, H., Boynton, R. M., Elsen, P. R., & Thorne, J. H. (2021). Climate exposure shows high risk and few climate refugia for Chilean native vegetation. *Science of The Total Environment*, 785, 147399. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147399>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. da, & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities | *Nature*. *Nature*, 403, 853–858.
- Nabuurs, G. J., Andrasko, K., Benitez-Ponce, P., Boer, R., Dutschke, M., Elsidig, E., Ford-Robertson, J., Matsumoto, M., Oyhantcabal, W., Achard, F., Anaya, C., Brinkman, S., Higuchi, N., Hoogwijk, M., Lecocq, F., Rose, S., Schlamadinger, B., Filho, B. S. S., Sohngen, B., ... Calvo, E. (2007). Forestry. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, 541–584.
- Nichols, J. D., Koneff, M. D., Heglund, P. J., Knutson, M. G., Seamans, M. E., Lyons, J. E., Morton, J. M., Jones, M. T., Boomer, G. S., & Williams, B. K. (2011). Climate change, uncertainty, and natural resource management. *The Journal of Wildlife Management*, 75(1), 6–18. <https://doi.org/10.1002/jwmg.33>
- O'Neill, B. C., Oppenheimer, M., Warren, R., Hallegatte, S., Kopp, R. E., Pörtner, H. O., Scholes, R., Birkmann, J., Foden, W., Licker, R., Mach, K. J., Marbaix, P., Mastrandrea, M. D., Price, J., Takahashi, K., van Ypersele,

- J.-P., & Yohe, G. (2017). IPCC reasons for concern regarding climate change risks. *Nature Climate Change*, 7(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/nclimate3179>
- Ortega, Javier (2021) Evaluación de un modelo de dinámica vegetacional para los bosques templados lluviosos de la ecorregión valdiviana. Memoria de título, Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Universidad de Chile.
- Pastorino, M. J., Fariña, M. M., Bran, D., & Gallo, L. A. (2006). Extremos geográficos de la distribución natural de *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae). *Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica*, 41(3–4), 307–311.
- Perez-Quezada, J. F., Barichivich, J., Urrutia-Jalabert, R., Carrasco, E., Aguilera, D., Bacour, C., & Lara, A. (2023). Warming and drought weaken the carbon sink capacity of an endangered paleoendemic temperate rainforest in South America. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 128, e2022JG007258.
- Pickett, S. T. A., & White, P. S. (1985). *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press.
- Pliscoff, P., Arroyo, M. T. K., & Cavieres, L. (2012). Changes in the main vegetation types of Chile predicted under climate change based on a preliminary study: Models, uncertainties and adapting research to a dynamic biodiversity world. *Anales Del Instituto de La Patagonia*, 40(1), 81–86. <https://doi.org/10.4067/S0718-686X2012000100010>
- Potapov, P., Hansen, M. C., Laestadius, L., Turubanova, S., Yaroshenko, A., Thies, C., Smith, W., Zhuravleva, I., Komarova, A., Minnemeyer, S., & Esipova, E. (2017). The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances*, 3(1), e1600821. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600821>
- Premoli, A. C., Mathiasen, P., & Kitzberger, T. (2010). Southern-most *Nothofagus* trees enduring ice ages: Genetic evidence and ecological niche retrodiction reveal high latitude (54°S) glacial refugia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 298(3), 247–256. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2010.09.030>
- Rasche, L., Fahse, L., Zingg, A., & Bugmann, H. (2012). Enhancing gap model accuracy by modeling dynamic height growth and dynamic maximum tree height. *Ecological Modelling*, 232, 133–143. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.03.004>
