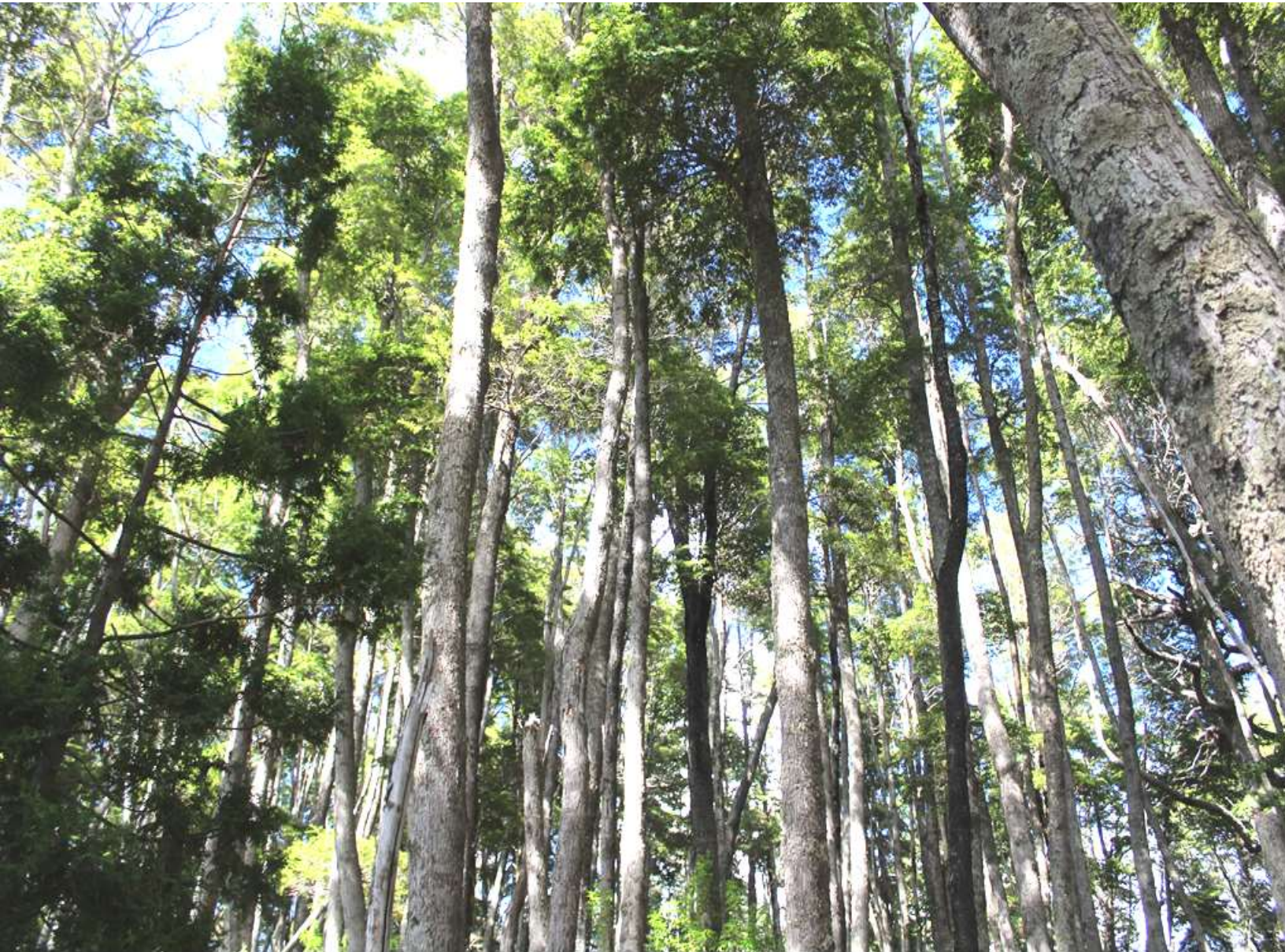




CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL



**INSTITUTO FORESTAL
CHILE**



REVISTA CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL. INSTITUTO FORESTAL. CHILE

La revista Ciencia & Investigación Forestal es una publicación científico técnica, en español, publicada por el Instituto Forestal desde el año 1987.

Es una revista de acceso abierto, seriada, arbitrada, en formato digital y de carácter interdisciplinario.

En la Revista se divulga la investigación y ciencia forestal con una visión aplicada y orientada principalmente a profesionales y técnicos del sector forestal que demandan soluciones para sus problemas en el corto y mediano plazo, así como a profesionales del sector público y privado, investigadores, académicos, personeros con responsabilidad en la toma de decisiones técnico-políticas, y en general a la sociedad interesada en el conocimiento de los múltiples bienes y servicios que proveen los ecosistemas forestales.

Ciencia & Investigación Forestal publica contribuciones originales e inéditas de investigadores y profesionales, de instituciones nacionales o extranjeras, interesados en publicar investigación aplicada en el ámbito de las ciencias forestales y materias afines en las temáticas económicas, sociales y ambientales.

Todas las contribuciones presentadas a la revista son sometidas a un proceso de revisión por pares (*peer review*) bajo la modalidad de doble ciego.

La periodicidad de publicación es de tres números por año y ocasionalmente números especiales.

La Revista provee acceso libre a su contenido bajo el principio de hacer disponible la investigación al público para fomentar un mayor intercambio de conocimiento global. No existe costo por acceso a las contribuciones publicadas y los autores no asumen ningún costo por el procesamiento, revisión, edición y publicación de sus contribuciones.

En el sitio Web de la Revista (<https://revista.infor.cl/index.php/infor>) es posible acceder a todos los números publicados y también encontrar toda la información referente a Equipo Editorial, Propiedad Intelectual, Declaración de Privacidad, Tipo de Contribuciones y la Guía y Recomendaciones para Autores. Se trata de una plataforma OJS (*Open Journal System*) en la cual, además de la información indicada, radica el manejo del flujo editorial de la Revista. Los autores deben a través de esta plataforma incorporar sus contribuciones, recibir posibles sugerencias de correcciones y finalmente enterarse de la aceptación o eventual rechazo de estas.

Santiago Barros y Braulio Gutiérrez
Editores
sbarros@infor.cl y bgutierr@infor.cl



CONTENIDO

ARTÍCULOS

Simulación Hidrológica del Caudal del Estero Batuco en la Microcuenca Agroforestal Batuco (Ránquil, Región del Ñuble, Chile) bajo Condiciones Climáticas Presentes y Futuras. Hormazábal, Víctor; Vargas, Víctor; Abarca-del-Río, Rodrigo; Little, Christian; Rivera, Diego; Carrasco Henríquez, Noelia y Villalobos, Enrique. Chile.	3
Crecimiento y Supervivencia de un Ensayo de Procedencias y Progenies de Roble (<i>Nothofagus obliqua</i> (Mirb.) Oerst.) de 21 Años de Edad en Pumillahue, Región de los Ríos, Chile. Gutiérrez, Braulio y Navarrete, Mauricio. Chile.	23
Arquitectura de raíces en <i>Beilschmiedia miersii</i> (Gay) Kosterm. Peña-Rojas, Karen; Donoso, Sergio; Espinoza, Claudia; Gangas, Rodrigo; Quintanilla, Miguel; Aravena Acuña, Marie Claire; Pozo, Rodrigo; Sánchez, Juan y Martínez, Ema. Chile.	37
Biodiversidad y Obras de Conservación de Agua y Suelo (OCAS) Forestadas con Especies Vegetales en Ecosistemas Áridos de la Región de Coquimbo. Silva, Sergio; Gacitúa, Sandra; Hernández, José; Montenegro, Jaime; Jiménez, Ismael y Silva-Aranguiz, Enrique. Chile.	51
Efecto de la Fertilización Nitrogenada y Fosforada en plantas de Raulí sobre su Respuesta Fisiológica, Crecimiento, Producción de Brotes y Enraizamiento de Estacas. Hernández, José; Quiroz, Iván; Pincheira, Matías y Gacitúa, Sandra. Chile.	69
APUNTES	
Protección de Suelos Hidromórficos y Restauración de Bosques Fragmentados de la Región de Aysén. Salinas, Jaime y Luco, Carlos. Chile.	85



ARTÍCULO

Simulación Hidrológica del Caudal del Estero Batuco en la Microcuenca Agroforestal Batuco (Ránquil, Región del Ñuble, Chile) bajo Condiciones Climáticas Presentes y Futuras.

Hormazábal, Víctor^{1*}; Vargas, Víctor²; Abarca-del-Río, Rodrigo¹; Little, Christian²; Rivera, Diego³; Carrasco, Noelia⁴ y Villalobos, Enrique²

¹ Departamento de Geofísica, Fac. Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Concepción, Chile; viormazabal@udec.cl

² Instituto Forestal, Chile.

³ Facultad de Ingeniería, Universidad del Desarrollo, Chile.

⁴ Departamento de Historia, Facultad de Humanidades, Universidad de Concepción, Chile.

*Autor para correspondencia.

<https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.546>

Recibido: 29.06.2021; Aceptado 28.07.2021

RESUMEN

Se estima el comportamiento del caudal del estero Batuco, principal afluente de la microcuenca agroforestal Batuco en la Comuna de Ránquil, entre enero de 1975 y diciembre de 2064, en el escenario del cambio climático RCP8.5. Para tal efecto se simuló hidrológicamente la microcuenca Batuco, usando el modelo y *software* en versión gratuita WEAP. La información de entrada del modelo para estimar el caudal simulado provino de distintas bases de datos, tanto *in situ* como de reanálisis cercano a la zona de estudio, así como de datos aproximados del consumo (habitantes y cultivos). Se crearon series temporales para la precipitación y temperatura con los datos *in situ*, para posteriormente usarse como base para aplicar una corrección de sesgo a los datos de reanálisis Arclim.

Los resultados son una primera aproximación que podrá ser mejorada cuando se pueda calibrar *in situ* con datos de caudal observado, los cuales actualmente no existen para la zona de estudio. No obstante, evidencian tendencias claras a la reducción sostenida de los caudales.

Se determinó que el caudal simulado del estero Batuco marca una pendiente negativa en el periodo de estudio (1975-2064) de $\approx -6,3$ L/s por década, que se manifiesta también para todas las temporadas del año. Las anomalías estandarizadas de los promedios por cada 10 años, muestran en el periodo de 1980 un valor $\approx 1,2$ desviaciones estándar con respecto a la media de la serie, mientras que en el periodo del 2060 se alcanza un valor $\approx -1,5$. Las anomalías estandarizadas de las pendientes por cada 10 años sugieren un comportamiento cíclico, donde su amplitud disminuye con el tiempo para toda la serie y las diferentes temporadas del año.

Palabras clave: Microcuenca agroforestal Batuco, WEAP, RCP8.5.

SUMMARY

This study estimates the behavior of the flow of the main tributary (Esteros Batuco) of the drainage network of the Batuco agroforestry micro-basin in the commune of Ránquil, between January 1975 and December 2064, in the climate change scenario RCP8.5. For this purpose, the Batuco micro-basin was hydrologically simulated, using the free version WEAP model and software. For the model inputs, information was sought from different databases, both *in situ* and from reanalysis close to the study area. Demand data were also included, such as the approximate consumption of the inhabitants and the silvo-agricultural crops. Time series for precipitation and temperature were created with the *in-situ* data, to be used later as a basis for applying a bias correction to the Arclim reanalysis data.

The results are a first approximation that can be improved when it can be calibrated *in situ* with observed flow data, which currently do not exist for the study area. However, they show clear trends towards a sustained reduction in flows.

It was determined that the simulated flow of the Estero Batuco marks a negative slope in the study period (1975-2064) of ≈ -6.3 L/s per decade, which also manifests itself for all seasons of the year. The standardized anomalies of the averages for every 10 years show in the 1980 period a value of ≈ 1.2 standard deviations with respect to the series mean, while in the 2060 period a value of ≈ -1.5 is reached. The standardized anomalies of the slopes for every 10 years suggest a cyclical behavior, where their amplitude decreases with time for the entire series and the different seasons of the year.

Keywords: Agroforestry microbasin Batuco, WEAP, RCP8.5

INTRODUCCIÓN

El recurso hídrico es un bien esencial no solo para el consumo humano, sino también para la industria, la agricultura y la minería, entre otros, pero no solo involucra al hombre o sus actividades productivas sino que define el comportamiento del ecosistema, donde pequeños cambios en la distribución de este recurso pueden causar importantes impactos (IPCC, 2014).

Actualmente existe a escala global una importante redistribución espacio/temporal de las precipitaciones, donde las zonas húmedas se están volviendo más húmedas y las zonas secas, más secas (Trenberth, 2011). El periodo de sequía observable en Chile desde el año 2009 (Garreaud, 2014), posiblemente atribuible a una combinación de forzantes externas (antropogénica entre ellas) y a la variabilidad natural (Boisier *et al.*, 2016), podría estar implicando que la disponibilidad de agua dentro de las cuencas hidrográficas del país también podría estar cambiando (*e.g.*, Bozkurt *et al.*, 2017).

A nivel de subcuenca, una de las zonas productivas de la comuna Ránquil se concentra en la microcuenca de Batuco (Figura 1). En este tipo de zonas productivas predomina la extracción de aguas subterráneas y en menor medida la existencia de vertientes, por lo mismo el sistema agrícola depende principalmente de la capacidad de abastecimiento de los acuíferos, lo que lo hace susceptible a la variación anual e interanual de los mismos (SIMOL *et al.*, 2021).

SIMOL *et al.* (2021) determinan que la comuna de Ránquil presenta un índice de vulnerabilidad ante la sequía de 0,75, es decir críticamente vulnerable al cambio climático¹, valor que sería extrapolable a toda la microcuenca Batuco. El índice de vulnerabilidad proporciona una visión global del territorio, ya que incorpora aspectos ambientales (índices de aridez, presión sobre los recursos hídricos y riesgos de desertificación), aspectos productivos (producción agrícola y ganadera expuesta, diversificación productiva y seguridad de riego tecnificado) y aspectos socioeconómicos (población expuesta, índices de pobreza, acceso al agua potable, desempleo entre otros) (Ministerio de Agricultura *et al.*, 2016).

Vargas *et al.* (2019) determinaron que, en términos de calidad y cantidad del recurso hídrico, el sector de Batuco depende en gran medida del régimen de las temperaturas y las precipitaciones, así como de las prácticas agrícolas y forestales que se realizan en las zonas aguas arriba (zonas elevadas). En términos de producción, la población local trabaja en agricultura y viticultura a pequeña escala. De las 284 personas que viven en la zona de Batuco, solo dos tienen acceso a agua potable y un tercio de la población no tiene alcantarillado (Municipalidad de Ránquil, 2017).

SIMOL *et al.* (2021) también determinaron que el abastecimiento actual de agua en la zona de Batuco es a través de un sistema de captación superficial, sin sistema de tratamiento. Se encuentra en proceso (2021) la ejecución de obras de proyecto de agua potable rural (APR).

Fernández *et al.* (2021) mencionan que un conocimiento insuficiente de la hidrología de una cuenca puede provocar deficiencias en el suministro de agua y no satisfacer las demandas de agua de los usuarios. Es necesario conocer la evolución del balance hídrico, especialmente durante las temporadas secas, y desarrollar estrategias de asignación y manejo. Los mismos autores indican que las evaluaciones a escala de cuenca proporcionan información esencial para la gestión de los recursos hídricos, en particular para predicciones del suministro y la demanda de agua.

Una manera de caracterizar las cuencas y estimar su balance hídrico es a través de modelos o simulaciones. Estos modelos además de intentar representar la realidad hídrica en el presente, también permiten explorar su comportamiento en el pasado y hacer proyecciones en el futuro (*e.g.*, Davie, 2008). Al respecto, se han realizado diversos estudios relacionados con recursos hídricos en el mundo, utilizando modelos hidrológicos (*e.g.*, Maliehe y Mulungu, 2017; Condom *et al.*, 2011; Bhave *et al.*, 2014; Duque y Vázquez, 2015), y algunos también en Chile (*e.g.*, Fernández-Alberti *et al.*, 2021; Mena, 2009; Río La Mura, 2015; Vargas *et al.*, 2012).

Por esta razón es interesante evaluar y caracterizar las cuencas hidrográficas para conocer su potencial hídrico, analizando las distintas variables climatológicas, geográficas, usos de suelo, entre otras, a pequeña y gran escala, y así poder crear escenarios para su correcta gestión (*e.g.*, Meza *et al.*, 2014).

¹ Los valores de este índice varían entre 0 y 1, donde 0 no es vulnerable y 1 es muy vulnerable.

En tal sentido, el objetivo de este trabajo es estimar el caudal del estero Batuco, entre enero de 1975 y diciembre de 2064, explorar el comportamiento de la variabilidad de su promedio cada 10 años y sus pendientes cada 10 años, y profundizar en las temporadas del año. Todo esto se desarrolla en el escenario del cambio climático RCP8.5, el cual es el “peor escenario posible del cambio climático” (IPCC, 2019).

MATERIAL Y MÉTODO

La Microcuenca de Estudio

El área de estudio corresponde a la microcuenca Batuco, ubicada en la comuna de Ránquil, en un área de secano interior (territorio sin riego ubicado en el lado oriental de la Cordillera de la Costa de Chile) conocido como Valle del Itata, provincia de Itata, en la región de Ñuble, en el centro-sur de Chile. Se ubica aproximadamente en las coordenadas latitud -36,583 y longitud -72,648.

La microcuenca de Batuco (Figura 1) posee un área de aproximadamente 5,37 km² y se ubica principalmente en la Sub-cuenca Ñuble Bajo y Estero Chudal, la cual a su vez pertenece a la Cuenca del Río Itata. En la zona alta de la microcuenca ubicada al sur existen plantaciones agroforestales que pertenecen a pequeños propietarios forestales. En la parte media y baja se encuentran las plantaciones forestales (*Pinus radiata* D. Don. y *Eucalyptus globulus* Labill) que pertenecen a los propietarios de bosques de mediana escala y la gran empresa forestal (Vargas *et al.*, 2019).

El caudal principal de la microcuenca, denominado en este estudio Estero Batuco, va de sur a norte hasta la zona de toma de agua, que es donde se ubican las bombas de agua que abastecen a la comunidad de Batuco (Vargas *et al.*, 2019).

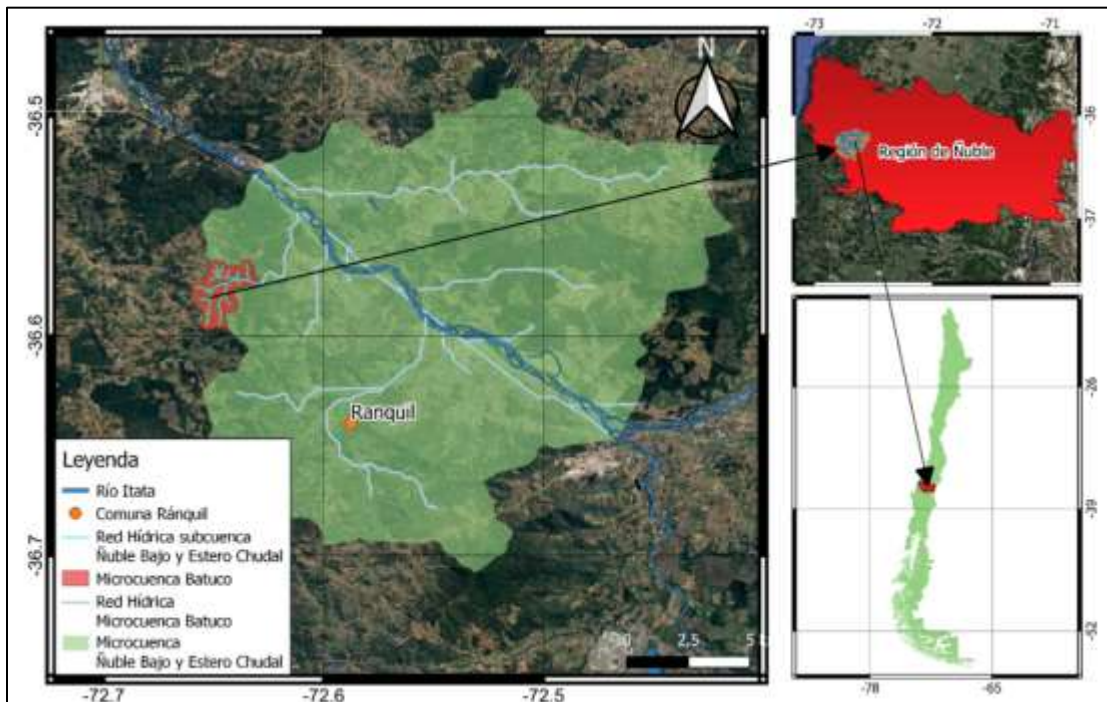


Figura 1. Zona de Estudio.

Información Disponible

En los alrededores de la zona de estudio, se recolectó información de 23 estaciones de monitoreo hidrometeorológicas. Esta información fue extraída en los sitios web del explorador climático (*Center for Climate and Resilience Research* (CR)2 *et al.*, 1940–2021) y la red agrometeorológica INIA (Instituto de

Investigaciones Agropecuarias *et al.*, 2009–2021). Además, se incluyeron 3 estaciones *offline* a cargo del Instituto Forestal, las cuales se instalaron en la microcuenca Batuco. Esta información se resume en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Lista de Estaciones Meteorológicas Usadas.

N	Nombre	Latitud	Longitud	Altitud	Fin observación	Inicio observación	Variables extraídas	Fuente
1	Millauquén	-36,3183	-72,0400	152	31-03-2017	01-02-1992	Ppt	DGA
2	San Agustín de Puñual	-36,4213	-72,3944	138	31-03-2017	01-01-1993	Ppt	DGA
3	Coelemu	-36,4750	-72,6882	40	31-03-2017	01-10-1961	Ppt	DGA
4	Dichato	-36,5456	-72,9311	11	31-03-2017	01-06-1980	Ppt	DGA
5	San Fabián	-36,5835	-71,5246	465	31-03-2017	01-10-1956	Ppt	DGA
6	Chillán Viejo	-36,6319	-72,1267	115	29-11-2017	01-01-1977	Ppt	DGA
7	Rafael	-36,6364	-72,8489	294	31-03-2017	01-01-1993	Ppt	DGA
8	Coihueco Embalse	-36,6407	-71,7989	314	28-02-2017	01-01-1900	Ppt	DGA
9	Caracol	-36,6511	-71,3949	610	31-03-2017	01-01-1900	Ppt	DGA
10	Nueva Aldea	-36,6544	-72,4561	32	31-03-2017	01-09-1956	Ppt, temp	DGA
11	Camán	-36,6730	-71,2989	670	31-03-2017	01-09-1992	Ppt	DGA
12	Chillancito	-36,7622	-72,4239	56	31-03-2017	01-07-1954	Ppt	DGA
13	Mayulermo	-36,8188	-71,8944	371	31-03-2017	01-02-1992	Ppt	DGA
14	Diguillín	-36,8686	-71,6424	670	31-03-2017	01-01-1900	Ppt	DGA
15	Las Trancas	-36,9108	-71,4792	1242	31-03-2017	01-12-1961	Ppt	DGA
16	Fundo Atacalco	-36,9174	-71,5814	740	31-03-2017	01-10-1930	Ppt	DGA
17	Pemuco	-36,9763	-72,1008	200	31-03-2017	31-08-1971	Ppt	DGA
18	Las Cruces	-37,1114	-71,7650	467	31-03-2017	01-01-1993	Ppt	DGA
19	Cholguán	-37,1527	-72,0669	230	31-03-2017	01-09-1956	Ppt	DGA
20	Chillán Ad	-36,5872	-72,0400	151	29-11-2017	01-01-1950	Ppt, temp	DMC
21	Carriel Sur Concepción	-36,7792	-73,7792	12	29-11-2017	01-01-1950	Ppt, temp	DMC
22	Ninhue	-36,39	-72,39	91	30-04-2021	01-04-2010	temp	INIA
23	Portezuelo	-36,53	-72,36	109	30-04-2021	01-04-2010	temp	INIA
24	Escuela Checura	-36,5906	-72,6492	308	31-01-2021	18-01-2020	Ppt, temp, V, HR	INFOR/ UDEC
25	Sra. Silvia	-36,5740	-72,6063	37	31-01-2021	18-01-2020	Ppt, temp, V, HR	INFOR/ UDEC
26	Vertiente Abajo	-36,5753	-72,6291	120	31-01-2021	18-01-2020	HS	INFOR/ UDEC

(Ppt= precipitación; temp= temperatura; V= velocidad del viento; HR= humedad relativa; HS=humedad del suelo).

También se utilizaron datos de reanálisis hidroclimáticos, los cuales se extrajeron de los sitios web Atlas de Riesgo Climático (*Center for Climate and Resilience Research (CR)2 et al.*, 1970–2069) (esta base de datos se denominará Arclim de ahora en adelante) y del producto climatológico ERA5 de *Climate Copernicus (Copernicus et al.*, 1979–2021) del tamaño de un pixel, lo cual era suficiente para cubrir el área de la microcuenca en su totalidad.

En el caso de los datos Arclim, estos poseen distintas simulaciones que abarcan desde el año 1970 hasta el año 2069 en el evento del cambio climático RCP8.5, para un periodo de referencia (enero de 1980 hasta diciembre del 2009) y un periodo futuro (enero de 2035 hasta diciembre del 2064) (*Center for Climate and Resilience Research (CR)2 et al.*, 2020).

Estos modelos tienden a promediarse para tener una serie más robusta (e.g., Murphy, 1998). Esta información se resume en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Lista de los Datos de Reanálisis Utilizados.

N	Fuente	Tamaño Pixel	Latitud	Longitud	Re análisis / Simulación		Variables
					Fin	Inicio	
1	ARCLIM	≈5km x 5 km	-36,58	-72,62	31-12-2069	01-01-1970	Ppt, temp
2	ERA5	≈9 km x 9km	-36,50	-72,50	31-12-2015	01-01-2013	Tcc

(Ppt= precipitación; temp= temperatura; Tcc= Total cloud cover (nubosidad total))

Para crear la red hídrica de la microcuenca Batuco se dispuso de un Modelo Digital de Elevación (DEM) del satélite ALOS, donde los productos DEM, ALOS, y PALSAR ofrecidos por *Alaska Satellite Facility* tienen una resolución espacial de 12,5 x 12,5 m a nivel global (*Geophysical Institute of the University of Alaska Fairbanks*, 2006–2011).

Para hacer la clasificación de uso de tipo de suelo, se recurrió a un conjunto de imágenes satelitales a diferentes bandas del espectro electromagnético del Sentinel-2, con una resolución espacial de 10 x 10 m, correspondientes al 13 de enero del año 2021 a las 14:00 UTC aproximadamente (*Copernicus & European Space Agency ESA*, 2015).

También se contó con mediciones de la capacidad de almacenamiento del agua del suelo, aproximadamente en la latitud -36,5755° longitud -72,6295°, entre los 25-60 cm y 60-110 cm de profundidad. Estas mediciones corresponden aproximadamente a 725 m³/ha y 935 m³/ha, respectivamente (mediciones tomadas por INFOR).

En la microcuenca Batuco habitan cerca de 650 personas (Municipalidad de Ránquil, 2021). Según se informa en Marticorena, (2020), el consumo diario por persona en Chile es de 172 litros por día. En un ejemplo del SEI (2015), el consumo anual agrícola por hectárea fue de 3.500 m³.

Adicionalmente se contó con una medición del caudal del estero Batuco, obtenida el 24 de diciembre de 2019 por la empresa Forestal Arauco. Esta medición corresponde a 9,86 L/s, dato que no fue utilizado en el análisis y se considera solo como referencia.

Estadísticos y Tratamiento de Datos

- Anomalías Estandarizadas

Se usó la anomalía estandarizada z para comparar variables con magnitudes muy dispares (ecuación 1), donde cada variable es adimensional y tiene una media de 0 y una desviación estándar (std) de 1. Se calcula simplemente restando la media muestral de los datos brutos X y dividiendo por la desviación estándar muestral correspondiente (s_x).

$$z = \frac{X - \bar{X}}{s_x} \quad (1)$$

Una forma de analizar la anomalía estandarizada es como medida de distancia, en unidades de desviación estándar (std), entre un valor de datos y su media. Además, al estandarizar los datos, estos serán adimensionales, lo cual permitiría compararlos con otros datos estandarizados, aunque su origen haya sido diferente (Wilks, 2005).

Estas anomalías estandarizadas se calcularon después de haber calculado promedios cada 10 años y pendientes cada 10 años, sucesivamente (algo similar a una media móvil), abarcando por ejemplo desde enero 1975 hasta diciembre de 1984 para representar el año 1980 y así sucesivamente para las otras décadas (Ver ejemplos en Figura N° 8 y N° 9).

- Pendiente

Se usó un ajuste de regresión lineal, para estimar la pendiente p entre dos variables (caudal simulado y tiempo en este caso) (ecuación 2):

$$p = \frac{n \sum XY - \sum X \sum Y}{n \sum X^2 - (\sum X)^2} \quad (2)$$

Donde:

p = pendiente

n = número de datos

En general la pendiente en este caso se usará para estimar de manera aproximada la tasa de cambio entre dos variables (es aproximada, porque se omitirá el valor de intersección en la fórmula de regresión lineal).

- Coeficiente de Determinación

Se usó el Coeficiente de Determinación R^2 (ecuación 3) para poder estimar la varianza compartida que existe entre 2 variables X e Y. Se corresponde con el cuadrado del coeficiente de correlación de Pearson.

$$R^2 = \frac{\sigma_{XY}^2}{\sigma_X^2 \sigma_Y^2} \quad (3)$$

Donde:

σ_{XY}^2 = covarianza de X e Y

σ_X^2 = varianza de X

σ_Y^2 = varianza de Y.

Modelo Weap

Se empleó la versión gratuita del código Water Evaluation And Planning System o WEAP (SEI, 2015), el cual presenta un sistema integrado de planificación de los recursos hídricos, conectando los procesos hidrológicos y sus operaciones en una única plataforma analítica.

- Unidad Hidrológica

Para efectos de este estudio y teniendo como referencia al Centro de Cambio Global-Universidad Católica de Chile y e *Stockholm Environment Institute* (2009), se determinó por simplicidad que solo existirá una unidad hidrológica² o *catchment*, el cual cubriría toda la microcuenca Batuco, ya que la red hídrica converge casi en su totalidad al final de la microcuenca Batuco (de sur a norte), como se muestra en la Figura 1.

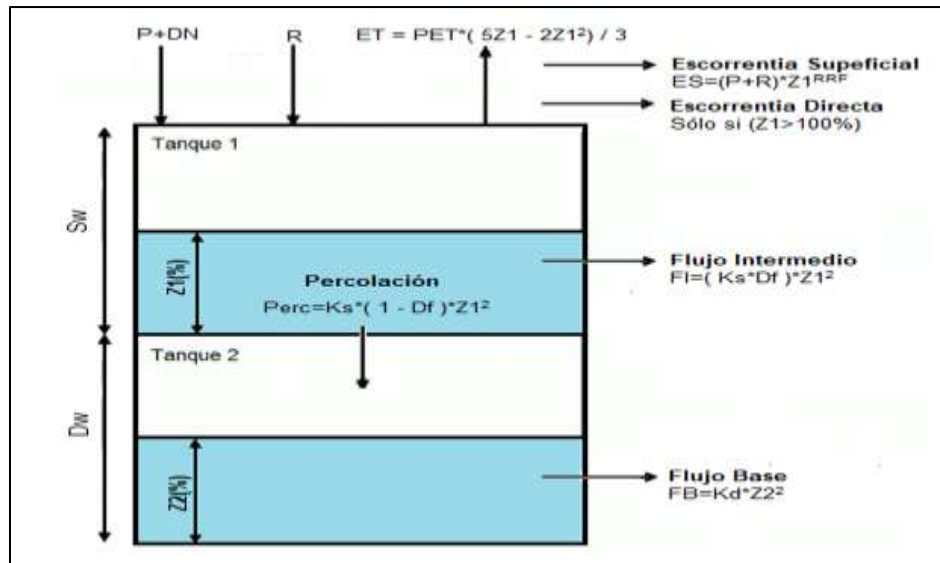
- Simulación Hidrológica

Se utilizó el método de humedad del suelo, que representa el proceso precipitación-escorrentía en una unidad de respuesta hidrológica (en este caso la microcuenca Batuco), por medio de dos estanques, con los cuales se busca reproducir los flujos superficiales y subterráneos (SEI, 2015) a una escala mensual.

Este método unidimensional se basa en funciones empíricas que describen la evapotranspiración, la escorrentía superficial, el escurrimiento subsuperficial (flujo intermedio) y la percolación profunda.

En la Figura 2 se puede apreciar la conceptualización del método y las diferentes ecuaciones y criterios considerados al momento de representar la hidrología en una columna unidimensional.

² La Unidad hidrológica es un área que separa la cuenca o subcuenca por bandas de elevación



(En base a SEI, 2015).

P precipitación (mm); **DN** derretimiento de nieve (mm); **R** recarga de riego (mm); **ET** evapotranspiración real (mm); **PET** evapotranspiración potencial; **Z1** porcentaje de agua en el estanque superior (%); **Z2** porcentaje de agua en el estanque inferior (%); **Ks** conductividad hidráulica del estanque superior (mm mes⁻¹); **Kd** conductividad hidráulica del estanque inferior (mm mes⁻¹); **Df** dirección preferencial del flujo (adimensional), que separa el flujo superficial del subterráneo; **RRF** coeficiente de resistencia a la escorrentía de la cobertura del suelo (adimensional); **Sw** capacidad de estanque superior (mm); y **Dw** capacidad del estanque inferior (mm).

Figura 2. Representación Esquemática del Módulo Hidrológico para el Método de Humedad del Suelo en WEAP.

Las ecuaciones (4) y (5) representan el balance en cada estanque (SEI, 2015):

$$Sw \frac{dZ1}{dt} = \left[Pe(t) - PET(t) \frac{5Z1 - 2Z1^2}{3} \right] - Pe(t)Z1^{RRF} - Df(Ks)Z1^2 - K2(1 - Df)Z1^2 \quad (4)$$

$$Dw \frac{dZ2}{dt} = Kd(1 - Df)Z1^2 - KdZ2^2 \quad (5)$$

Donde:

P_e = precipitación más el derretimiento de nieve (mm)

Las demás expresiones son las detalladas en la Figura 2

Estas ecuaciones son empíricas y describen la dinámica de flujo que acontece en los estanques, los mismos que conceptualizan los componentes superficiales, subsuperficial y de percolación profunda del ciclo hidrológico.

La evapotranspiración potencial (ecuación 6), se puede descomponer en:

$$PET = Kc \times ET_0 \quad (6)$$

Donde:

Kc = coeficiente de cultivo

ET_0 = evapotranspiración de cultivo de referencia.

La evapotranspiración potencial del cultivo de referencia (ET_0) en mm/día (ecuación 7), se obtiene de la fórmula de Penman-Monteith que es la base del método 56 de la FAO (Allen *et al.*, 1998):

$$ET_0 = \frac{(0.408)\delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\delta + \gamma(1 + 0.34u_2)} \quad (7)$$

Donde:

- R_n = radiación neta (MJ/m²/día)
- G = densidad de flujo de calor del suelo (MJ/m²/día)
- T = temperatura media diaria (C)
- u_2 = velocidad del viento medida a 2 m sobre la superficie del suelo (m/s);
- e_s = presión de saturación de vapor de agua (kPa);
- e_a = presión de vapor (kPa);
- δ = pendiente de la curva de presión de vapor (kPa/C);
- γ = constante psicrométrica (kPa kPa/C).

- Demandas Dentro del Modelo

Una vez obtenido un caudal simulado por el método de la humedad del suelo en un mes determinado, se procedió a utilizar la característica de planificación denominada zonas de demanda, disponible dentro del código WEAP (SEI, 2015), con la intención de obtener una mejor estimación de la variación del caudal total liberado por la microcuenca Batuco en la desembocadura del estero Batuco.

Se agregaron 2 zonas de demanda llamadas zona agrícola y zona urbana. Las características de estas zonas de demanda se detallaron anteriormente en la subsección información disponible de esta misma sección (metodología). Finalmente, el balance hídrico (ecuación 8) queda:

$$Q_{\text{Simulado}}(t) - Q_{\text{Agrícola}}(t) - Q_{\text{Urbano}}(t) = Q_{\text{total}}(t) \quad (8)$$

Donde:

- Q_{Simulado} = caudal simulado por el método humedad del suelo
- $Q_{\text{Agrícola}}$ = caudal usado por la agricultura
- Q_{Urbano} = caudal consumido por la zona urbana
- Q_{total} = total de caudal que se libera en la desembocadura del estero Batuco
- t corresponde a un mes determinado

Se debe comentar que en $Q_{\text{simulado}}(t)$ también se incluye el aporte del mes anterior (t-1) que puede producir la microcuenca sin aportaciones de precipitación (flujo base), excepto para el principio de la simulación (t=1).

Caracterización Meteorológica y Climatológica

- Precipitación y Temperatura

Se utilizó la media de las simulaciones para el evento del cambio climático RCP8.5 disponibles en la plataforma Arclim, desde enero del 1970 hasta diciembre de 2069 con una distribución temporal a escala mensual, para el pixel que cubre la zona de estudio como serie de entrada al modelo WEAP, tanto para la precipitación como para la temperatura (precipitación y temperatura Arclim de ahora en adelante), pero antes de eso se aplicó una corrección de sesgo con los datos *in situ* de las estaciones de monitoreo hidrometeorológicas, para obtener series más representativas de la zona de estudio.

Para la representatividad de la precipitación y la temperatura en la zona de estudio con los datos *in situ*, se utilizaron curvas de isoyetas e isotermas, respectivamente, siguiendo la metodología explicada en (Duque y Vázquez, 2015), con una distribución temporal mensual.

Para la precipitación, los criterios para seleccionar las estaciones (estaciones 1-21 del Cuadro 1) fueron:

- i) Que se contara con disponibilidad de datos desde enero del 1996 hasta diciembre del 2015
- ii) Que existieran a lo menos 14 años donde se pudiera representar el total de precipitación anual. Luego a partir de la ecuación (9) se calculó la precipitación anual:

$$P_{(a,e)} = \sum_{m=1}^{12} P_{(m,a,e)}(m) \quad (9)$$

Donde:

$P_{(a,e)}$ = precipitaciones acumuladas en un año a en una estación e

$P_{(m,a,e)}$ = precipitación mensual en un mes m, en un año a y una estación e

Una vez ya seleccionadas las estaciones hidrometeorológicas a usar en base a la ecuación (9), se calculó la media temporal de los 14 o más datos de promedios anuales.

Luego a partir de la ecuación (10) se calculó la media de las precipitaciones anuales de cada estación seleccionada:

$$P_{(pa,e)} = \frac{\sum_{a=1}^n P_{(a,e)}(a)}{n} \quad (10)$$

Donde:

$P_{(pa,e)}$ = media de las precipitaciones acumuladas anuales en una estación

$P_{(a,e)}$ = precipitación anual en el año a y estación e n es el número de años ($n \geq 14$)

n = número de años ($n \geq 14$)

Después de calcular la media de las medias anuales en cada estación meteorológica, se usó un sistema de información geográfica (SIG)³ para generar un mapa con la interpolación de la media de las precipitaciones acumuladas anuales y las isoyetas cada 50 mm, en la región del Ñuble y la parte norte de la región del Bio Bio (Figura 3).

Siguiendo la metodología usada en (Duque y Vázquez, 2015), en la parte superior derecha de la Figura 3, se observa que transita una isoyeta anual de 1000 mm, por lo que se considerará este valor como representativo de la zona de estudio.

Se escogió la estación pluviométrica Coelemu (símbolo amarillo en Figura N° 3 o estación número 3 del Cuadro N° 1) como la estación de referencia la cual marca una precipitación anual de 843.6 mm.

³ Qgis

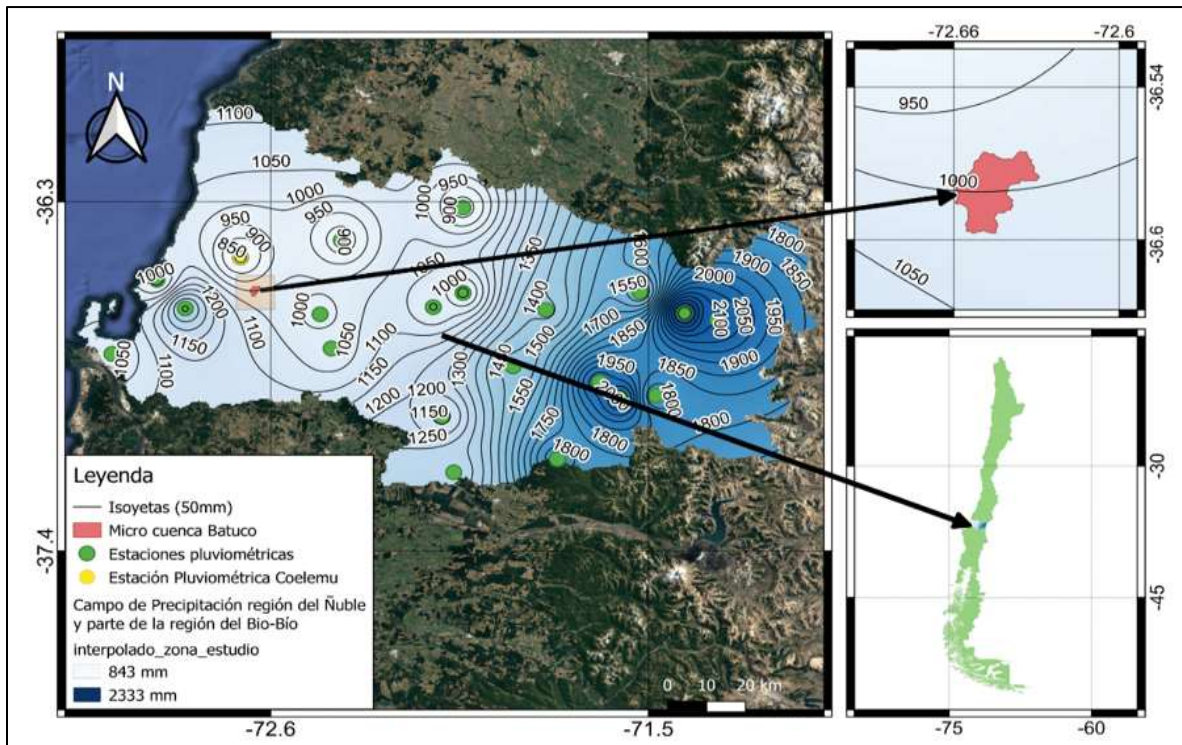


Figura 3. Interpolación de la Precipitación Anual por el Método de Isoyetas) en la Región de Ñuble y la Parte Norte de la Región del Biobío.