- Regan, H. M., Colyvan, M., & Burgman, M. A. (2002). A Taxonomy and Treatment of Uncertainty for Ecology and Conservation Biology. *Ecological Applications*, 12(2), 618–628. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0618:ATATOU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0618:ATATOU]2.0.CO;2)
- Reid, P. C., Hari, R. E., Beaugrand, G., Livingstone, D. M., Marty, C., Straile, D., Barichivich, J., Goberville, E., Adrian, R., Aono, Y., Brown, R., Foster, J., Groisman, P., H  laou  t, P., Hsu, H.-H., Kirby, R., Knight, J., Kraberg, A., Li, J., ... Zhu, Z. (2016). Global impacts of the 1980s regime shift. *Global Change Biology*, 22(2), 682–703. <https://doi.org/10.1111/gcb.13106>
- Rodríguez-Cat  n, M., Villalba, R., Rodríguez-Cat  n, M., & Villalba, R. (2018). Indicadores del decaimiento en bosques de *Nothofagus pumilio* en el norte de la Patagonia, Argentina. *Madera y bosques*, 24(2). <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421588>
- Rojas, M., Aldunce, P., Farías, L., González, H., Marquet, P. A., Muñoz, J. C., Palma-Behnke, R., Stehr, A., & Vicuña, S. (2019). Evidencia científica y cambio climático en Chile: Resumen para tomadores de decisiones. <https://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/20.500.13082/33020>
- Saatchi, S., Ulander, L., Williams, M., Quegan, S., LeToan, T., Shugart, H., & Chave, J. (2012). Forest biomass and the science of inventory from space. *Nature Climate Change*, 2(12), Article 12. <https://doi.org/10.1038/nclimate1759>
- Sala, O. E., Chapin, F.S., Iii, Armesto, J.J., Berlow, E., .., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., & Wall, D.H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 | *Science*. <https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.287.5459.1770>
- Salas, C., Gregoire, T. G., Craven, D. J., & Gilabert, H. (2016). Modelaci  n del crecimiento de bosques: Estado del arte. *Bosque (Valdivia)*, 37(1), 03–12. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002016000100001>
- Santelices-Moya, R., Gibson-Carpintero, S., Cabrera-Ariza, A., Santini-Junior, L., & Venegas-González, A. (2022). Reduced Rainfall Variability Reduces Growth of *Nothofagus alessandrii* Espinosa (Nothofagaceae) in the Maule Region, Chile. *Forests*, 13(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/f13081184>
- Scholze, M., Knorr, W., Arnell, N. W., & Prentice, I. C. (2006). A climate-change risk analysis for world ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(35), 13116–13120. <https://doi.org/10.1073/pnas.0601816103>
- Sepúlveda, F. (1932). La provincia de Aisén: Historia, formación y desarrollo de las regiones que forman la provincia actual de Aisén. Imprenta Ravill. <https://www.abebooks.com/signed/provincia-Ais%C3%A9n-historia-formaci%C3%B3n-desarrollo-regiones/30706954324/bd>
- Sepúlveda, F (2023) Simulación de la dinamica de los bosques de Araucaria- *Nothofagus* de los Andes de la Región de la Araucanía, Chile. Memoria de Título Ingeniería en Recursos Naturales Renovables, Universidad de Chile.
- Settele, J., Scholes, R., Betts, R. A., Bunn, S., Leadley, P., Nepstad, D., Overpeck, J. T., & Taboada, M. A. (2014). Terrestrial and Inland Water Systems. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 271–359). Cambridge University Press.
- Shao, G., Bugmann, H. & Yan, X. A Comparative Analysis of the Structure and Behavior of Three Gap Models at Sites in Northeastern China. *Climatic Change* 51, 389–413 (2001). <https://doi.org/10.1023/A:1012550300768>