A partir de la ecuación (11) se calculó la precipitación a escala mensual en Batuco:

$$Pb_{(m,a)} = Pc_{(m,a)} \times \frac{Pb_{(pa)}}{Pc_{(pa)}} \quad (11)$$

Donde:

- Pb_(m, a) = precipitación en Batuco (zona de estudio) en el mes m y el año a;
- Pc_(m, a) = precipitación en el mes m y el año a, de la estación de referencia (Coelemu);
- Pb_(pa) = precipitación anual representativa (isoyeta en batuco de la Figura 3);
- Pc_(pa) es la precipitación anual de la estación de referencia (Coelemu).

Para aumentar la confianza en la serie de precipitación creada a partir del método de isoyetas, se comparó con una reconstrucción reciente de series de precipitaciones desarrolladas por Alvia *et al.* (2020), la cual creó una base de datos de precipitación en alta resolución (1km) mediante la utilización de una reducción de escala dinámico-geoestadístico.

Para construir esta base de datos se utilizó tanto una reducción de escala de los datos ERA mediante el modelo *Weather Research and Forecasting* o WRF (Skamarock *et al.*, 2008), de hasta 4 km de resolución espacial, diferentes bases de datos satelitales, así como una base de datos globales y datos locales precipitación para la zona central de Chile (34°S-41°S), desde enero del 2000 hasta diciembre del 2011, en la zona de estudio. Es decir, mucho más corta que nuestra base de datos.

Al comparar ambas series de precipitación se obtuvo un R² ≈ 0.88 (Figura 4), que respalda el procedimiento de isoyetas efectuado anteriormente.

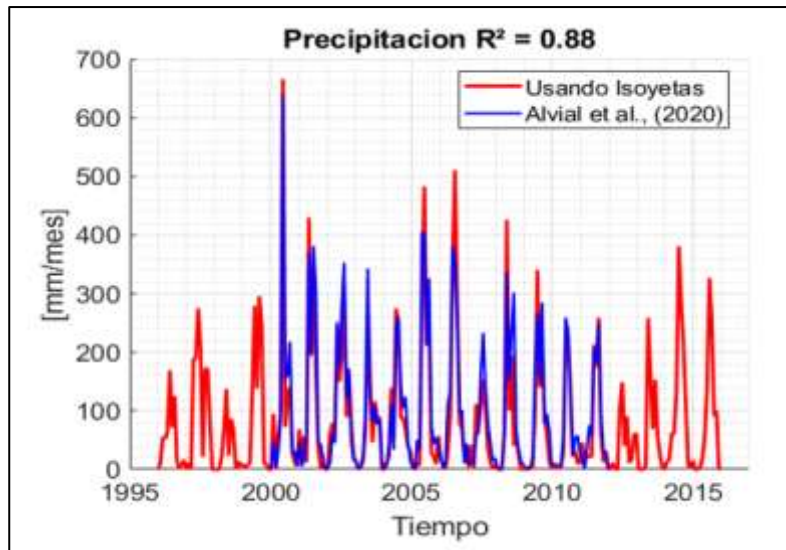


Figura 4. Comparación entre los Montos de Precipitación Obtenida por Medio de Isoyetas y la Serie desarrollada por Alvial *et al.* (2020) en Batuco.

Para la temperatura, cuya variabilidad espacial es más homogénea que la de la precipitación, no existiría necesidad de tantas estaciones de monitoreo (Garreaud *et al.*, 2009). Esta sería la razón por la cual las estaciones de monitoreo de temperatura son escasas, particularmente en la región de estudio.

El criterio de selección para las estaciones de temperatura (la estación número 10 y desde la 20 hasta 23 del Cuadro 1) fue que se contara con disponibilidad de datos desde abril del año 2010 hasta abril del año 2021.

A diferencia de la precipitación, donde se calculó un valor anual representativo para cada estación (ecuaciones 10 y 11), en el caso de la temperatura se calculó un valor mensual representativo (análogo a la climatología) a partir de la ecuación (12):

$$TC_{(pm,e)} = \frac{\sum_{a=1}^n T_{(m,a,e)}(a)}{n} \quad (12)$$

Donde:

TC(pm, e) = valor representativo de la temperatura promedio mensual para una estación e (en adelante y por simplicidad, la climatología de cada estación)

T(m, a, e) = valor de temperatura mensual de un mes m, de un año a, de una estación e
n = número de años.

Una vez calculada la climatología de temperatura en cada estación, con la ayuda de un sistema de información geográfica (SIG), se realizó un proceso similar al de la Figura 3, para obtener 12 mapas de isotermas representativas de cada mes.

En cada mapa de isotermas (12 en total) existe un valor representativo de la zona de estudio (valor climatológico) que corresponderá al mismo punto usado en la Figura N° 3.

Se escogió la estación Ninhue (estación número 22 del Cuadro 1) como la estación de referencia. Luego, a partir de la ecuación (13) se calculó la temperatura en Batuco a escala mensual.

$$Tb_{(m,a)} = Tn_{(m,a)} \times \frac{TCb_{(m)}}{TCn_{(m)}} \quad (13)$$

Donde:

- Tb_(m, a) = Temperatura en Batuco (zona de estudio) en el mes m y el año a
- Tn_(m, a) = temperatura en el mes m y el año a, de la estación de referencia (Ninhue)
- TCb_(m) = temperatura climatológica representativo en el mes m
- TCn_(pa) = temperatura climatológica de la estación de referencia (Ninhue) en el mes m.

Una vez obtenidas las series de precipitación y temperatura *in situ* en la zona de estudio (precipitación de isoyetas en batuco y temperatura de isothermas en batuco de ahora en adelante), se procedió a usarlas como base para corregir el sesgo de las series de precipitación y temperatura Arclim.

Para ello se usó el método *Quantile Mapping* (e.g., Enayati *et al.*, 2021) en donde a la serie de precipitación de isoyetas en batuco y la serie de precipitación Arclim se le ajustó a una distribución gamma mientras a la serie de temperatura de isothermas en batuco y a la serie de temperatura Arclim se le ajustó a una distribución de probabilidad gaussiana (Wilks, 2005).

En las figuras 5 y 6 se sintetiza el procedimiento efectuado para estimar precipitación y temperatura respectivamente. A la serie de Arclim (verde), se le aplica una corrección de sesgo en base a las series extraídas por el método de interpolación de isoyetas e isothermas, respectivamente (rojos).

Adicionalmente, se agregan las series extraídas *in situ* de las estaciones 24 y 25 de la microcuenca Batuco (negro) denominada INFOR, las que se usan como referencia visual para comparar con los datos considerados como reales en la zona de estudio.

Finalmente, las series de entrada al modelo Weap, tanto para la precipitación como para la temperatura, fueron las series Arclim corregidas de la Figuras 5 y 6, respectivamente, señaladas en color azul.

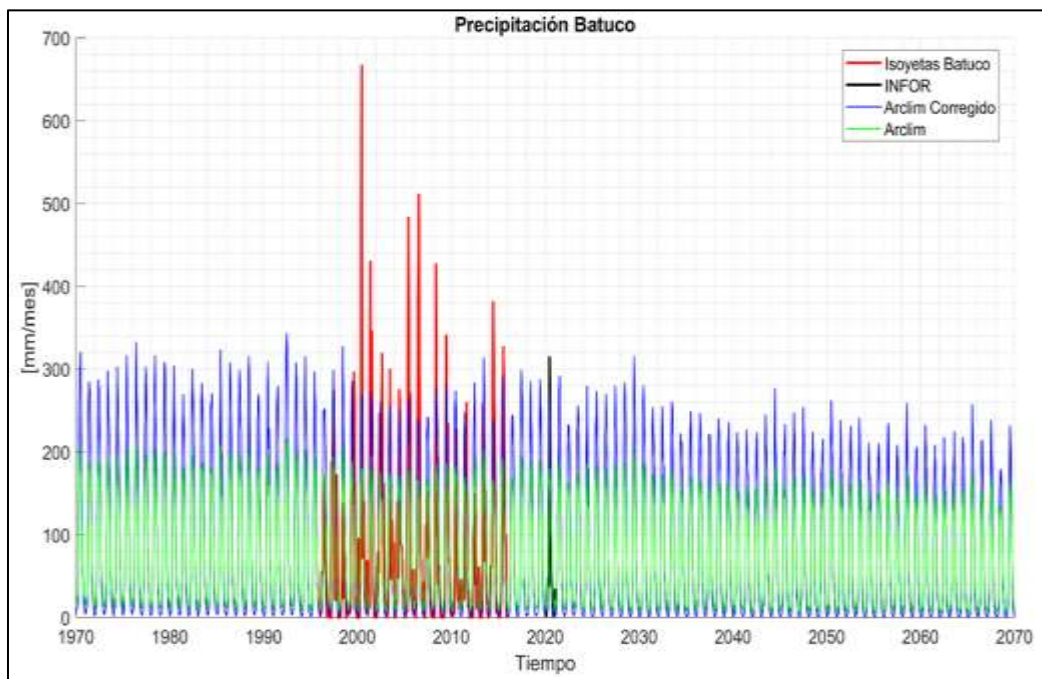


Figura 5. Distintas Series de Precipitación Disponibles para Batuco.

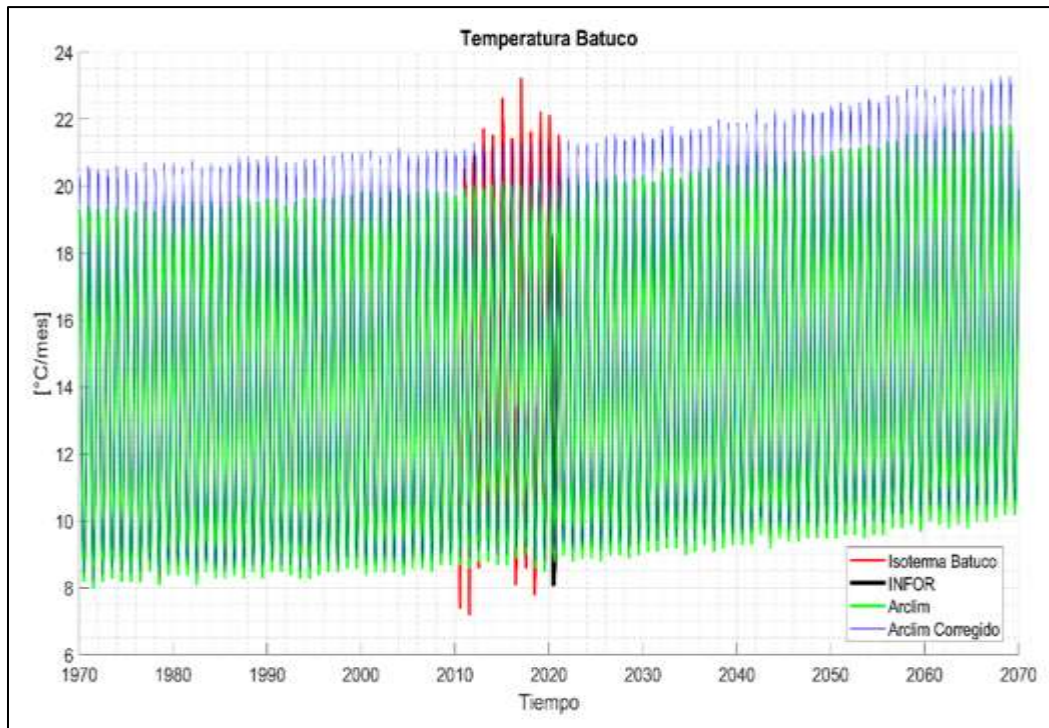


Figura 6. Distintas Series de Temperatura Disponibles para Batuco.

Se debe mencionar que tiene que existir cierto cuidado al trabajar con los datos Arclim. *Center for Climate and Resilience Research (CR)2 et al. (2020)* destacan con gran fuerza que incluso en el periodo histórico (1980-2009), los modelos no intentan ajustarse a las variaciones observadas, sino representar las condiciones promedio y su rango de variabilidad.

Por ejemplo, la temperatura máxima simulada sobre Santiago para el 27 de Julio de 1987 o la precipitación acumulada el año 2007 no guardan relación con lo observado. Sin embargo, la precipitación promedio anual entre 1980-2010 debe ser similar entre las observaciones y simulaciones.

- Otras Variables Meteorológicas

En el caso de las otras variables meteorológicas que son necesarias como entradas en la simulación hidrológica; la humedad relativa y la velocidad del viento fueron obtenidas desde estaciones de monitoreo de INFOR en Batuco (estaciones 24 y 25 del Cuadro 1), considerado la variabilidad anual del 2020 como un ciclo a repetir para todo el periodo de tiempo.

Respecto a la fracción de cobertura de nubes, se extrajo del producto climático de los datos de re análisis ERA5, calculando un promedio mensual del píxel que cubre la zona de estudio entre los años 2013 y 2015.

Clases de Uso de Suelo

Para no parametrizar en exceso el modelo, se separó la zona de estudio en 3 clases de usos de suelos:

- Una zona boscosa, con 164,57 ha.
- Una zona agrícola de praderas o pasturas naturales con 135,39 ha.
- Una zona urbana o sin vegetación con 236,90 ha (Figura 7).

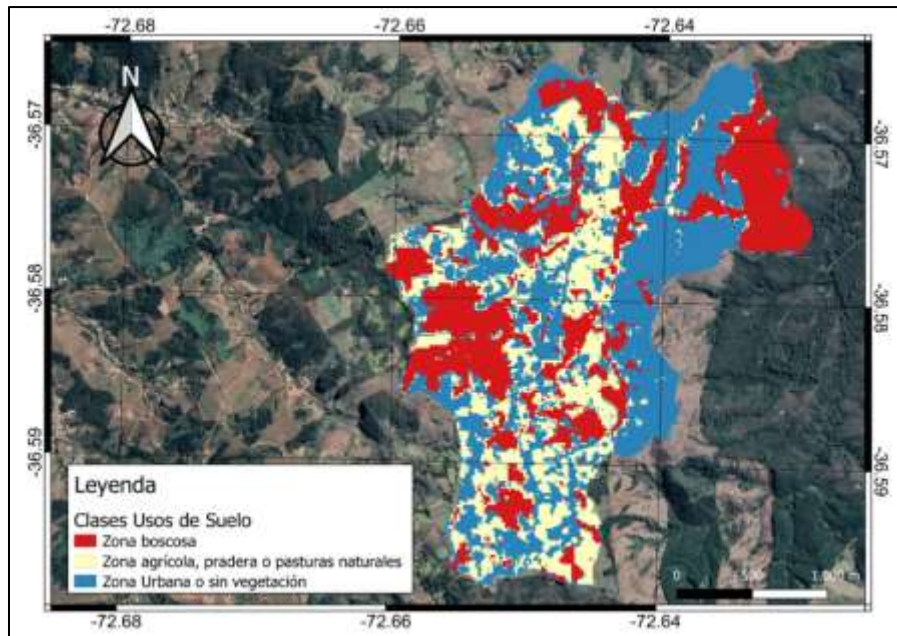


Figura 7. Clases de Uso del Suelo en Batuco

Consideraciones Antes y Durante la Simulación Hidrológica

Se considerará un periodo de prueba del modelo hidrológico 1970-1974, donde se buscó atenuar los efectos de las condiciones iniciales. Este periodo de tiempo no fue incluido dentro de los resultados, los cuales corresponden a enero de 1975 hasta diciembre del 2064.

Se usó los datos de la humedad del suelo (estación 26, Cuadro N° 1) para hacer un tipo de calibración de la simulación hidrológica, con la humedad del tanque 1 y tanque 2 (Figura 2) simuladas. Se usó el coeficiente de determinación (R^2) para este propósito.

RESULTADOS

El caudal simulado marca una pendiente negativa en el periodo de estudio (enero de 1975 hasta diciembre de 2064) de $\approx -6,43$ L/s por década. La varianza compartida (R^2) entre la precipitación y el caudal simulado fue de $\approx 0,46$, mientras que la correlación entre la temperatura y el caudal simulado fue de $\approx -0,84$ (Figura 8, izquierda).

Para el promedio cada 10 años, el rango de valores fluctuó entre $\approx 82,5$ y $\approx 134,2$ L/s.

Las AEProm10 (Anomalías estandarizadas del promedio cada 10 años) muestran un descenso sostenido a medida que avanzan las décadas, donde el periodo del 2060 está a $\approx -1,5$ desviaciones estándar con respecto a la media de la serie.

Por otra parte, AEPend10 (anomalías estandarizadas de las pendientes cada 10 años), presentan un comportamiento más cíclico, pero la amplitud va disminuyendo a medida que avanza el tiempo, donde en la década del 2060 está a ≈ 0 desviaciones estándar con respecto a la media de la serie.

En los gráficos de la Figura 9 se desglosa el caudal simulado del estero batuco en sus correspondientes temporadas del año.

En el verano austral (DEF) el caudal simulado marca una pendiente de $\approx -2,29$ L/s por década, el R^2 entre la precipitación y el caudal simulado de verano fue de $\approx 0,58$, mientras que la correlación entre la temperatura y el caudal simulado de verano fue de $\approx -0,95$.

El promedio por cada 10 años tomó el rango desde $\approx 38,7$ L/s hasta $\approx 18,2$ L/s.

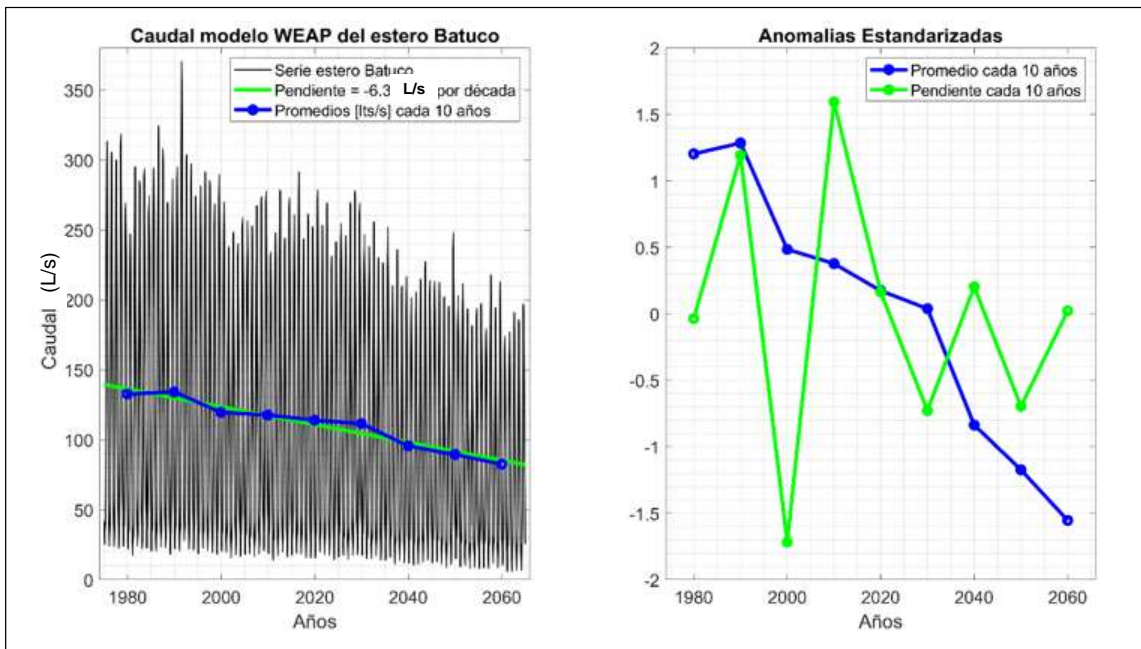


Figura 8. Series de Caudal Simulado del Estero Batuco (negro), pendiente (verde) y promedios cada 10 Años (azul) (Izq.). Anomalías Estandarizadas de los Promedios cada 10 Años (azul) y Pendientes cada 10 Años (verde) (Der.)

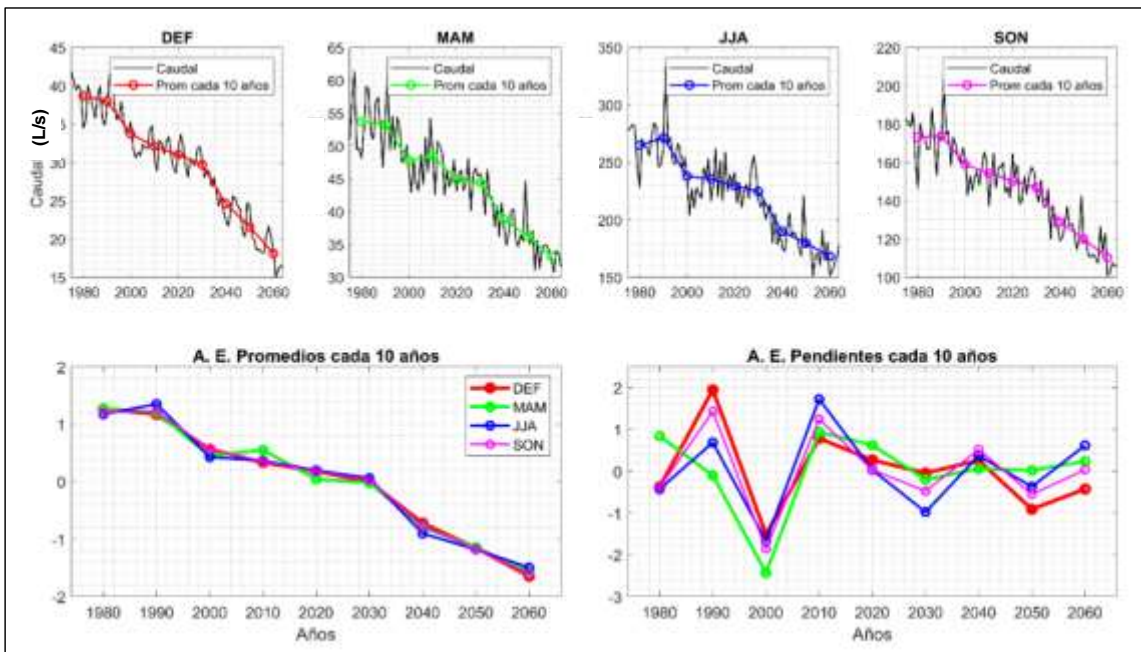


Figura 9. Caudal Estacional y Promedios cada 10 Años (arriba) A.E Anomalías Estandarizadas. A.E. de los Promedios cada 10 Años (abajo izq.) y Pendientes cada 10 Años (abajo der.)

En el otoño austral (MAM) el caudal simulado marca una pendiente de $\approx -2,32$ L/s por década, el R^2 entre la precipitación y el caudal simulado de otoño fue de $\approx 0,93$, mientras que la correlación entre la temperatura y el caudal simulado de otoño fue de $\approx -0,88$. El promedio por cada 10 años tiene un rango desde $\approx 53,8$ L/s hasta $\approx 33,2$ L/s.

En el invierno austral (JJA) el caudal simulado marca una pendiente de $\approx -11,6$ L/s por década, el R^2 entre la precipitación y el caudal simulado de invierno fue de $\approx 0,92$, mientras que la correlación entre la temperatura y el caudal simulado de invierno fue de $\approx -0,86$. El promedio por cada 10 años tiene un rango desde $\approx 265,1$ L/s hasta $\approx 168,4$ L/s.

En la primavera austral (SON) el caudal simulado marca una pendiente de $\approx -7,25$ L/s por década, el R^2 entre la precipitación y el caudal simulado de primavera fue de $\approx 0,77$, mientras que la correlación entre la temperatura y el caudal simulado de primavera fue de $\approx -0,91$. El promedio por cada 10 años tomó el rango desde $\approx 173,9$ L/s hasta $\approx 110,4$ L/s.

Las anomalías estandarizadas promedios cada 10 años, para las diferentes temporadas (DEF, MAM, JJA y SON) se presentan en el gráfico inferior izquierdo de la Figura 9. En él se observa que, en la medida que avanzan las décadas, todas las temporadas exhiben un descenso sostenido del caudal, respecto a la media de cada serie. En la década del 2060 está entre $-1,4$ y $-1,6$ desviaciones estándar con respecto a las medias de cada serie, siendo la temporada de invierno (JJA) la más cercana a su media y la de verano (DEF) la que exhibe el mayor descenso respecto a la media de la serie.

En el gráfico inferior derecho de la Figura 9, se pueden ver las AEPend10 de las diferentes temporadas del año. Se observó un comportamiento cíclico cuya amplitud va disminuyendo a medida que avanzan las décadas. En el periodo del 2060 las temporadas invernales (JJA) están a $\approx 0,6$ desviaciones estándar con respecto a la media de su serie, mientras que en las temporadas de verano (DEF) están a $\approx -0,4$ desviaciones estándar con respecto a la media de serie.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La simulación efectuada constituye una primera aproximación a las tendencias que manifiesta la microcuenca Batuco y podrá ser calibrada y validada en la medida que se disponga de datos de caudal observado (SEI, 2015), que en la actualidad no existen. Como medida paliativa se efectuó un ajuste con datos de humedad del suelo *in situ* (estación 26 del Cuadro 1), donde se obtuvo para el tanque 1 (representación Figura 2), para la zona boscosa un R^2 de $\approx 0,57$; mientras que para el tanque 2, el R^2 fue de $\approx 0,88$. Este procedimiento no reemplaza a la calibración con valores de caudal observado por cuanto no considera la variabilidad interanual e interdecenios, el rango de amplitudes del caudal simulado, y tampoco lo que ocurre en las otras zonas de uso de suelo (SEI, 2015), pero aun así es un elemento que contribuye a mejorar la estimación obtenida en la simulación.

La simulación del caudal del estero Batuco muestra una tasa de cambio o pendiente negativa de $\approx -6,3$ L/s por década, lo cual es consistente con el escenario del cambio climático RCP 8.5, donde se estima que en el centro de Chile existiría un descenso en la cantidad de precipitaciones, un aumento en las temperaturas y, por consiguiente, una reducción general del caudal de los ríos y cursos de agua (e.g., Mena, 2009; Río La Mura, 2015; Vargas *et al.*, 2012).

Debido a que la varianza compartida del caudal simulado con la precipitación es de ≈ 50 %, el caudal del estero Batuco sería medianamente sensible a las variaciones y cambios que la precipitación experimente en el futuro.

Considerando las limitaciones del estudio no se debe considerar la cuantía exacta de los valores obtenidos como resultados de promedios ni pendientes. Ellos deben tomarse como referencias indicadoras de tendencias generales en determinados intervalos de tiempo, pero no como valores absolutos. Con esta finalidad se calcularon las AEProm10 y las AEPend10, para observar su comportamiento o tendencia con respecto a sus medias, a medida que avanza el tiempo y no para interpretar sus valores específicos.

En el caso de las AEProm10 de la serie completa (Figura 8), independiente de sus valores específicos, se observa un descenso sostenido con respecto a la media de la serie, indicando que los caudales han disminuido y seguirán disminuyendo, independientemente de que se conozcan o no sus valores reales.

En el caso de las AEPend10 (Figura 8) se observa un comportamiento cíclico donde la máxima distancia positiva con respecto a su media fue en el periodo del 2010, mientras que la máxima distancia negativa fue en la década del 2000. Este comportamiento cíclico se mantiene a través del tiempo, pero su amplitud va disminuyendo.

Las anomalías estandarizadas del caudal simulado en cada época del año (Figura 9) no varían entre ellas, tienen el mismo comportamiento en el tiempo y además coinciden con la tendencia de la serie completa que se muestra en la Figura 8.

En el caso de las AEProm10 no existe una diferencia mayor 0,3 desviaciones estándar entre las distintas temporadas del año y el comportamiento es similar a medida que avanzan los años.

El descenso de caudal en el tiempo se puede deducir a partir del Cuadro 3, donde se muestran Prom10 (promedios cada 10 años) y Pend10 (tendencias cada 10 años), tanto para la serie completa como para cada temporada del año. Estos valores deben tomarse con cuidado y solo de manera referencial, pues como se indicó anteriormente su finalidad es solo evidenciar la similitud en el comportamiento de la variabilidad de cada serie y no el valor absoluto de las mismas.

Cuadro 3. Promedios y Desviaciones Estándar de los Promedios y Pendientes cada 10 Años.

Temporada	Media (1975-2064)		Desviación estándar (1975-2064)	
	Prom10 [L/s]	Pend10 [L/s]	Prom10 [L/s]	Pend10 [L/s]
Todo el año	110,79	3,86	18,19	8,42
DEF	29,74	-3,05	7,05	2,28
MAM	44,55	-1,79	7,21	3,33
JJA	222,54	-16,55	36,23	18,88
SON	146,34	-11,05	22,38	7,60

Los resultados presentados corresponden a una primera aproximación a la simulación hidrológica de la microcuenca Batuco. Para futuros estudios en esta materia es recomendable que se generen datos de caudal, los que podrían obtenerse con la instalación de un correntómetro u otro sensor, o alternativamente usando un método indirecto, como la aplicación de Android denominada DiSchHaRgE (Carrel *et al.*, 2019). Disponer de estos datos para periodos de al menos un año, de modo que capturen la variabilidad intra-anual, permitiría calibrar la simulación hidrológica (*e.g.*, Nash and Sutcliffe, 1970), sin embargo, tal información actualmente es inexistente.

Otra opción para mejorar la precisión de futuras simulaciones hidrológicas en la zona de estudio, es esperar a que las estaciones meteorológicas de INFOR acumulen registros *in situ* por más de 3 años, situación que se cumplirá entre los años 2023 y 2024. Esta información permitirá estimar no solo la variabilidad intra-anual, sino que también la variabilidad interanual, sin la necesidad de recurrir a otras bases de datos de reanálisis como entrada principal a una microcuenca más pequeña que un pixel en algunos productos climáticos.

Independiente de lo anterior, los datos presentados permiten identificar una tendencia en el comportamiento hidrológico de la microcuenca Batuco y su evolución durante el siglo XXI, constituyendo un antecedente para analizar o planificar futuras medidas hidrosociales para beneficio de los habitantes de la zona. Asociado al sostenido descenso que se proyecta para el caudal y considerando que la zona de Batuco depende del comportamiento hídrico *in situ* (Vargas *et al.*, 2019), se espera que la menor disponibilidad de agua generará un creciente estrés hídrico en la población. Actualmente (2021) se encuentran en ejecución obras de un proyecto de agua potable rural (SIMOL *et al.*, 2021), no obstante, resulta recomendable considerar también la construcción de colectores de lluvia y canales de regadío, con el fin de reforzar no solo el consumo poblacional, sino también reforzar los sectores productivos agrícola y ganadero.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al proyecto ANID/FONDEF ID19I10121 “Sistema de monitoreo para la participación local en la gestión integrada de cuencas” (SIMOL), y al programa Minagri: “Monitoreo de cuencas y otros ecosistemas forestales vinculados al consumo humano del agua en la zona centro sur de Chile” (Código 3041331211), por permitir y apoyar la elaboración de esta investigación.

REFERENCIAS

- Allen, R., Pereira, L., Raes, D. & Smith, M. (1998). Crop Evapotranspiration Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and Drainage Paper 56. FAO, Rome, 300(9): D05109.
- Alvial, F., Abarca-del-Río, R. & Ávila, A. (2020). High-Resolution Precipitation Gridded Dataset on the South-Central Zone (34 S–41 S) of Chile. *Frontiers in Earth Science*. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.519975>.
- Bhave, A., Mishra, A. & Raghuvanshi, N. (2014). A combined bottom-up and top down approach for assessment of climate change adaptation options. *J. Hydrol.*, 518. Pp: 150–161. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.08.039>.
- Boisier, J., Rondanelli, R., Garreaud, R. & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent mega drought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43(1): 413-421. <https://doi.org/10.1002/2015gl067265>.
- Bozkurt, D., Rojas, M., Boisier, J. & Valdivieso, J. (2017). Climate change impacts on hydroclimatic regimes and extremes over Andean basins in central Chile. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. <https://doi.org/10.5194/hess-2016-690>.
- Carrel, M., Detert, M., Peña-Haro, S. & Luethi, B. (2019). Evaluation of the DischargeApp: A Smartphone Application for Discharge Measurements. *HydroSentSoft 2019*, Madrid, Spain. En: https://discharge.ch/pdf/Carrel_et_al_2019.pdf.
- Center for Climate and Resilience Research (CR)2, Centro UC Cambio Global (CCG), Ministerio del Medio Ambiente (MMA) & Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ) de Alemania. (1970–2069). ARCLIM Explorador de Amenazas Climáticas. Precipitación y Temperatura Mensual. En: <https://arclim.mma.gob.cl/amenazas/>
- Center for Climate and Resilience Research (CR)2, Centro UC Cambio Global (CCG), Ministerio del Medio Ambiente (MMA) & Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo (BMZ) de Alemania. (2020). Explorador de Amenazas Climáticas. Descripción de la base de datos. Atlas de Riesgos Climáticos. En: https://arclim.mma.gob.cl/media/learning/Datos_Climaticos.pdf.
- Center for Climate and Resilience Research (CR)2, Dirección General de Aguas (DGA), Ministerio del Medio Ambiente (MAM), National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) & Dirección Meteorológica de Chile (DMC). (1940–2021). Explorador Climático [Precipitación Mensual]. En: <https://explorador.cr2.cl/>.
- Centro de Cambio Global-Universidad Católica de Chile u Stockholm Environment Institute. (2009). Guía Metodológica – Modelación Hidrológica y de Recursos Hídricos con el Modelo WEAP. Desarrollada con contribuciones del PACC (Proyecto de Adaptación al Cambio Climático a través de una efectiva gobernabilidad del agua en Ecuador), Ministerio del Ambiente de Ecuador, y PROMAS (Programa para el Manejo del Agua y del Suelo) de la Universidad de Cuenca, Ecuador. En: https://cambioglobal.uc.cl/images/publicacionesextension/9_2009_Guia-para-la-modelacion-con-la-plataforma-WEAP_CCG-SEI.pdf.
- Condom, T., Escobar, M., Purkey, D., Pouget, J., Suarez, W., Ramos, C. *et al.* (2011). Modelling the hydrologic role of glaciers within a water evaluation and planning system (WEAP): A case study in the Rio Santa watershed (Peru). *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, 8. Pp: 869–916. <https://doi.org/10.5194/hessd-8-869-2011>.
- Copernicus, European Commission & European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). (1979–2021). Copernicus Climate Data Store | Copernicus Climate Data Store [Total cloud cover]. En: <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/reanalysis-era5-single-levels-monthly-means?tab=overview>
- Copernicus & European Space Agency (ESA). (2015). Copernicus Open Access Hub. Imágenes Satelitales. En: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>.
- Davie, T. (2008). *Streamflow Analysis and Modelling: Fundamentals of Hydrology*. Second Edition. Pp: 101-124.
- Duque, L. & Vázquez, R. (2015). Modelación de la oferta hídrica en una cuenca de montaña tropical en función de su cobertura del suelo. *Water Availability Modelling for a Tropical Mountain Catchment as a Function of its Soil Cover*. *Aqua-LAC*, 7(1): 63-76. <https://doi.org/10.29104/phi-aqualac/2015-v7-1-08>

- Enayati, M., Bozorg-Haddad, O., Bazrafshan, J., Hejabi, S. & Chu, X. (2021). Bias correction capabilities of quantile mapping methods for rainfall and temperature variables. *Journal of Water and Climate Change*, 12(2): 401-419. <https://doi.org/10.2166/wcc.2020.261>
- Fernández-Alberti, S., Abarca-del-Río, R., Bornhardt, C. & Ávila A., 2021. Development and Validation of a Model to Evaluate the Water Resources of a Natural Protected Area as a Provider of Ecosystem Services in a Mountain Basin in Southern Chile. *Front. Earth Sci.*, 8:539905. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.539905>
- Garreaud, R.D., Vuille, M., Compagnucci, R. & Marengo, J. (2009). Present-day South American climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 281(3-4): 180-195. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.10.032>
- Garreaud, R.D. (2014). La mega sequía 2011-2013(?): Aspectos climáticos regionales de Chile.
- Geophysical Institute of the University of Alaska Fairbank. (2006–2011). ASF Data Search [DEM (12.5m x 12.5m) Alos Palsar]. Disponible en: <https://search.asf.alaska.edu/#/?dataset=ALOS&zoom=6.256%C2%A2er%3D-72.178.%20-36.280>.
- Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Centro de Estudios Avanzados en Zonas Áridas (CEAZA) & Dirección Meteorológica de Chile (DMC). (2009–2021). Agrometeorología. INIA (Temperatura Mensual). En: <https://agrometeorologia.cl/>.
- IPCC. (2014). Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo principal de redacción, R.K. Pachauri y L.A. Meyer (eds.)]. IPCC. Ginebra, Suiza. 157 p. En: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full_es.pdf.
- IPCC. (2019). Socio-Economic Data and Scenarios. The Intergovernmental Panel on Climate Change. En: https://sedac.ciesin.columbia.edu/ddc/ar5_scenario_process/RCPs.html.
- Maliehe, M. & Mulungu, D. (2017). Assessment of water availability for competing uses using SWAT and WEAP in South Phuthiatsana catchment, Lesotho. *Phys. Chem. Earth*, 100. Pp: 305–316. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2017.02.014>
- Marticorena, J. (2020). Consumo de Agua Promedio por Persona en Chile Supera la Media de Europa, aunque está muy por debajo de la de Estados Unidos. *El Mercurio*. En: https://www.litoralpress.cl/paginaconsultas/Servicios_NClip/Get_Imagen_Pagina.aspx?LPKey=LVISR6H4DB52E74KGLFSSNDHZAN3KR7H7FG7HH54BLBGYWWMBWKQ
- Mena Pardo, D. (2009). Análisis de Impactos del Cambio Climático en la Cuenca Andina del Río Teno, Usando el Modelo Weap. En: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/103570>.
- Meza, F., Vicuña, S., Jelinek, M., Bustos, E. & Bonelli, S. (2014). Assessing water demands and coverage sensitivity to climate change in the urban and rural sectors in central Chile. *Journal of Water and Climate Change*, 5(2): 192-203. <https://doi.org/10.2166/wcc.2014.019>
- Ministerio de Agricultura, Universidad de Birmingham & Imperial College de Londres. (2016). Análisis de vulnerabilidad ante la sequía agrícola en Chile. Proyecto “Apoyo al manejo efectivo de la gestión del riesgo de sequías en cuencas vulnerables de Chile”. En: http://www.climatedatalibrary.cl/UNEA/maproom/Vulnerability/Agricultural/Informe_final_Indice_Vulnerabilidad_julio2016.pdf.
- Municipalidad de Ránquil. (2017). Actualización plan de desarrollo comunal de Ránquil 2016–2021.
- Municipalidad de Ránquil. (2021). Actualización cantidad de habitantes en la microcuenca Batuco.
- Murphy, J.M. (1988). The impact of ensemble forecasts on predictability. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 114(480): 463-493. <https://doi.org/10.1002/qj.49711448010>
- Nash, J.E. & Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models' part I—A discussion of principles. *Journal of hydrology*, 10(3): 282-290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Río La Mura, P. (2015). Análisis del impacto del cambio climático en la disponibilidad del recurso hídrico en la Cuenca de Pangal en Pangal. En: <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/135204>.

- SEI. (2015). WEAP Water Evaluation and Planning System User Guide. Stockholm Environment Institute, 187 p. En: https://www.weap21.org/downloads/WEAP_User_Guide.pdf.
- SIMOL (2021). Agencia Nacional de Investigación y Desarrollo, Gobierno de Chile, Universidad de Concepción, y Comités de agua potable rural (APR). Situación del Acceso al agua en comités locales de la comuna de Ránquil. Proyecto FONDEF ID19110121. En: <https://sistemademonitoreolocal.udec.cl/wp-content/uploads/2021/05/INFORME-DIAGNOSTICO-COMITES.pdf>.
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D.M., Duda, M.G. *et al.* (2008). A description of the advanced research WRF version 3. University Corporation for Atmospheric Research. <https://dx.doi.org/10.5065/D68S4MVH>.
- Trenberth, K.E. (2011). Changes in precipitation with climate change. *Climate Research*, 47(1-2): 123-138. <https://doi.org/10.3354/cr00953>.
- Vargas, V., Carrasco, N. & Vargas, C. (2019). Local Participation in Forest Watershed Management: Design and Analysis of Experiences in Water Supply Micro-Basins with Forest Plantations in South Central Chile. *Forests*. 2019, 10, 580. <https://doi.org/10.3390/f10070580>.
- Vargas, X., Ayala, A., Meza, R. & Rubio, E. (2012). Disponibilidad futura de los recursos hídricos frente a escenarios de cambio climático en Chile. Disponible en: <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/5691>.
- Wilks, D.S. (2005). *Parametric Probability Distribution: Statistical methods in the atmospheric sciences*. Pp: 71-130.



ARTÍCULO

Crecimiento y Supervivencia de un Ensayo de Procedencias y Progenies de Roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.) de 21 Años de Edad en Pumillahue, Región de los Ríos, Chile.

Gutiérrez, Braulio^{1*} & Navarrete, Mauricio².

¹ Ingeniero Forestal. Instituto Forestal, Sede Biobío. braulio.gutierrez@infor.ci

² Técnico Forestal. Instituto Forestal, Sede Biobío.

*Autor para correspondencia.

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.547>

Recibido: 05.08.2021; Aceptado 28.08.2021

RESUMEN

Se evalúa el desempeño en crecimiento (altura, diámetro y volumen), supervivencia y rectitud de fuste de 29 procedencias de roble, anidadas en 10 zonas de procedencia representativas de la distribución natural de la especie en Chile. Los datos de la evaluación provienen de un ensayo de procedencias y progenies de 21 años de edad establecido en el predio Pumillahue (18H 691753,9 m E; 5611422,86 m S). Se caracteriza el desempeño general del ensayo y se evalúa el efecto de las procedencias y zonas de procedencia mediante análisis de varianza no paramétrico. Se detectan diferencias estadísticamente significativas entre procedencias para la supervivencia y variables de crecimiento, no así para la rectitud de fuste. El ensayo presenta un desempeño inferior al observado en un ensayo de comparación, no obstante, las procedencias Cuesta Lastarria y Cruces, de la zona 4C, presentan un comportamiento sobresaliente en crecimiento y supervivencia, lo que permite sugerirlas como idóneas y recomendables para su uso en plantaciones. Se constata que la zona de procedencia y la procedencia individual de mejor desempeño son las correspondientes a la zona de establecimiento del ensayo, confirmando los postulados respecto al uso preferente de semilla local en las iniciativas de plantación.

Palabras clave: *Nothofagus obliqua*, procedencia, crecimiento, supervivencia

SUMMARY

Growth performance (height, diameter and volume), survival and stem straightness of 29 oak provenances nested in 10 provenance areas representative of the natural distribution of the species in Chile are evaluated. The evaluation data come from a 21-year-old provenance and progeny trial established in the Pumillahue farm (18H 691 753.9 m E; 5611 422.86 m S). The general performance of the trial is characterized and the effect of provenances and provenance areas is evaluated by nonparametric analysis of variance. Statistically significant differences were detected between provenances for survival and growth variables, but not for stem straightness. The test presents a lower performance than that observed in a comparison test, however, the origins Cuesta Lastarria and Cruces, from zone 4C, present an outstanding performance in growth and survival, which allows to suggest them as suitable and recommended for use in plantations. It is found that the area of origin and the individual provenance with the best performance correspond to the area of establishment of the trial, confirming the postulates regarding the preferential use of local seed in planting initiatives.