- Shugart, H. H., Asner, G. P., Fischer, R., Huth, A., Knapp, N., Le Toan, T., & Shuman, J. K. (2015). Computer and remote-sensing infrastructure to enhance large-scale testing of individual-based forest models. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(9), 503–511. <https://doi.org/10.1890/140327>
- SIMEF (2023) Sistema Integrado de Monitoreo de Ecosistemas Forestales Nativos. Recuperado Mayo/2023 de <https://simef.minagri.gob.cl/descargas>
- Smithwick, E. A. H., Harmon, M. E., Remillard, S. M., Acker, S. A., & Franklin, J. F. (2002). Potential Upper Bounds of Carbon Stores in Forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 12(5), 1303–1317. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[1303:PUBOCS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[1303:PUBOCS]2.0.CO;2)
- Suarez, M. L., Ghermandi, L., & Kitzberger, T. (2004). Factors Predisposing Episodic Drought-Induced Tree Mortality in *Nothofagus*: Site, Climatic Sensitivity and Growth Trends. *Journal of Ecology*, 92(6), 954–966.
- Urrutia-Jalabert, R., Barichivich, J., Rozas, V., Lara, A., Rojas, Y., Bahamondez, C., Rojas-Badilla, M., Gipoulou-Zuñiga, T., & Cuq, E. (2021). Climate response and drought resilience of *Nothofagus obliqua* secondary forests across a latitudinal gradient in south-central Chile. *Forest Ecology and Management*, 485, 118962. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118962>
- Urrutia-Jalabert, R., Malhi, Y., Barichivich, J., Lara, A., Delgado-Huertas, A., Rodríguez, C. G., & Cuq, E. (2015). Increased water use efficiency but contrasting tree growth patterns in *Fitzroya cupressoides* forests of southern Chile during recent decades. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 120(12), 2505–2524. <https://doi.org/10.1002/2015JG003098>
- van Mantgem, P. J., Stephenson, N. L., Byrne, J. C., Daniels, L. D., Franklin, J. F., Fulé, P. Z., Harmon, M. E., Larson, A. J., Smith, J. M., Taylor, A. H., & Veblen, T. T. (2009). Widespread Increase of Tree Mortality Rates in the Western United States. *Science*, 323(5913), 521–524. <https://doi.org/10.1126/science.1165000>
- Vera, C (2023) Escenarios futuros de diversidad arbórea en la cuenca de río Cauquenes. Tesis de Magister en Gestión Territorial de Recursos Naturales. Universidad de Chile.
- Venegas-González, A., Juñent, F. R., Gutiérrez, A. G., & Filho, M. T. (2018). Recent radial growth decline in response to increased drought conditions in the northernmost *Nothofagus* populations from South America. *Forest Ecology and Management*, 409, 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.006>
- Viale, M., & Garreaud, R. (2015). Orographic effects of the subtropical and extratropical Andes on upwind precipitating clouds. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(10), 4962–4974. <https://doi.org/10.1002/2014JD023014>
- Villagrán, C. (2001). Un modelo de la historia de la vegetación de la Cordillera de La Costa de Chile central-sur: La hipótesis glacial de Darwin. *Revista Chilena de Historia Natural*, 74(4), 793–803. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2001000400007>
- Villalba, R., Boninsegna, J. A., Veblen, T. T., Schmelter, A., & Rubulis, S. (1997). Recent trends in tree-ring records from high elevation sites in the Andes of Northern Patagonia. *Climatic Change*, 36(3), 425–454. <https://doi.org/10.1005/1005366317996>
- Villalba, R., Lara, A., Boninsegna, J. A., Masiokas, M., Delgado, S., Aravena, J. C., Roig, F. A., Schmelter, A., Wolodarsky, A., & Ripalta, A. (2003). Large-Scale Temperature Changes Across the Southern Andes: 20th-Century Variations in the Context of the Past 400 Years. In H. F. Diaz (Ed.), *Climate Variability and Change in High Elevation Regions: Past, Present & Future* (pp. 177–232). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-015-1252-7_10
- Villalba, R., & Veblen, T. T. (1997). Regional Patterns of Tree Population Age Structures in Northern Patagonia: Climatic and Disturbance Influences. *Journal of Ecology*, 85(2), 113–124. <https://doi.org/10.2307/2960643>
- Villalba, R., & Veblen, T. T. (1998). Influences of Large-Scale Climatic Variability on Episodic Tree Mortality in Northern Patagonia. *Ecology*, 79(8), 2624–2640. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2624:IOLSCV\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2624:IOLSCV]2.0.CO;2)
- Vuille, M., Franquist, E., Garreaud, R., Lavado Casimiro, W. S., & Cáceres, B. (2015). Impact of the global warming hiatus on Andean temperature. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120(9), 3745–3757. <https://doi.org/10.1002/2015JD023126>
- Watson, J. E. M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson, I., Ray, J. C., Murray, K., Salazar, A., McAlpine, C., Potapov, P., Walston, J., Robinson, J. G., Painter, M., Wilkie, D., Filardi, C., Laurance, W. F., Houghton, R. A., ... Lindenmayer, D. (2018). The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, 2(4), Article 4. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>
- Watt, A. S. (1947). Pattern and Process in the Plant Community. *Journal of Ecology*, 35(1/2), 1–22. <https://doi.org/10.2307/2256497>