Keywords: *Nothofagus obliqua*, provenance, growth, survival.

INTRODUCCIÓN

El roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.) es una especie forestal que ha concitado gran interés por su utilización, de hecho, sus bosques naturales fueron uno de los más cosechados en Chile, debido a su accesibilidad y fundamentalmente por al atractivo de su madera, que presenta valiosas propiedades mecánicas, durabilidad y admite diversos usos. Este mismo interés ha motivado su establecimiento en iniciativas de plantación, donde junto con coigüe (*N. dombeyi*) y raulí (*N. alpina*) han sido las especies más destacadas por sus tasas de crecimiento y el valor de sus maderas (Donoso y Soto, 2010). Los crecimientos registrados en plantaciones resultan superiores a los obtenidos en renovales de bosques naturales de la especie (Steuer, 2008), además las plantaciones presentan una buena poda natural, que

permite plantar roble a densidades iniciales no muy altas y generar madera de mejor calidad (CONAF, 1998 cit. por Gutiérrez, 2004). Estos antecedentes coinciden con diversas declaraciones respecto a la potencialidad de roble y otros *Nothofagus* (raulí, coigüe), entre las especies nativas, para utilizarlos en el establecimiento de plantaciones comerciales. A pesar de lo anterior, esos resultados no han conseguido llamar del todo la atención de los propietarios o productores forestales, como para incluir mayores superficies plantadas con roble u otras destacadas especies nativas. Diversos motivos inciden en tal decisión, siendo una de los principales la mayor extensión de su rotación respecto a cultivos forestales exóticos, lo que desincentiva el establecimiento y manejo silvícola de plantaciones de especies nativas. Aun así, el desarrollo de estas plantaciones mejorará en la medida que se utilicen adecuadas técnicas silvícolas y material genético idóneo procedente de los orígenes adecuados para cada sitio de plantación, aspectos que deberán mejorar la supervivencia, crecimiento y productividad, y disminuir los periodos de rotación comercial.

Respecto de la idoneidad del origen del material genético usado para plantaciones, los ensayos de procedencia-progenie de especies forestales combinan la evaluación del origen del material (procedencia, región de procedencia) con el desempeño de progenies de árboles individuales procedentes de esos orígenes. Así, la evaluación de tales ensayos no solo permite determinar las mejores procedencias, sino que simultáneamente permite seleccionar los mejores individuos dentro de ellas (León, 2014; Landa *et al.*, 2002). Por lo mismo, una importante aplicación práctica de estos ensayos es la de conocer el desempeño de los distintos materiales probados e identificar a los más apropiados para zonas equivalentes a aquella donde el ensayo está establecido; esto permite disponer de información objetiva para respaldar la elección del material genético que se usará en el establecimiento de una plantación.

Al respecto, en el presente documento se evalúa un ensayo de procedencias y progenies de roble de 21 años de edad, con el objetivo de conocer la variabilidad de desempeño, en términos de supervivencia, altura, diámetro, volumen y rectitud del fuste, de progenies de roble originarias de una treintena de procedencias de la especie, con la finalidad de orientar a propietarios e instituciones interesadas en plantaciones comerciales o de restauración, respecto a los orígenes y materiales genéticos apropiados para mejorar las perspectivas de rendimiento, perpetuación y regeneración de los árboles implantados.

MATERIAL Y MÉTODO

Se analiza la evaluación a los 21 años de edad de un ensayo de procedencias y progenies de roble ubicado en el predio Pumillahue, perteneciente a la Corporación Nacional Forestal, en la comuna de San José de la Mariquina, región de Los Ríos (18H 691753,9 m E; 5611422,86 m S), a una altitud de 241 msnm (Figura 1), en un área de clima templado lluvioso, con precipitación anual y temperaturas medias que se detallan en el Cuadro 1. El ensayo se compone de 5 bloques completos al azar donde se prueban progenies de roble, las que se anidan en 29 procedencias y 10 zonas de procedencia de acuerdo al detalle especificado en el cuadro 2. Las progenies involucradas en este ensayo se representan en cada bloque por una parcela de un árbol. La delimitación de las regiones de procedencia utilizada fue desarrollada por Vergara *et al.* (1998) y se resume en la Figura 2.



Figura 1. Ubicación Ensayo de Procedencias y Progenies de Roble.

Cuadro 1. Características Cimáticas del Área del Ensayo de Procedencias y Progenies de Roble.

Variable climática	Valor
Temperatura media estival	16,1°C
Temperatura mínima y máxima estival	10,8°C; 23,0°C
Temperatura media invernal	8°C
Temperatura mínima y máxima invernal	4,9°C; 11,9°C
PP normal anual	1.978 mm

(Fuente: MMA, 2016)

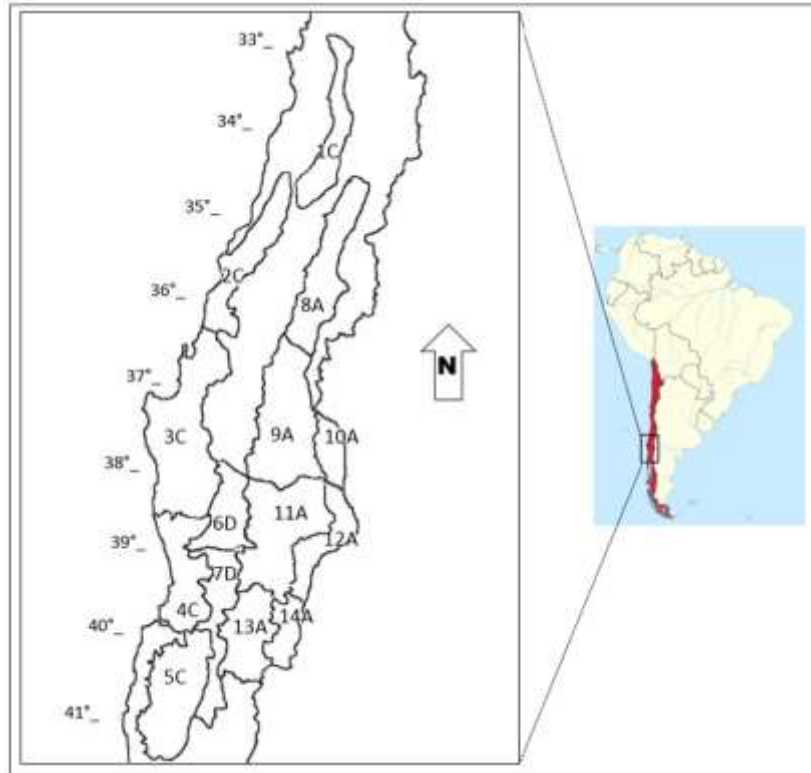
Cuadro 2. Regiones de Procedencia y Procedencias de las Progenies de Roble Evaluadas.

Región de Procedencia	Procedencia (Punto de Muestreo)	Latitud °S	Longitud °W
1-C	Tiltil	33° 05' 08"	70° 58' 18"
	Alhue	33° 57' 56"	71° 01' 41"
2-C	Reserva Nac. Los Ruiles	35° 50' 24"	72° 33' 59"
	Ninhue	36° 23' 9"	72° 22' 58"
	Quirihue	36° 17' 53"	72° 31' 54"
3-C	Pichipillahuén	38° 19' 47"	72° 02' 25"
	Cerro Cayumanqui	36° 42' 06"	72° 29' 01"
	Curanilahue	37° 28' 28"	73° 20' 52"
	Lago Lanalhue	37° 50' 50"	73° 20' 52"
4-C	Cuesta Lastarria (*)	39° 22' 30"	72° 42' 21"
	Cruces	39° 31' 32"	73° 04' 13"
5-C	Llancacura	40° 17' 45"	73° 26' 18"
	Rio Negro	40° 47' 8"	73° 16' 26"
	Purranque	40° 52' 02"	73° 14' 09"
6-D	Victoria	38° 12' 14"	72° 10' 23"
	Quepe	38° 52' 2"	72° 30' 24"
7-D	Malalhue	39° 30' 55"	72° 32' 06"
	Futrono	40° 04' 53"	72° 20' 16"
	Rupanco	40° 49' 29"	72° 54' 5"
9-A	Reserva Nac. Ñuble	36° 55' 30"	71° 12' 37"
	Ralco	37° 53' 11"	71° 35' 11"
	Recinto	36° 51' 11"	71° 39' 43"
	Santa Bárbara	37° 40' 12"	71° 57' 36"
11-A	Galletué	38° 36' 44"	71° 15' 59"
	Cunco	38° 52' 02"	71° 51' 11"
	Lago Colico	39° 01' 14"	72° 0' 48"
	Curarrehue	39° 22' 53"	71° 32' 00'
13-A	Choshuenco	39° 50' 43"	72° 05' 49"
	Llifén	40° 11' 08"	72° 15' 00'

Testigo Mezcla de familias

Rellenos

(*) La procedencia Lastarria se considera local en el lugar de emplazamiento del ensayo Pumillahue.



(Fuente: adaptado de Vergara *et al.*, 1998)

Figura 2. Delimitación de las Regiones de Procedencia de las Progenies de Roble Evaluadas.

Las variables evaluadas para caracterizar el desempeño de las progenies de cada origen fueron: supervivencia (S), altura total (H), diámetro a la altura del pecho (DAP), volumen (V) y rectitud de fuste (RF). La supervivencia (S) corresponde al porcentaje de árboles vivos respecto de los establecidos; la altura (ALT) es el valor total desde el suelo hasta el ápice del árbol; el DAP corresponde al diámetro del fuste a 1,3 metros del suelo; el volumen (V) corresponde al volumen sólido sin corteza, estimado con la función general desarrollada Puente *et al.* (1981) para renovales de roble (Expresión 1); la rectitud de fuste (RF) se evaluó con una escala cualitativa de cuatro niveles, donde 1 corresponde a los fustes menos rectos y 4 a los más rectos.

$$V = 0,05 + 0,00003151 * d^2 * h \quad (1)$$

Donde:

V: volumen sólido sin corteza [m³]
 d: diámetro [cm]
 h: altura [m]

Se calculó los parámetros medios y de dispersión del ensayo para cada variable evaluada (S, H, DAP, V y RF), se comprobó los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad en la distribución de residuos, para posteriormente efectuar un análisis de varianza no paramétrico y de comparaciones múltiples usando la prueba de Kruskal y Wallis mediante el software estadístico Infostat 2015. Para efectos del análisis estadístico, el porcentaje de supervivencia se evaluó en unidades de Bliss, usando la transformación angular o del arcoseno, que resulta especialmente apropiada para análisis de varianza de variables en porcentajes o proporciones (Sokal y Rohlf, 1980; Mead *et al.*, 2002). Posteriormente, para presentar los resultados la supervivencia se expresa en porcentaje como es lo habitual.

Para efectos de comparar y caracterizar el desempeño de las distintas procedencias y zonas de procedencia se utilizó un índice simple que combina los parámetros de crecimiento y supervivencia en un solo valor (ecuación 2).

Este índice se usó para ordenar el desempeño de distintas entidades en orden decreciente y para efectuar comparaciones con los datos de un ensayo similar (ensayo de roble Huillilemu de 16 años de edad) cuya evaluación se obtuvo de Gutiérrez (2020b).

$$I = IMA_v * S \quad (2)$$

Donde:

- I= Índice de crecimiento y supervivencia para una procedencia o zona de procedencia
- IMA_v= Incremento medio anual en volumen de esa zona de procedencia o procedencia
- S= Supervivencia de la zona de procedencia o procedencia

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados Generales

A los 21 años de edad el ensayo de procedencias y progenies de roble presenta una supervivencia del 54,2% y valores medios de altura y dap de 16,1 m y 14,0 cm, respectivamente (Cuadro 3).

Cuadro 3. Estadígrafos Descriptivos de las Variables Evaluadas en el Ensayo de Procedencia y Progenies Pumillahue a los 21 Años de Edad.

Variable	S (%) n=737	H (m) (n= 729)	DAP (cm) (n= 729)	V (m ³ /arb) (n= 729)	RF (1-4) (n= 718)
Promedio	54,2	16,1	14,0	0,190	2,2
D.E.	25,3	3,7	6,1	0,130	0,9
Vmín	0,0	5,2	2,0	0,051	1,0
Vmax	100,0	25,4	32,8	0,824	4,0

(D.E.= desviación estándar; Vmin= Valor mínimo; Vmax= Valor máximo)

En términos generales, la supervivencia (S= 54,2%) observada en Pumillahue resulta considerablemente inferior a la registrada a los 16 años en un ensayo similar, de procedencias y progenies de roble, establecido en el predio Huillilemu, en las cercanías de San José de la Mariquina, donde los árboles presentaban una supervivencia superior al 90% (Gutiérrez, 2020b).

En cuanto a la rectitud de fuste, el valor medio de los árboles de Pumillahue (RF= 2,2) es similar al obtenido en ensayo Huillilemu mencionado en párrafo anterior (RF= 2,6) y considerablemente mejor que los observados en plantaciones de coigüe de similar edad, las que alcanzan valores de 1,4 y 1,7 en dos ensayos de procedencias y progenies de coigüe evaluados en Gutiérrez (2020a).

Respecto al crecimiento del ensayo Pumillahue, el valor medio de altura (16,1 m) registrados a los 21 años de edad, corresponde a un incremento medio anual de 0,76 m/año, el que resulta equivalente al incremento de 0,77 m/año registrado en ensayo Huillilemu a los 16 años (Gutiérrez, 2020b).

En el caso del DAP, el valor medio de Pumillahue (DAP= 14 cm) equivale a un incremento medio anual de 0,66 cm/año, que es inferior al observado en el ensayo de comparación Huillilemu (0,89 cm/año).

A pesar del menor desarrollo en DAP de los árboles de Pumillahue respecto a los de Huillilemu, sus incrementos medios de altura y DAP resultan similares a los informados en la bibliografía para otras plantaciones de roble (Cuadro 4).

Cuadro 4. Incrementos Medios Anuales de Altura y Diámetro en Ensayo Pumillahue y otras Plantaciones de Referencia.

IMA Altura (m/año)	IMA DAP (cm/año)	Plantación	Fuente
0,76	0,66	Ensayo Pumillahue, 21 años	Este estudio
0,77	0,89	Ensayo Huillilemu, 16 años	Gutiérrez, 2020b
0,50-0,62	0,40	Llanquihue	Vita, 1977
0,76	0,67	Llanquihue	Meneses <i>et al.</i> , 1991
0,73	0,79	Chiloé	Meneses <i>et al.</i> , 1991
0,51-0,50	0,70-0,50	Frutillar, 31 y 39 años	Gutiérrez, 2004
	0,57	El Volcán, 34 años	Espinosa <i>et al.</i> , 1988
	0,70	Frutillar, 14 años	Vita, 1977
	0,86	Riñihue, 13 años	Donoso <i>et al.</i> , 1993
	1,18	Enco, 15 años	Donoso <i>et al.</i> , 1993
0,91		Palguín, 14 años	Donoso <i>et al.</i> , 1993
0,70		Riñihue, 14 años	Donoso <i>et al.</i> , 1995
0,65		Puñir, 39 años	Donoso <i>et al.</i> , 1993
0,58		7 tazas, 47 años	Donoso, 1988
0,88		Panguipulli, 7 años	Donoso y Soto, 2010

(Fuente: Elaboración propia con datos de Gutiérrez, 2004 y Steuer, 2008)

Los árboles del ensayo Pumillahue totalizan un volumen de 135,12 m³ en una superficie total de 1,088 ha, valores que equivalen a 670 árboles/ha, un volumen sólido sin corteza de 124,18 m³/ha y una productividad anual de 5,9 m³/ha/año. Este valor resulta bajo respecto de los datos de referencia para la productividad anual de plantaciones de roble. En efecto, en la evaluación del ensayo de roble Huillilemu a los 16 años de edad se obtuvo un volumen de 154,5 m³/ha y una productividad anual media de 9,7 m³/ha/año (Gutiérrez, 2020b). En ese mismo estudio se compilan referencias de distintos autores que indican una productividad anual esperada para plantaciones de roble del orden de 10m³/ha año.

Las zonas de procedencia y las procedencias propiamente tales afectan en distinta forma a las variables evaluadas. La supervivencia experimenta diferencias estadísticamente significativas entre procedencias y entre zonas de procedencia; las variables de crecimiento (H, DAP y V) varían significativamente solo entre procedencias; en tanto que la rectitud de fuste no varía significativamente entre zonas de procedencia ni entre procedencias (Cuadro 5).

Cuadro 5: Significancia de las Diferencias entre Zonas de Procedencias y entre Procedencia para las Variables Evaluadas.

Variable	Supuestos ANDEVA Paramétrico		ANDEVA no Paramétrico Kruskal y Wallis p-values	
	Normalidad Residuos	Homogeneidad Varianzas	Zonas de Procedencias	Procedencias
Supervivencia (S)	si	no	<0,001 **	<0,001 **
Altura (H)	no	si	0,0948 ns	0,0360 *
Diámetro (DAP)	no	si	0,1362 ns	0,0120 *
Volumen (V)	no	no	0,1236 ns	0,0135 *
Rectitud Fuste (RF)	no	si	0,0931 ns	0,3640 ns

Diferencias estadísticas: * significativas; ** muy significativas; ns no significativas

Resultados por Zonas de Procedencia

En general el ensayo evidencia una diferenciación importante en la supervivencia de los árboles de las distintas zonas de procedencia. Por el contrario, no se observan diferencias significativas de crecimiento ni de rectitud de fuste. Así, considerando el efecto combinado de la supervivencia y el crecimiento se pueden ordenar las zonas de procedencia en función de su desempeño (Cuadro 6, Figura 3), lo que

permite identificar como origen más adecuado a la zona de procedencia 4C, que es la zona donde se encuentra el ensayo de Pumillahue. Por el contrario, la zona con desempeño más deficiente corresponde a la 1C.

Al momento del muestreo para obtener las semillas que originaron las plantas evaluadas en el ensayo Pumillahue, la zona 1C representaba la distribución norte de roble, donde las poblaciones muestreadas corresponden a lo que se conocía como variedad macrocarpa o roble de Santiago y actualmente como *Nothofagus macrocarpa*, es decir a una especie diferente a *Nothofagus obliqua*.

Cuadro 6. Valores Medios de Supervivencia, Crecimiento y Rectitud de fuste, a los 21 Años de Edad, de las Zonas de Procedencia de Roble Evaluadas en Ensayo Pumillahue (ordenados decrecientemente en función del índice de crecimiento y supervivencia).

Zona de Procedencia	H (m)	DAP (cm)	V (m ³)	RF (1-4)	S (%)	Índice (crec-sup)
4C	16,8 a	15,4 a	0,22 a	2,3 a	80,0 a	0,838
7D	16,5 a	14,9 a	0,20 a	2,1 a	62,7 b	0,597
5C	16,2 a	13,4 a	0,17 a	2,1 a	67,3 ab	0,545
13A	16,3 a	14,3 a	0,19 a	2,1 a	57,0 bc	0,516
3C	16,2 a	14,1 a	0,19 a	2,0 a	53,1 bc	0,481
6D	15,6 a	13,1 a	0,17 a	2,4 a	56,4 bc	0,457
11A	15,9 a	13,7 a	0,17 a	2,0 a	55,9 bc	0,452
9A	15,7 a	13,7 a	0,18 a	2,2 a	44,9 cd	0,385
2C	16,4 a	14,8 a	0,20 a	2,3 a	39,5 cd	0,376
TESTIGO	16,0 a	11,8 a	0,19 a	2,5 a	40,0 bc	0,362
1C	13,9 a	11,1 a	0,14 a	2,0 a	22,5 d	0,150
PROM	16,1	14,0	0,19	2,2	54,2	0,490

Letras distintas en la misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre medias



Figura 3. Ordenamiento de las Zonas de Procedencia Evaluadas en Ensayo de Roble Pumillahue en Función de su Desempeño Conjunto en Crecimiento y Supervivencia.

Resultados por Procedencia

A nivel de procedencias se detectan diferencias que poseen significación estadística para todas las variables, excepto para la rectitud de fuste (Cuadro 7).

La rectitud de fuste entre procedencias experimenta mayor variabilidad que la observada entre zonas de procedencia, aun así, esta diferenciación tampoco es estadísticamente significativa. La misma situación ha sido observada previamente en la evaluación de un ensayo de roble de 16 años (Gutiérrez 2020b) y otro de coigüe de 15 años de edad (Gutiérrez, 2017).

Respeto a las variables de crecimiento (H, DAP y V) en general se forman dos grupos altamente traslapados, donde solo las procedencias de desempeño extremo (mejores y peores) son diferentes entre sí, en tanto que las procedencias intermedias resultan relativamente homogéneas o similares entre ellas (Cuadro 7, Figura 4).

Cuadro 7. Valores Medios de Supervivencia, Crecimiento y Rectitud de Fuste, a los 21 Años de Edad, de las Procedencias de Roble Evaluadas en Ensayo Pumillahue.

Zona de Procedencia	Procedencia	H (m)	DAP (cm)	V (m ³)	RF (1-4)	S* (%)	Indice (crec-sup)
4C	C LASTARRIA	17,5 a	16,7 a	0,25 a	2,2 a	82,0 a	0,976
4C	CRUCES	16,1 ab	14,1 ab	0,19 b	2,4 a	78,0 a	0,706
13A	LLIFEN	17,3 a	15,9 ab	0,22 a	2,2 a	66,0 ab	0,691
3C	LANALHUE	16,6 ab	15,4 ab	0,22 a	1,9 a	62,9 abc	0,659
3C	CURANILAHUE	17,0 ab	15,4 ab	0,22 a	2,0 a	62,5 ab	0,655
7D	FUTRONO	16,7 ab	15,9 ab	0,22 a	2,0 a	60,0 abc	0,629
7D	RUPANCO	16,6 ab	14,7 ab	0,21 ab	2,0 a	62,0 abc	0,620
11A	COLICO	16,6 ab	15,1 ab	0,20 ab	2,1 a	63,3 abc	0,603
5C	PURRANQUE	16,7 ab	14,3 ab	0,18 b	2,3 a	70,0 ab	0,600
7D	MALALHUE	16,3 ab	14,3 ab	0,19 b	2,2 a	66,0 ab	0,597
11A	CURARREHUE	17,1 ab	15,8 ab	0,21 ab	2,2 a	57,8 abc	0,578
5C	RIO NEGRO	16,3 ab	14,0 ab	0,19 b	2,2 a	62,0 abc	0,561
6D	QUEPE	16,6 ab	14,7 ab	0,20 ab	2,3 a	52,9 abc	0,504
9A	SANTA BARBARA	16,0 ab	13,3 ab	0,17 b	2,0 a	60,0 abc	0,486
5C	LLANCACURA	15,6 ab	12,0 b	0,14 b	1,9 a	70,0 a	0,467
9A	RN ÑUBLE	15,8 ab	15,5 ab	0,22 a	2,4 a	40,0 bc	0,419
2C	QUIRIHUE	16,6 ab	14,6 ab	0,20 ab	2,2 a	43,2 abc	0,411
6D	VICTORIA	14,7 ab	11,6 b	0,14 b	2,5 a	60,0 abc	0,400
2C	RN LOS RUILES	16,3 ab	15,2 ab	0,19 b	2,5 a	44,0 abc	0,398
Testigo	MEZCLA FAM	16,0 ab	11,8 b	0,19 b	2,5 a	40,0 bc	0,362
9A	RECINTO	15,3 ab	13,8 ab	0,18 b	2,2 a	42,2 bc	0,362
3C	PICHIPILLAHUEN	15,9 ab	12,8 b	0,15 b	2,1 a	50,0 abc	0,357
11A	CUNCO	14,3 b	10,5 b	0,13 b	1,9 a	56,0 abc	0,347
11A	GALLETUE	15,0 ab	12,8 b	0,16 b	1,6 a	42,9 abc	0,327
2C	NINHUE	16,2 ab	14,8 ab	0,20 ab	2,3 a	34,0 c	0,324
13A	CHOSHUENCO	15,1 ab	12,2 b	0,14 b	2,0 a	48,0 abc	0,320
9A	RALCO	15,7 ab	12,8 b	0,17 b	2,3 a	36,0 c	0,291
3C	CAYUMANQUI	14,6 ab	11,7 b	0,13 b	2,0 a	37,1 bc	0,230
1C	TILTIL	14,5 ab	11,8 b	0,16 b	1,8 a	20,0 c	0,152
1C	ALHUE	12,7 b	9,7 b	0,09 b	2,3 a	30,0 c	0,129
	PROM	16,1	14,0	0,19	2,2	54,2	0,490

*Letras distintas en la misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre medias

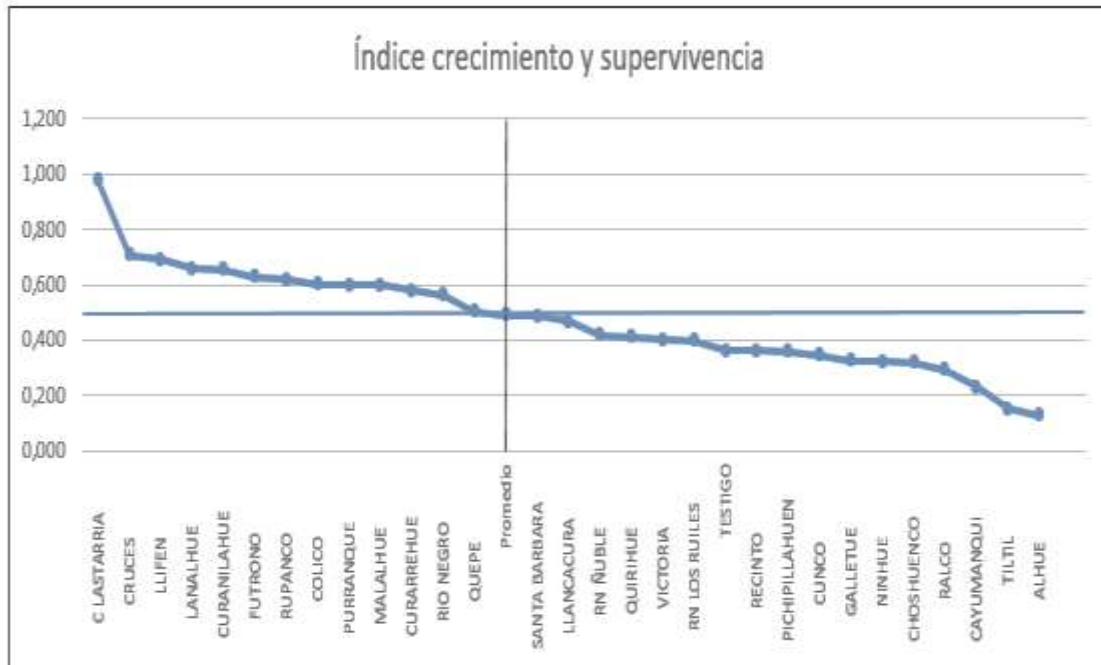


Figura 4. Ordenamiento de las Procedencias Evaluadas en Ensayo de Roble Pumillahue en Función de su Desempeño Conjunto en Crecimiento y Supervivencia.

En cuanto a la supervivencia, siguiendo la tendencia que ya se manifestaba a nivel de zonas de procedencia, en el caso de las procedencias también evidencia una diferenciación mayor que la exhibida por las variables de crecimiento.

El ordenamiento de las procedencias en función del índice combinado de supervivencia y crecimiento (Figura 4), permite identificar a las procedencias de la zona 4C, Cuesta Lastarria y Cruces, como las de mejor desempeño, destacándose el hecho que la procedencia Lastarria, que exhibe un comportamiento claramente superior a todas las restantes, es la procedencia local en el caso de Pumillahue.

La consistencia observada de la zona de procedencia y procedencia locales como las de mejor desempeño es concordante con la recomendación general de privilegiar el uso de material local en las iniciativas de plantación.

No obstante, en otras evaluaciones efectuadas en ensayos de roble (Gutiérrez, 2020b) no se ha verificado la misma coincidencia y los materiales locales no se han destacado en forma especialmente favorables entre los orígenes evaluados.

Consistentemente, las procedencias de la zona 1C (Tiltíl y Alhué) resultan las de peor desempeño en términos de supervivencia y crecimiento.

Respecto a las procedencias restantes, el gráfico de la Figura 4 ilustra claramente el comportamiento diferencial entre ellas y permite distinguir a las de mejor y peor desempeño, segregándolas en aquellas mejores y peores que el valor medio del ensayo.

Esta última situación se presenta también en el plano de la Figura 5, donde a nivel de zonas de procedencia se hace evidente que la zona local (4C) y las próximas a esta tienen mejor comportamiento en el sitio de Pumillahue que aquellas más lejanas.

En la Figura 5 se observa también que la diferencia entre procedencias tiene un efecto de carácter eminentemente latitudinal (N-S), mientras que longitudinalmente (O-E), no se manifiesta mayor influencia de las distintas posiciones fisiográficas (costa, depresión intermedia y andes).

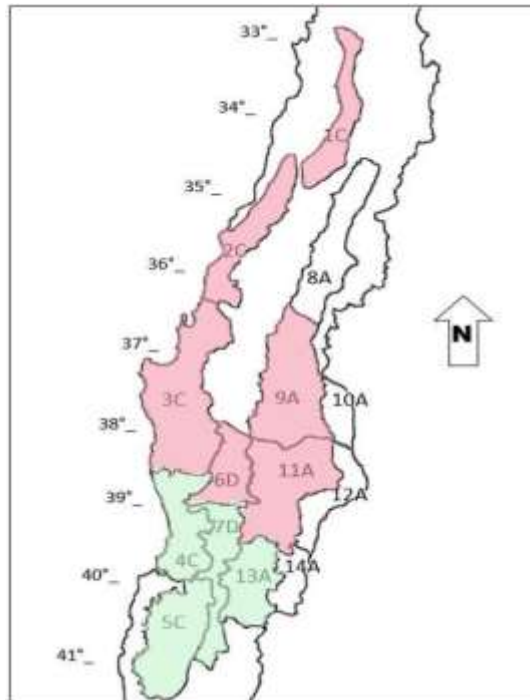


Figura 5. Orígenes de Roble con Desempeño Conjunto en Supervivencia y Crecimiento Superior (verde) e Inferior (rojo) a la Media del Ensayo Pumillahue. (Las zonas sin sombrear no fueron evaluadas en el ensayo)

Comportamiento de Orígenes entre Sitios

Una parte de las procedencias y zonas de procedencia establecidas en el ensayo Pumillahue se encuentran también representadas en el ensayo homólogo Huillilemu, evaluado en Gutiérrez (2020b). Para estos orígenes comunes se efectuó una comparación de desempeño en términos del índice conjunto de supervivencia y crecimiento en cada ensayo. Los resultados de esta comparación se resumen en las Figuras 6 y 7, para las zonas de procedencia y para las procedencias, respectivamente.

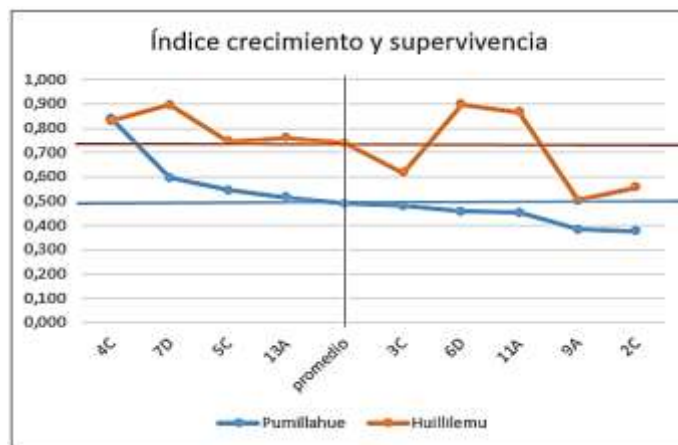


Figura 6. Comparación del Desempeño de Zonas de Procedencia de Roble Evaluadas en Ensayo Pumillahue y Huillilemu.

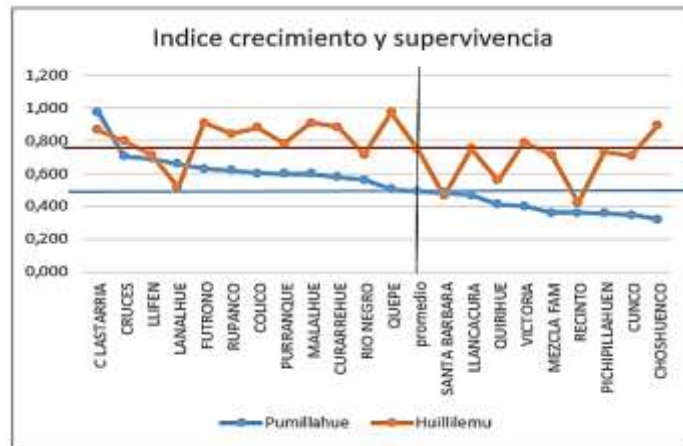


Figura 7. Comparación del Desempeño de Procedencias de Roble Evaluadas en Ensayo Pumillahue y Huillilemu.

El ensayo Pumillahue tiene un desempeño inferior al de Huillilemu, lo que se deriva principalmente de su menor supervivencia (52,4 vs 90,5%), y del menor valor de su incremento medio anual en diámetro (0,66 vs 0,89 cm/año), que reduce considerablemente su rendimiento en volumen respecto a Huillilemu (5,9 vs 9,7 m³/ha/año).

Esa situación se refleja en valores más bajos del índice conjunto de crecimiento y supervivencia para todas las zonas de procedencia comunes, así como para la mayoría de las procedencias individuales.

A nivel de zonas de procedencia, en ambos ensayos el peor desempeño lo presentan las zonas 2C y 9A, mientras que las zonas con mejores valores son distintas en cada ensayo (4C y 7D en Pumillahue; 6D y 7D en Huillilemu).

Aun así, las zonas que son superiores e inferiores a los promedios locales son, salvo dos excepciones, las mismas en los dos ensayos. A nivel de procedencias se presenta una variación similar. No existe coincidencia entre las peores y mejores procedencias en cada ensayo, pero en general se observa que aquellas que son mejores a la media de un ensayo, son las mismas que son mejores a la media en el ensayo de comparación; la misma situación ocurre para aquellas procedencias que son inferiores a los promedios locales.

CONCLUSIONES

A los 21 años de edad el ensayo de procedencias y progenies de roble de Pumillahue presenta una supervivencia relativamente baja y un rendimiento en volumen inferior al observado en ensayos homólogos y al registrado en la bibliografía.

No obstante, existen diferencias significativas entre procedencias para supervivencia, altura, diámetro y volumen, y el material genético de los mejores orígenes involucra una importante superioridad de volumen respecto a la media del ensayo.

Particularmente, los árboles de la procedencia Cuesta Lastarria y Cruces, de la zona 4C, presentan un comportamiento sobresaliente en crecimiento y supervivencia, lo que permite sugerirlos como idóneos y recomendables para su uso en plantaciones.

Se verifica que la zona de procedencia y la procedencia individual de mejor desempeño son las correspondientes a la zona de establecimiento del ensayo, confirmando los postulados respecto al uso preferente de semilla local en las iniciativas de plantación.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo prestado por la Corporación Nacional Forestal de la Región de los Ríos, en especial a los Sres. Neftalí Soto y Luis Riquelme por su permanente preocupación y apoyo.

REFERENCIAS

- Donoso, P. (1988). Caracterización y proposiciones silviculturales para renovales de Roble (*Nothofagus obliqua*) y Raulí (*Nothofagus alpina*) en el área de protección "Radal 7 Tazas", VII Región. *Bosque*, 9(2): 103-114. <https://doi.org/10.4206/bosque.1988.v9n2-07>.
- Donoso, P., Maureira, C., Barría, P. & Hernández, E., 1995. Desarrollo inicial de plantaciones de *Nothofagus* en la provincia de Valdivia. Cuartas Jornadas Forestales Patagónicas. San Martín de los Andes. 18 p.
- Donoso, P., Monfil, T., Otero, L. & Barrales, L. (1993). Estudio de crecimiento de plantaciones y renovales manejados de especies nativas en el área andina de las provincias de Cautín y Valdivia. *Ciencia & Investigación Forestal*, 7(2): 255-287. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.1993.188>
- Donoso, P. & Soto, D. (2010). Plantaciones con especies nativas en el centro-sur de Chile: Experiencias, desafíos y oportunidades. *Bosque Nativo*, 47. Pp: 10-17.
- Espinosa, M., Garcia, J. & Peña, E. (1988). Evaluación del crecimiento de una plantación de Raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl) Oerst), de 34 años de edad. *Agrociencia*, 4(1): 67-74.
- Gutiérrez, B. (2020 a). Influencia del origen de las semillas en el desempeño de coigüe (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) en la costa y precordillera de la región de Los Ríos. *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(2): 31-43. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.531>.
- Gutiérrez, B. (2020 b). Desempeño de progenies, procedencias y regiones de procedencia de roble (*Nothofagus obliqua*). *Ciencia & Investigación Forestal*, 26(3): 33-49. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2020.536>.
- Gutiérrez, B. (2017). Evaluación de crecimiento y forma de fuste de un ensayo de procedencias y progenies de coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.) de 15 años de edad. *Ciencia & Investigación Forestal* 23(3): 31-42. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2017.484>.
- Gutierrez, N. (2004). Evaluación de crecimiento y rendimiento volumétricos en ensayos de plantación de *Nothofagus obliqua* y *Nothofagus alpina* al aplicar intervenciones silvícolas. Memoria para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Santiago. 69 p.
- Landa, J., Mendizábal, L. del C., Ramírez, E. & Méndez, M. (2002). Establecimiento de tres ensayos de procedencia/progenie de *Pinus teocote* Schl. et Cham. En el estado de Veracruz. *Foresta Veracruzana*, 4(2): 17-22.
- León, N. (2014). Análisis de ensayos de procedencia-progenie de *Dipteryx panamensis* (Pittier) Record & Mell, en la Zona Norte y Sur de Costa Rica. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Forestal. Instituto Tecnológico de Costa Rica. Escuela de Ingeniería Forestal. Cartago, Costa Rica. 78 p.
- Mead, R., Curnow, R.N. & Hasted, A.M. (2002). *Statistical methods in agriculture and experimental biology*. 3ª ed., Ed. Chapman & Hall/CRC. Boca Raton, FL. 472 p.
- Meneses, M., Paredes, G. & Núñez, P. (1991). Opciones silviculturales para el manejo y utilización del bosque Siempreverde, Décima Región desde Río Bueno al sur. Informe de Convenio N° 184. Informe Final. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Valdivia, Chile. 103 p.
- MMA. (2016). Elaboración de una base digital del clima comunal de Chile: línea base (1980-2010) y proyección al año 2050. Información para de Desarrollo Productivo Ltda. Informe Final. 16 junio, 2016. Santiago. 142 p.
- Puente, M., Peñaloza, R., Donoso, C., Paredes, R., Núñez, P., Morales, R. & Engdahl, O. (1981). Estudio de raleos y otras técnicas para el manejo de renovales de raulí y roble. Instalación de ensayos de raleo. Proyecto CONAF/PNUD/FAO-CHI/76/003. Documento de trabajo N°41. 47 p.
- Sokal, R. & Rohlf, F.J. (1980). *Introducción a la bioestadística*. Edición española. Editorial Reverte S.A. Barcelona, España.
- Steuer, H. (2008). Evaluación de Raleos en un Renoval de Raulí (*Nothofagus alpina* Poepp.et Endl.) y Roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst) en la Provincia de Malleco, IX Región. Tesis Ingeniería Forestal. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Valdivia, Chile. 58 p.

Vergara, R., Ipinza, R., Donoso, C. & Grosse, H. (1998). Definición de zonas de procedencias de roble (*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.) y raulí (*Nothofagus alpina* (Poep. et Endl) Oerst). Estado de avance. En: Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, El manejo Sustentable de los Recursos Forestales, Desafío del Siglo XXI. Valdivia. 22-28 noviembre, 1998.

Vita, A. (1977). Crecimiento de algunas especies forestales en el Arboreto del Centro Experimental Frutillar. X Región. Boletín Técnico N° 47. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Santiago. 16 p.



ARTÍCULO

Arquitectura de Raíces en *Beilschmiedia miersii* (Gay) Kosterm.

Peña-Rojas, Karen ^{1*}; Donoso, Sergio ²; Espinoza, Claudia ³; Gangas, Rodrigo ⁴; Quintanilla, Miguel ⁵; Aravena, Marie Claire ⁶; Pozo, Rodrigo ⁷; Sánchez, Juan ⁸ y Martínez, Ema ⁹.

¹Doctora en Fisiología de Plantas y Ambiente, Académico e Investigadora en la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza (CFCN), Universidad de Chile, Santiago/Chile, kpenarojas@uchile.cl.

² Doctor Ingeniero de Montes. Académico e Investigador Académico en la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza (CFCN), Universidad de Chile, Santiago/Chile, sedonoso@uchile.cl.

³Ingeniera Forestal. Investigadora en la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza (CFCN), Universidad de Chile, Santiago/Chile, cespinoza@ug.uchile.cl.

⁴Ingeniero Forestal. Investigador en la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza (CFCN), Universidad de Chile, Santiago/Chile, rod.gangas@gmail.com.

⁵Ingeniero Forestal. Investigador en la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza (CFCN), Universidad de Chile, Santiago/Chile, mig.quintanilla@gmail.com.

⁶Ingeniera Forestal. Investigadora en la Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza (CFCN), Universidad de Chile, Santiago/Chile, marie.aravena@ug.uchile.cl.

⁷Licenciado en Ciencias Forestales, Consultor, Santiago/Chile, ro.pozo88@gmail.com.

⁸Asesor de Biodiversidad, Gerencia de Sustentabilidad Operación El Soldado, Anglo American Sur S.A. Nogales/Chile, juan.sanchez@angloamerican.com.

⁹Gerenta de Sustentabilidad Operación El Soldado, Anglo American Sur S.A., ema.martinez@angloamerican.com.

*Autor de correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.548>

Recibido: 15.08.2021; Aceptado 29.08.2021

RESUMEN

Beilschmiedia miersii (belloto del norte) es un árbol siempreverde de la familia Lauraceae, endémico de Chile central. Para conocer su arquitectura de raíces, hasta ahora desconocida, se realizó la exploración del sistema radical en árboles adultos autorizados por el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) para ser trasplantados bajo la resolución de calificación ambiental. La evaluación se realizó en los sectores Infiernillo y Los Coiles, en la proximidad de la mina de cobre El Soldado (Anglo American, Chile), en la Región de Valparaíso. Se midió la altura, el DAP y el radio de copa en siete árboles. Posteriormente, se analizó el sistema radical, registrando la longitud, distancia geométrica, profundidad y orientación de las raíces de cada árbol. Las raíces alcanzaron profundidades medias entre 35 y 110 cm, similar a otras especies arbóreas que exploran volúmenes superficiales del suelo. La distancia geométrica y la longitud de las raíces se correlacionó mejor con el DAP ($R^2=0,97$) y con la altura ($R^2=0,94$). El belloto del norte más grande medido (68,6 cm de DAP y 21 m de altura), presentó la distancia máxima de raíz de 27 m y la longitud máxima de 36 m. Se detectó que las raíces más profundas crecieron en dirección al curso de agua en la mayoría de los árboles. Las raíces más largas se orientaban en la dirección opuesta o paralelas al curso de agua. Los resultados son aplicables para definir zonas de protección de raíces y requerimientos de hábitat donde crece belloto del norte; también como referencia para otras especies sin antecedentes en esta materia.