APENDICES

Apéndice 1. Especies arbóreas incluidas en las simulaciones.

Familia	Nombre científico	Nombre común
Fabaceae	<i>Acacia caven</i>	Espino
Aextoxicaceae	<i>Aextoxicon punctatum</i>	Olivillo
Myrtaceae	<i>Amomyrtus luma</i>	Luma
Myrtaceae	<i>Amomyrtus meli</i>	Meli
Araucariaceae	<i>Araucaria araucana</i>	Araucaria
Cupressaceae	<i>Austrocedrus chilensis</i>	Ciprés de la Cordillera
Cunoniaceae	<i>Caldcluvia paniculata</i>	Tiaca
Lauraceae	<i>Cryptocaria alba</i>	Peumo
Asteraceae	<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	Trevo
Winteraceae	<i>Drimys winteri</i>	Canelo
Proteaceae	<i>Embothrium coccineum</i>	Notro
Cunoniaceae	<i>Eucryphia cordifolia</i>	Ulmo
Cupressaceae	<i>Fitzroya cupressoides</i>	Alerce
Proteaceae	<i>Gevuina avellana</i>	Avellano
Atherospermataceae	<i>Laureliopsis philippiana</i>	Tepa
Monimiaceae	<i>Laurelia sempervirens</i>	Laurel
Anacardiaceae	<i>Lithraea caustica</i>	Litre
Proteaceae	<i>Lomatia ferruginea</i>	Fuinque
Proteaceae	<i>Lomatia hirsuta</i>	Radal
Myrtaceae	<i>Luma apiculata</i>	Arrayán
Celastraceae	<i>Maytenus boaria</i>	Maitén
Myrtaceae	<i>Myrceugenia planipes</i>	Pitra
Nothofagaceae	<i>Nothofagus antarctica</i>	Ñirre
Nothofagaceae	<i>Nothofagus betuloides</i>	Coihue de Magallanes
Nothofagaceae	<i>Nothofagus dombeyi</i>	Coihue
Nothofagaceae	<i>Nothofagus glauca</i>	Hualo

PRODUCTIVIDAD DE BOSQUES NATIVOS Y CAMBIO CLIMÁTICO

Nothofagaceae	<i>Nothofagus alpina</i>	Raulí
Nothofagaceae	<i>Nothofagus nitida</i>	Coihue de Chiloé
Nothofagaceae	<i>Nothofagus obliqua</i>	Roble
Nothofagaceae	<i>Nothofagus pumilio</i>	Lenga
Monimiaceae	<i>Peumus boldus</i>	Boldo
Lauraceae	<i>Persea lingue</i>	Lingue
Podocarpaceae	<i>Podocarpus nubigena</i>	Mañío macho
Podocarpaceae	<i>Podocarpus saligna</i>	Mañío de hojas largas
Quillajaceae	<i>Quillaja saponaria</i>	Quillay
Podocarpaceae	<i>Saxegothaea conspicua</i>	Mañío hembra
Cunoniaceae	<i>Weinmannia trichosperma</i>	Tineo

Apéndice 2. Descripción de los parámetros especie-específicos de ForClim v4.0.1 utilizados para correr las simulaciones.

Parámetro	Descripción	Unidades
Rasgos funcionales		
kAMax	Edad máxima	años
kBrow	Susceptibilidad a la herbivoría	
kDMax	Diámetro máximo	cm
kHMax	Altura máxima	m
kLa	Nivel de tolerancia a la sombra	
kLQ	Relación C:N de la hojarasca	g g ⁻¹
kLy	Requerimientos lumínicos mínimos para reclutamiento	% apertura de dosel
kNTol	Tolerancia a disponibilidad baja de nitrógeno	
kWD	Densidad de la madera	kg m ⁻³
Tolerancias bioclimáticas		
kDDMin	Suma anual mínima de días grados tolerable	días-grados año ⁻¹
kDrTol	Índice de sequía anual tolerable	
kRedMax	Reducción máxima de la altura máxima posible de alcanzar	%
kWITN	Temperatura mínima de invierno tolerable	°C
kWITX	Temperatura máxima de invierno tolerable	°C
Demografía		
kG	Tasa de crecimiento diamétrico máxima	año ⁻¹
Rasgos alométricos		
kType	Tipo funcional de la especie	
Técnico		
klmmT	Tiempo de inmigración de la especie a la simulación	

Apéndice 3. Ejemplo de cuadro que se despliega en plataforma ARCLIM

Matriz de riesgo				
	Exposición		Valor	
	Vulnerabilidad			
		Sensibilidad	Valor	
		Pérdida de capacidad adaptativa	Valor	
	Riesgo		Valor	
Factores de exposición				
	Tipo de estructura			
Bosque Nativo	Adulto intacto	Adulto alterado	Renoval	Total
Superficie				
Porcentaje de la superficie comunal				
Biomasa promedio				
Factores de amenaza				
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
dT_{2020}				
$dPPT_{2020}$				
dT_{2065}				
$dPPT_{2065}$				
Factores de vulnerabilidad				
	$NPP_{REF2020}$	NPP_{2020}	$NPP_{REF2065}$	NPP_{2065}
Tipos forestales	Superficie	$Biomasa_{2020}$	NPP_{2020}	NPP_{2065}