Palabras clave: *Beilschmiedia miersii*, longitud de raíces, zona de protección de raíces, arquitectura de raíces.

SUMMARY

Beilschmiedia miersii (belloto del norte) is an evergreen tree from Lauraceae family, endemic to central Chile. There are no antecedents about the root architecture of this species. In order to know its root architecture, the root system was explored in mature trees authorized by the Environmental Evaluation Service (SEA) to be transplanted under an environmental qualification resolution (RCA). The evaluation was carried out in the Infiernillo and Los Coiles sectors, located near the El Soldado copper mine (Anglo American, Chile) at the Valparaíso Region. The height, DBH and crown radius were measured in seven trees. Subsequently, root system was analyzed, measuring the length, geometric distance, depth and orientation of roots of each tree. Roots reached average depths between 35 cm and 110 cm, similar to other tree species that explore surface volumes of soil. Geometric distance and root length were better correlated with DBH ($R^2=0.97$) and height ($R^2=0.94$). The largest tree of this specie measured (68.6 cm DBH and 21 m height), presented a maximum root distance of 27 m and a maximum length of 36 m. The deepest roots were found to grow in the direction of the water stream in most of the trees. The longest roots were oriented in the opposite direction or parallel to the water stream. The results are applicable to define root protection zones and requirements habitat where "belloto del norte" grows. The study contributes as reference for species with similar characteristics that, likewise lack antecedents.

Key words: *Beilschmiedia miersii*, root length, root protection zone, root architecture.

INTRODUCCIÓN

Beilschmiedia miersii (Gay) Kosterm (belloto del norte) es un árbol siempreverde, endémico de Chile Central. Generalmente se encuentra en fondos de quebradas, cerca de cursos de agua, laderas protegidas de exposición sur, sitios con influencia de neblina costera o pequeños valles de depositación creados en el ensanchamiento de pequeñas cuencas (Serra *et al.*, 1986; Hechenleitner *et al.*, 2005). Forma bosques en asociación con especies de ambientes húmedos, siendo la dominante en cuanto a tamaño y altura (Novoa, 2004; Cabello, 2013). Actualmente, está declarada Monumento Natural de Chile (DS N° 13/1995) (Ministerio de Agricultura, 1995) y clasificada como Vulnerable a la extinción (Proceso 2 DS N° 50/2008) (Ministerio Secretaría General de la Presidencia, 2008).

En Chile se han publicado varios trabajos relacionados con esta especie. Se han hecho descripciones morfológicas de flores, frutos y hojas (Rodríguez *et al.*, 1983, Serra *et al.*, 1986), estudios de fenología (Donoso y Cabello, 1978), estudios de la estructura y dinámica de los bosques que conforma (Brito-Rozas y Flores-Toro, 2014) y sobre la regeneración natural (Morales *et al.*, 2015; Kremer *et al.*, 2019), entre otros. Incluso se han realizado trabajos de relocalización de ejemplares de *B. miersii* para evitar su eliminación frente a intervenciones industriales (Arellano y Morales, 2006). Sin embargo, hasta la fecha no existen antecedentes técnicos sobre la arquitectura de raíces en *B. miersii*. La escasa información que hay corresponde a observaciones de terreno que no están del todo documentadas.

El estudio de raíces en plantaciones y bosques naturales es un apoyo en la toma de decisiones respecto al manejo de la vegetación. Las raíces son el soporte de todo el crecimiento aéreo, y tienen un rol vital en el abastecimiento y almacenamiento de agua y nutrientes (Verdaguer y Molinas, 1992). Pueden funcionar como sensores de estrés hídrico, ante la cual envían señales bioquímicas a la parte aérea (Kramer y Boyer, 1995). Se ha indicado que las raíces de los árboles y arbustos son elementos estructurales importantes en la estabilidad del suelo, debido al refuerzo mecánico que adhieren y a la disminución de la presión de poros del suelo (Barrera *et al.*, 2013). Y se ha demostrado la estrecha relación que existe entre el sistema de raíces de los árboles y algunas redes de hongos micorrízicos, que aumentan la capacidad de exploración en el suelo y puede facilitar la “comunicación” entre árboles (Simard, 2012; Simard *et al.*, 2015; Pickles y Simard, 2017).

Las raíces varían en forma, tipo y función, presentando un alto grado de plasticidad morfológica incluso variando a nivel de especie. La arquitectura del desarrollo del sistema radical de un árbol se encuentra influenciada por factores genéticos y ambientales (Foxy *et al.*, 1984; Kalliokosky *et al.*, 2008). Los estudios de raíz se dividen en dos categorías, destructivos y no destructivos. El método destructivo (excavación) es la técnica más comúnmente utilizada, aunque no es el recomendado, ya que muchas veces el sitio dificulta las mediciones directas en las raíces, necesiándose una gran inversión de tiempo y recursos para realizar la tarea (Sanesi *et al.*, 2013). Esta es una de las razones de los escasos estudios realizados en Chile sobre arquitectura de raíces, particularmente en especies del bosque nativo chileno (Gilberto y Estay, 1978). Los resultados de este trabajo permitirán complementar la información existente sobre *B. miersii* con énfasis en su sistema radical.

OBJETIVOS

Analizar la estructura del sistema radical en *Beilschmiedia miersii*, utilizando los árboles autorizados para ser trasplantados mediante la Resolución de Calificación Ambiental emitida el año 2004 de acuerdo a la Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente de Chile (RCA N°163/2004).

Los objetivos específicos son:

- Caracterizar dendrométricamente a los árboles de *B. miersii*.
- Analizar el sistema de raíces, determinando la distancia geométrica, longitud, profundidad y orientación de las raíces de cada árbol.

MATERIAL Y MÉTODO

La evaluación se realizó en las quebradas Infiernillo (32° 37' S y 71° 09' O) y Los Coiles (32° 38' S y 71° 09' O), situadas en el sector de la mina El Soldado, comuna de Nogales, Región de Valparaíso. Actualmente propiedad de Anglo American Sur S.A.

Se expusieron las raíces de 7 individuos de *B. miersii*, (4 en Infiernillo y 3 en Los Coiles). A cada árbol se le midió la altura, el diámetro a la altura del pecho (DAP; a 1,3 m), y el radio de copa en orientación de los puntos cardinales (Norte-Sur-Este-Oeste).

Posteriormente, se realizó la prospección de raíces a través de la remoción manual del material edáfico alrededor de éstas. Se utilizaron chuzos, palas, espátulas, entre otras herramientas. Las rocas más grandes fueron movidas y trasladadas con una retroexcavadora.

En caso necesario, se ancló el individuo mediante cuerdas para evitar una eventual caída por viento (Figura 1).



Figura 1. Medición *in situ* de raíces de *Beilschmiedia miersii*. Distancia de raíz (A), Profundidad de raíz (B) y Pedregosidad en el área de estudio (C).

Se hizo el seguimiento de cada una de las raíces principales desde el fuste hasta alcanzar un diámetro mínimo aproximado de 0,5 cm. Para diferenciarlas, cada raíz fue marcada. Una vez efectuado el seguimiento fueron cubiertas con el material removido para evitar el desecamiento por sobreexposición. Se midió la longitud (largo que sigue el contorno de la raíz) y la distancia geométrica (distancia en línea recta que separa dos puntos del terreno) de las raíces.

Se registró la profundidad alcanzada por las raíces y, se determinó la orientación principal, entre el inicio de la raíz y el punto donde se encontraba el extremo más distante, mediante una brújula. Este último registro se proyectó en un plano para calcular el área de exploración de raíces (m^2).

RESULTADOS

Los árboles evaluados, corresponden a individuos que previo al estudio, se encontraban vigorosos y sin problemas sanitarios. Las áreas de trabajo no habían sido sometidas a disturbios antrópicos. Las principales características de los árboles analizados se presentan en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Características dendrométricas de los árboles estudiados y proporción del sistema de raíces analizado.

Sector	Árbol	Altura (m)	DAP (cm)	Radio de Copa (m)				Proporción Analizada (%)*
				Norte	Sur	Este	Oeste	
Infiernillo	1	8,5	17,5	4,75	3,05	3,15	5,30	100
	2	8,5	15,6	5,70	5,10	3,35	3,20	100
	3	7,0	17,5	0,50	4,20	0,55	5,45	100
	4	11,5	24,4	3,45	6,55	5,40	3,40	100
Los Coiles	5	3,2	3,1	0,68	0,88	0,62	1,08	100
	6	19,6	48,5	6,87	4,21	4,49	4,63	100
	7	21,0	68,6	9,47	8,05	6,16	6,61	80

Las raíces de *B. miersii* eran levemente estriadas, de color rojizo y sin olor. En el lugar se observaron rocas de gran volumen que influyeron en la arquitectura de raíces. Al encontrarse con estas rocas, las raíces redujeron su diámetro para avanzar tanto en profundidad como en longitud. Los resultados obtenidos para cada árbol se presentan en el Cuadro 2, donde se indican los valores medios para cada variable.

Cuadro 2. Valores medios \pm error estándar, de longitud, diámetro y valor máximo de profundidad de raíz según árbol.

Parámetro	Árboles						
	1	2	3	4	5	6	7
Longitud media (m)	7,58 \pm 0,22	5,14 \pm 0,30	3,72 \pm 0,80	6,36 \pm 0,22	1,86 \pm 0,17	14,52 \pm 0,37	20,98 \pm 0,78 *
Distancia media (m)	5,51 \pm 0,19	3,93 \pm 0,22	2,61 \pm 0,53	4,81 \pm 0,17	1,36 \pm 0,11	10,95 \pm 0,30	15,03 \pm 0,64 *
Diámetro inicial (cm)	12,45 \pm 2,31	14,33 \pm 1,51	9,05 \pm 2,09	20,13 \pm 4,7	1,22 \pm 0,24	20,13 \pm 4,70	30,66 \pm 5,01 *
Diámetro final (cm)	0,40 \pm 0,04	0,38 \pm 0,02	0,42 \pm 0,04	0,37 \pm 0,01	0,16 \pm 0,02	0,5 \pm 0,03	0,74 \pm 0,07
Profundidad media (m)	0,80 \pm 0,04	0,94 \pm 0,04	1,1 \pm 0,11	0,62 \pm 0,02	0,35 \pm 0,07	0,52 \pm 0,02	0,62 \pm 0,03 *
Profundidad máxima (m)	2,05	1,50	1,50	1,55	1,48	1,62	1,53 *

* Resultados con el análisis del 80% de las raíces del árbol.

Se observó una relación positiva entre la distancia y longitud promedio de las raíces, con la altura, el diámetro a la altura del pecho (DAP) y el diámetro de copa de los árboles estudiados, pero esta correlación fue más alta con las dos primeras variables (Figura 2).

Se analizó la longitud y distancia, media y máxima, de las cinco raíces de mayor extensión en los cinco árboles de mayor tamaño (Cuadro 3). Para el caso del árbol siete, solo se analizó el 80% de sus raíces, debido a la presencia de una gran roca que dificultaba la continuidad de la tarea. Con la información de los diámetros iniciales de estas raíces, se pudo estimar una longitud máxima de 36,0 m.

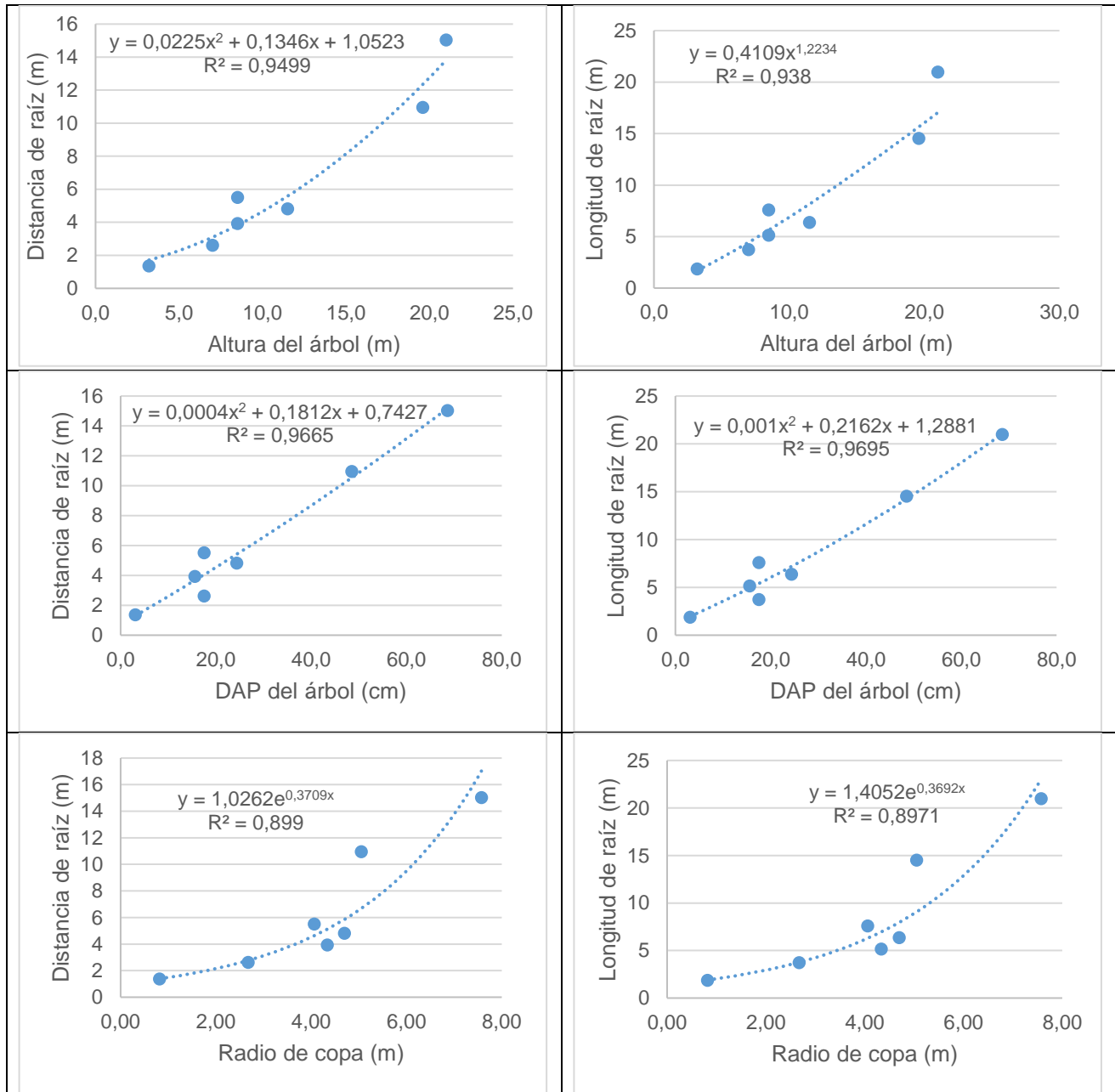


Figura 2. Correlación entre distancia y longitud de las raíces con la altura total, DAP y radio de copa de belloto del Norte.

Cuadro 3. Longitud y distancia media y máxima, de las cinco raíces de mayor tamaño por árbol.

Árbol	DAP (cm)	Longitud media (m)	Longitud máxima (m)	Distancia media (m)	Distancia máxima (m)
1	17,5	15,6±1,3	17,6	13,4±0,6	15,4
2	15,6	16,7±3,5	20,3	15,9±1,6	20,2
4	24,4	15,1±0,3	15,9	14,2±0,9	16,5
6	48,5	26,5±0,6	28,3	20,8±0,2	21,2
7	68,6	35,0±0,3*	36,0*	26,3±0,2	27,0

Los valores corresponden a medias ± desviación estándar. * Resultados con el análisis del 80% de las raíces del árbol.

Área de Exploración y Orientación de Raíces

El área de exploración de raíces fue mayor en los individuos 6 y 7, con 527 y 498 m², respectivamente. Particularmente, los árboles 1 y 3 que tienen el mismo DAP (17,5 cm), presentaron áreas de exploración muy diferentes (124,5 y 6,9 m², respectivamente). Esto puede explicarse por la abundante pedregosidad superficial existente en el lugar donde crecía el individuo 3. Al trazar una tendencia lineal entre los datos, se encontró una correlación positiva entre el área de exploración de raíces y la altura ($R^2 = 0,91$), y entre el área de exploración de raíces y el DAP ($R^2 = 0,87$). Los árboles 4, 2, y 5 presentaron un área de exploración de 98,3, 51,8 y 12,0 m², respectivamente.

Al analizar las raíces de *B. miersii* en función de la orientación, el parámetro más afectado correspondió a la profundidad de las raíces, con un desarrollo mayor hacia el cuadrante 2 (1 a 90°, dirección Este, donde se encuentra el curso de agua) en cuatro de los siete individuos analizados. Menos claro fue el parámetro de longitud, donde en algunos casos las raíces más largas se orientaban en la dirección opuesta al curso de agua y en otras ocasiones de forma paralela a este (Cuadro 4; Figura 3). Por lo tanto, la orientación de longitud de las raíces de *B. miersii*, no necesariamente, se condice con las áreas donde se alcanza la mayor profundidad.

Cuadro 4. Orientación de las raíces de *B. miersii*.

Sector	Árbol	Cuadrante	Longitud media (m)	Profundidad media (m)
Infiernillo	1	1 (N-E)	6,72±0,32	1,05±0,06
		2 (S-E)	7,40±0,29	0,99±0,07
		3 (S-O)	7,21±0,43	0,90±0,07
		4 (N-O)	8,70±0,27	0,76±0,07
	2	1 (N-E)	5,41±0,29	1,18±0,10
		2 (S-E)	4,66±0,32	0,94±0,03
		3 (S-O)	5,55±0,50	0,76±0,07
		4 (N-O)	5,53±0,26	0,87±0,11
	3	1 (N-E)	-	-
		2 (S-E)	3,30±0,56	1,14±0,09
		3 (S-O)	4,60±0,10	1,50±0,0
		4 (N-O)	0,50±0,00	0,4±0,00
	4	1 (N-E)	5,47±0,26	0,82±0,06
		2 (S-E)	5,52±0,18	0,85±0,05
		3 (S-O)	5,26±0,22	0,71±0,04
		4 (N-O)	8,72±0,53	0,57±0,05
5	1 (N-E)	1,69±0,29	0,23±0,05	
	2 (S-E)	2,33±0,30	0,70±0,19	
	3 (S-O)	1,91±0,33	0,27±0,03	
	4 (N-O)	1,21±0,38	0,12±0,02	
Los Coiles	6	1 (N-E)	6,57±0,54	0,32±0,02
		2 (S-E)	17,48±0,30	0,60±0,03
		3 (S-O)	12,12±0,91	0,46±0,04
		4 (N-O)	5,49±0,45	0,28±0,02
7	1 (N-E)	9,63±1,49	0,87±0,27	
	2 (S-E)	13,62±0,49	0,58±0,05	
	3 (S-O)	26,00±1,27	0,58±0,03	
	4 (N-O)	22,44±0,95	0,72±0,08	

Los valores corresponden a medias ± error estándar.

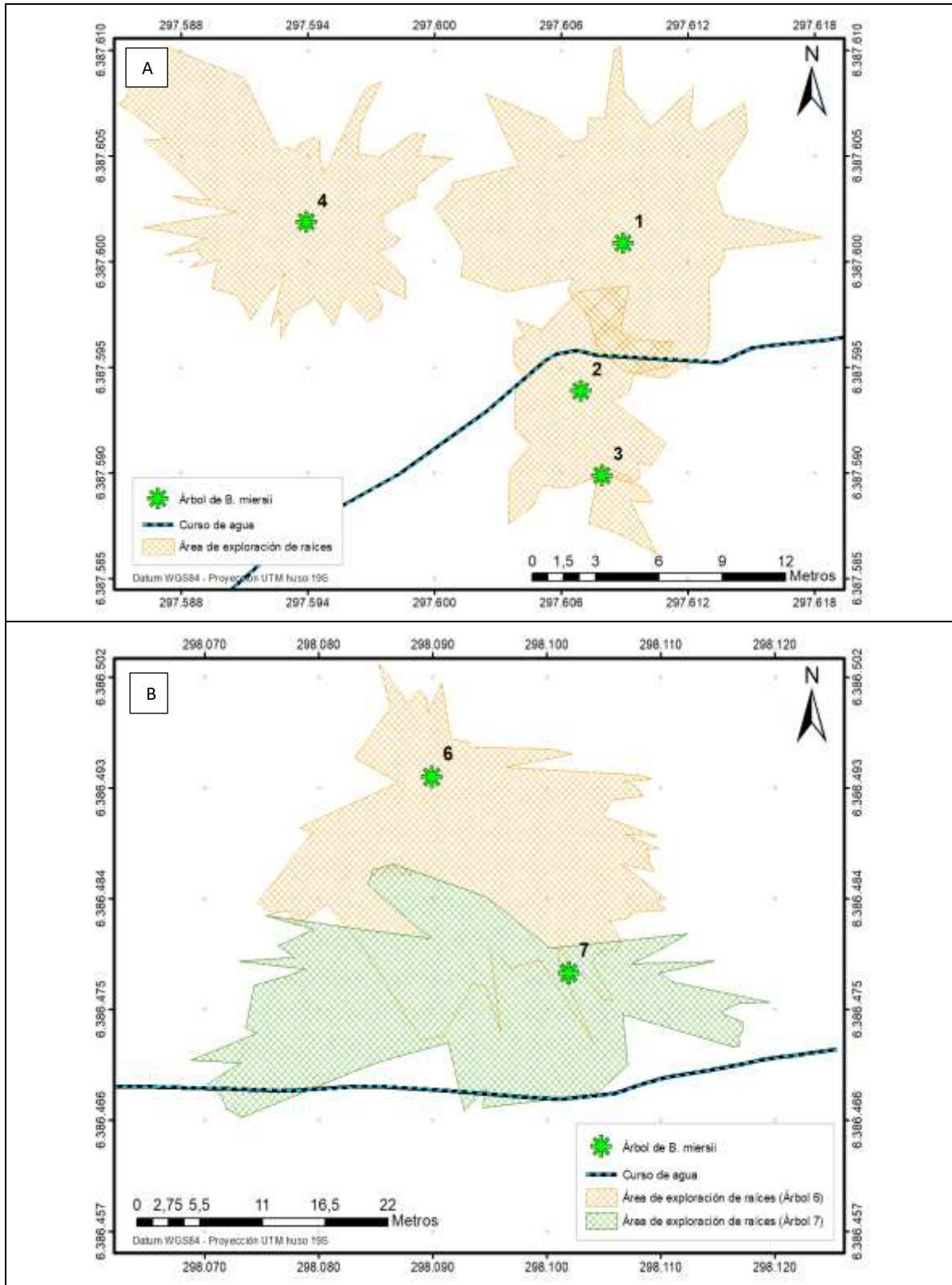


Figura 3. Representación del área de exploración de raíces y su orientación, en Infiernillo (A) y Los Coiles (B).

DISCUSIÓN

La arquitectura de raíz generalmente se refiere a la configuración espacial del sistema subterráneo, es decir, al tamaño y la ubicación explícita de las partes leñosas radicales (Kallioikoski *et al.*, 2008). Aunque la idea más difundida es que el desarrollo de una raíz se extienda en profundidad, lo cierto es que existe una importante tendencia a que las raíces exploren volúmenes superficiales del suelo (Dobson, 1995; Rizzardi y Calvo, 2019). Algunas referencias señalan que la mayoría de las raíces se encuentran en los primeros 50 cm del perfil, y gran parte de la actividad de las raíces y micorrizas se realiza en los primeros 20 cm, dependiendo de la aireación y fertilidad del suelo (Donoso *et al.*, 2002). Otros autores indican que entre el 80 y 90% del total de las raíces de los árboles se concentrarían en los primeros 100 cm del perfil del suelo (Perry, 1989; Crow, 2005; Rizzardi y Calvo, 2019). Debido a que el oxígeno suele encontrarse en la capa superior del suelo, la mayor concentración de raíces nutritivas o conductoras se presenta en esta zona. Otra característica importante a considerar es que las raíces, según su morfología y tamaño, tienen diferentes funciones (Eissenstat *et al.*, 2000) las que van cambiando a lo largo de la vida del árbol. Cuando las plantas perciben estrés por déficit de agua, las raíces tienden a seguir creciendo y penetrar en capas más profundas del suelo (Hoogenboom *et al.*, 1987; Sponchiado *et al.*, 1989). Las raíces profundas se componen en gran parte de raíces finas (Eissenstat *et al.*, 2000). Aún existe una falta de consenso sobre qué se considera como "raíz fina". Aunque muy a menudo se considera que las raíces finas son raíces <2 mm de diámetro, las raíces <0,2 mm de diámetro pueden representar más del 50% de la longitud total de la raíz (Pallant *et al.*, 1993; Amato y Pardo, 1994; Pierret *et al.*, 2005). En este estudio, la excavación permitió un análisis de raíces, exponiéndolas hasta un diámetro de 0,5 cm lo que reduce la proporción de raíz fina, en los individuos de *B. miersii*, a los extremos finales de las raíces. Por lo tanto, se comparte el planteamiento que zonas subterráneas de la planta se expanden, principalmente de forma lateral, formando un plato que aumenta en circunferencia con el desarrollo del árbol (Moore, 2003). Pese a ello, Schenk y Jackson (2002) indican que, incluso cuando se consideren los factores externos en la modelación de la arquitectura de las raíces, las profundidades de muestreo a menudo se deciden de manera arbitraria, abordando valores que son demasiado superficiales para permitir estimaciones confiables de la profundidad de enraizamiento.

Se ha documentado en especies adaptadas a ambientes secos, que ellas presentan sistemas radiculares duales, con raíces laterales poco profundas que explotan pequeños eventos de lluvia que apenas penetran el suelo, y además con raíces profundas que aprovechan fuentes de agua profunda (Canadell y Zedler 1995). Otros autores indican que frente a la escasez hídrica del suelo, las plantas aumentan la densidad radicular penetrando a mayor profundidad (Hoogenboom *et al.*, 1987; Sponchiado *et al.*, 1989). Por lo tanto, la profundidad de enraizamiento tiene directa relación con la capacidad de las plantas para extraer agua del suelo en profundidad (Padilla y Pugnaire, 2007). Esta característica sería esencial para especies esclerófilas de clima mediterráneo, que deben mantener el estado hídrico fundamental durante toda la temporada estival (Rundel *et al.*, 2019) y ahora incluso, durante los secos inviernos.

B. miersii es una especie altamente dependiente del agua edáfica (Amigo y Flores-Toro, 2012), de raíces poco profundas o superficiales (*shallow-rooted*) como *Cryptocarya alba* (Ovalle *et al.*, 2015), con la característica principal de ser menos tolerantes a eventos de sequía. Las raíces superficiales se caracterizan por concentrar la producción de raíces finas en los primeros 40 cm del suelo (Hoffmann y Kummerow, 1978; Machado *et al.*, 2017). Cameron (1963) describe en su estudio de *Beilschmiedia tawa* (A. Cunn.) Benth. et Hook. f. ex Kirk como una masa de raíces de tamaño relativamente uniforme integradas en la parte superior y cercana al fuste (*shallow-rooted*), y con raíces laterales (*deep-rooted*) que se extienden hasta descender oblicua y verticalmente. Se dificulta la identificación de una raíz principal.

El desarrollo de las raíces en profundidad, *B. miersii* comparte características con otras especies nativas y exóticas. Por ejemplo, Hoffmann y Kummerow (1978) encontraron individuos de *Lithraea caustica* (Molina) Hook. et Arn. que desarrollaban raíces gruesas a más de 60 cm de profundidad. Comparativamente, *Cryptocarya alba* (Molina) Looser tenía un enraizamiento menos profundo y *Colliguaja odorifera* Molina tenía un sistema de raíces poco profundo con raíces finas en la capa de suelo de 20 a 40 cm. Watson y O'Loughlin (1990), en un estudio realizado en *Pinus radiata* D. Don, encontraron que todas las raíces laterales se limitaron al metro superior del perfil del suelo, y hasta un 75% ocurrió en la zona de 0-50 cm. Los árboles de *B. miersii* evaluados, alcanzaron profundidades medias de entre 35 y 110 cm. Extraño es el comportamiento distante que posee con respecto a un

individuo maduro de *B. tawa*, estudiado en Nueva Zelanda, donde la profundidad del sistema radical fue de 1 a 2 m, siendo menos profundos en suelos más compactos (Cameron, 1963). Este comportamiento podría estar influenciado por factores externos al crecimiento de la raíz como la profundización de la humedad a lo largo del perfil del suelo (Padilla y Pugnaire, 2007). Lo cierto es que los sistemas de raíces poco profundos, presentan un alto estrés hídrico y el cese del crecimiento durante los meses de verano (Rundel *et al.*, 2019; Giliberto y Estay 1978, Poole y Miller 1978, Hoffman y Kummerow, 1978).

Se observó que la distancia y la longitud promedio de las raíces se correlaciona mejor con el DAP y con la altura. Esto coincide con lo observado en ciertas excavaciones, donde la extensión de las raíces se correlacionó con la altura del árbol (Gilman, 1988; Rizzardi y Calvo, 2019). Igualmente, Kraemer *et al.* (1996) indicaron que la altura del árbol resulta en un buen predictor de la biomasa, la longitud, la penetración de la raíz principal y la extensión de la raíz lateral, en *Juniperus occidentalis* Hook. (R^2 de 0,82 a 0,96). Sin embargo, Pierret *et al.* (2016) señalan que no existe una base sólida para asumir un rango estrecho de proporcionalidad entre la altura del dosel y la profundidad máxima de enraizamiento entre las especies. Por otra parte, Thomas (2014) indica que, en los árboles de bosques templados, la extensión total de raíces suele ser de 2 a 3 veces el radio de la copa, e incluso hasta 4 veces en suelos arenosos secos. Según este autor, y como alternativa, la extensión de las raíces se puede estimar como 1,5 a 2 veces la altura del árbol. Muy diferente a lo observado por Cameron (1963) con la excavación de un individuo maduro de *B. tawa*, que exhibió un sistema radical denso, compacto desarrollado lateralmente con 3 a 5 m de radio, lo que representa menos de la mitad del radio promedio de copa. En el caso de *B. miersii*, y considerando la distancia máxima de las raíces más largas registradas en este estudio, la extensión podría acercarse a 3,5 veces el radio promedio de copa, y 1,5 veces la altura del árbol. En la práctica, el radio promedio de copa podría usarse como una variable independiente, pero implica mayor cantidad de datos a registrar y su correlación es menor a la encontrada con el DAP y la altura del árbol en este estudio. La distribución de las raíces es un factor relacionado con las especies individuales, pero, en términos de proyección horizontal, el área de la raíz siempre excede el área de la copa (Sanesi *et al.*, 2013). La estimación del radio de copa no es un predictor certero a menos que se establezca una relación para una especie en particular. Incluso entonces, estas relaciones pueden no ser válidas para árboles maduros (Day *et al.*, 2010)

La distancia máxima de raíz encontrada para un belloto del norte de 68,6 cm de DAP y 21 m de altura fue de 27 m y una longitud máxima de 36 m. Comparativamente, esta extensión de raíz es mayor a otros casos encontrados. Por ejemplo, en árboles de *P. radiata* de DAP 20, 45 y 60 cm, se han encontrado extensiones de 3, 6 y 10 m aproximadamente en cada caso. Las raíces laterales tenían una longitud máxima de 4,7; 6,4 y 10,4 m a las edades de 8, 16 y 25 años, respectivamente (Watson y O'Loughlin, 1990). En *J. occidentalis* se han encontrado raíces laterales a 5,7 m del tronco, ocupando 102 m² de suelo y concentradas en los 25 cm superiores del perfil. Otro estudio, en un ejemplar de *Quercus suber* L., de 40 cm de diámetro, 13 m de altura y 90 años de edad, describe un sistema radical periférico de unos 6 m aproximadamente, donde las raíces gruesas del árbol se distribuían laxamente y predominaban las raíces finas (Verdaguer y Molinas, 1992). Algunos ejemplares de roble (*Quercus*), álamo (*Populus*) o arce rojo (*Acer rubrum* L.) pueden presentar raíces laterales de hasta 30 m de desde el tronco. Otras especies, como *Fraxinus excelsior* L. tienen raíces pioneras largas, de rápido crecimiento y moderadamente ramificadas, que pueden alcanzar hasta cuatro veces el radio de copa (Thomas, 2014), similar a lo encontrado en *B. miersii*.

La longitud y distancia de las raíces encontradas en este estudio sirven de referencia para definir la Zona de Protección de Árboles (*Tree Protection Zone*; TPZ) o Zona de Protección de Raíces (*Root Protection Zone*; RPZ) (Milandinovic, 2016), basado en el diámetro del árbol. Este espacio corresponde al área crítica o mínima de enraizamiento del árbol, donde al realizar cualquier construcción o intervención se podrían dañar las raíces y afecta la salud de los árboles. Resulta interesante plantear la necesidad de incluir este aspecto en la planificación de actividades de desarrollo que impliquen pérdida o daño a los árboles. La habilidad de una planta de modificar las características de sus raíces puede ser un mecanismo clave para evitar el estrés déficit o estrés hídrico (Olmo *et al.*, 2014).

El crecimiento direccional de las raíces en relación a la disponibilidad de agua se conoce como hidrotropismo y comienza en la cofia con la percepción del gradiente de humedad (Cassab y Sanchez, 2006). Por mucho tiempo se ha aceptado que en la mayoría de los suelos las raíces son bastante superficiales, ya que las condiciones del subsuelo son a menudo poco favorables a su desarrollo,

anaerobio y con barreras físicas como por ejemplo la roca madre (Moore, 2003). Otros autores, señalan que las raíces laterales en la mayoría de las plantas comienzan creciendo horizontalmente y luego, eventualmente, giran para crecer en o cerca de la vertical (Malamy, 2005). Pese a las discrepancias, la mayoría de los modelos de crecimiento de raíces de árboles asumen una densidad de raíces finas decreciente con la profundidad y la distancia desde el tallo del árbol (Mulia y Dupraz, 2006).

Al analizar las raíces de *B. miersii* en función de la orientación, la variable más afectada corresponde a la profundidad, con un desarrollo radical mayor hacia el Este en la mayoría de los árboles, justamente en dirección hacia el curso de agua. Menos claro fue el parámetro de longitud, donde en algunos casos las raíces más largas se orientaban en la dirección opuesta al curso de agua, y en otras ocasiones de forma paralela y en favor de la pendiente. Teóricamente, esta respuesta podría estar asociada a la búsqueda de agua de manera *más gradual*. Si bien *B. miersii* es una especie que crece en ambientes húmedos, no sería una especie adaptada a suelos saturados (hidrófita), que crezca sumergida parcial o totalmente en agua. Por ello, el movimiento de la mayoría de sus raíces será hacia zonas favorables, evitando las condiciones de anoxia o hipoxia que podrían existir en las áreas de inundación o donde la presión física que ejerce el agua pudiera dañar las raíces (Moreno *et al.*, 2020). Los resultados y lo observado en terreno, muestran que el sistema de raíces privilegia estar en áreas húmedas, presentando una proporción pequeña de raíces que se encuentran en el área por donde escurre el agua. Se necesitan más estudios relacionados para desarrollar esta idea.

CONCLUSIONES

Los resultados observados en *B. miersii* concuerdan con lo descrito en otras especies arbóreas, donde las raíces exploran volúmenes superficiales del suelo, principalmente en los primeros 100 cm de profundidad. El DAP y la altura del árbol son buenos indicadores para estimar la distancia y la longitud de las raíces en *B. miersii*.

Para un belloto del norte de 68,6 cm de DAP y 21 m de altura, la distancia máxima de raíz fue de 27 m y la longitud máxima de 36 m. Los resultados son aplicables para definir zonas de protección en lugares donde crece belloto del norte. También pueden servir de referencia para especies de características similares.

Las raíces más profundas crecieron en dirección al curso de agua en la mayoría de los árboles. Menos claro fue el parámetro de longitud, donde en algunos casos las raíces más largas se orientaban en la dirección opuesta al curso de agua (pendiente arriba) y en otras ocasiones de forma paralela a este. Se recomienda seguir desarrollando estudios de este tipo y comparar estos resultados con los de otras especies nativas de Chile central.

REFERENCIAS

- Amato, M. & Pardo, A. (1994). Root length and biomass losses during sample preparation with different screen mesh sizes. *Plant and Soil*, 161(2): 299-303. <https://doi.org/10.1007/BF00046401>.
- Amigo, J. & Flores-Toro, L. (2012). Revisión sintaxonómica de los bosques esclerófilos de Chile Central: la alianza *Cryptocaryon albae*. *Lazaroa*, 33. Pp: 171-196. ISSN: 0210-9778.
- Arellano, E. & Morales, N. (2006). Traslado de árboles adultos: Al rescate del Belloto del Norte. *Revista Agronomía y Forestal UC*, 29. Pp: 26-29.
- Barrera, J., Rivera, J. & Cadena, M. (2013). Influencia del sistema radical de cuatro especies vegetales en la estabilidad de laderas a movimientos masales. *Revista Cenicafé*, 64(2): 59-77. ISSN: 01200275.
- Brito-Rozas, E. & Flores-Toro, L. (2014). Estructura y dinámica de los bosques de belloto el norte (*Beilschmiedia miersii*) de la Cordillera El Melón, comuna de Nogales, región de Valparaíso, Chile. *Bosque*, 35(1): 13-21. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000100002>.
- Cabello, Á. (2013). *Beilschmiedia miersii* (Gay) Kosterm, Belloto del Norte, Familia: Lauraceae. En: Donoso, C. (Ed). Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Marisa Cuneo Ediciones. Segunda Edición. Valdivia, Chile. Pp: 181-186. ISBN: 9789567173310.
- Cameron, R.J. (1963). A study of the rooting habits of rimu and tawa in pumice soils. *New Zealand journal of forestry*, 8(5): 771-785.

- Canadell, J. & Zedler, P.H. (1995). Underground Structures of Woody Plants in Mediterranean Ecosystems of Australia, California, and Chile. En: Arroyo, M.T.K., Zedler, P.H. & Fox, M.D. (Eds). Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California, and Australia. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), 8. Pp: 177-210. ISBN: 9781461224907.
- Cassab, G. & Sánchez, Y. (2006). Diferenciación y Crecimiento Diferencial: La Capacidad Motriz de Las Plantas. En: Squeo, F.A. & Cardemil, L. (Eds). Fisiología Vegetal. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena, Chile. Capítulo XVII (17): 1-26.
- Crow, P. (2005). The Influence of Soils and Species on Tree Root Depth. Environmental and Human Sciences Division. Forest Research Alice Holt Lodge. Farnham Surrey. Forestry Commission. Edinburgh. UK. ISSN: 14603802.
- Day, S. D., Wiseman, E., Dickinson, S., & Harris, J. Roger. (2010). Contemporary concepts of root system architecture of urban trees. *Arboriculture & Urban Forestry*, 36(4): 149-159.
- Dobson, M. (1995). Tree root system. Arboriculture Research and Information note. AAIS – Arboricultural Advisory and Information Service. Note 130/95/ARB.
- Donoso, C. & Cabello, Á. (1978). Antecedentes fenológicos y de germinación de especies leñosas chilenas. *Ciencias Forestales*, 1(2): 31-41.
- Donoso, S., Ruiz, F. & Herrera, M. (2002). Distribución y cantidad de biomasa de raíces finas en plantaciones clonales de *Eucalyptus globulus*. *Ciencias Forestales*, 16(1-2): 3-10.
- Eissenstat D.M., Wells C.E., Yanai R.D. & Whitbeck J.L. (2000). Building roots in a changing environment: implications for root longevity. *New Phytol.*, 147. Pp: 33–42. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00686.x>.
- Foxx, T., Tierney, G. & Williams, J. (1984). Rooting Depths of Plants Relative to Biological and Environmental Factors. Los Alamos, New Mexico 87545. U.S. Government Printing Office.
- Giliberto, J. & Estay, H. (1978). Seasonal water stress in some Chilean matorral shrubs. *Botanical Gazette*. 139(2): 236-240. <https://doi.org/10.1086/336995>.
- Gilman, E. (1988). Predicting root spread from trunk diameter and branch spread. *Arboricultural Journal*, 13:1, 25-32. *Journal of Arboriculture*. 14(4). 85-89. <https://doi.org/10.1080/03071375.1989.9756398>.
- Hechenleitner, P., Gardner, M., Thomas, P., Echeverría, C., Escobar, B., Brownless, P. & Martínez, C. (2005). Plantas Amenazadas del Centro-Sur de Chile. Distribución, Conservación y Propagación. Primera Edición. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. Valdivia, Chile. 188 p.
- Hoffmann, A. & Kummerow, J. (1978). Root studies in the Chilean matorral. *Oecologia*, 32(1): 57-69. <https://doi.org/10.1007/BF00344689>.
- Hoogenboom, G., Peterson, C., & Huck, M.G. (1987). Shoot growth rate of soybean as affected by drought stress. *Agronomy Journal*, 79(4): 598-607. <https://doi.org/10.2134/agronj1987.00021962007900040003x>.
- Kalliokoski, T., Nygren, P. & Sievänen, R. (2008). Coarse root architecture of three boreal tree species growing in mixed stands. *Silva Fenica*, 42(2): 189-210. <https://doi.org/10.14214/sf.252>.
- Kramer, P. & Boyer, J. (1995). Water relations of plants and soils. Chapter 5. Roots and Root Systems. Department of Botany. Duke University, Durham, North Carolina. Academic Press. San Diego, California, USA. Pp: 115-166.
- Kraemer, S., Miller P.M. & Eddleman L.E. (1996). Root system morphology and development of seedling and juvenile *Juniperus occidentalis*. *Forest Ecology and Management*, 86(1–3): 229-240. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03769-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03769-3).
- Kremer, K., Promis, Á., Mancilla, G. & Magni, C. (2019). Leaf litter and irrigation can increase seed germination and early seedling survival of the recalcitrant-seeded tree *Beilschmiedia miersii*. *Austral Ecology*, 44. Pp: 86-94. <https://doi.org/10.1111/aec.12655>.
- Machado, B., Magro, M., Silva de Souza, D., Rufato, L. & Anneliese, A. (2017). Study on the growth and spatial distribution of the root system of different european pear cultivars on quince rootstock combinations. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 40(2): 7 p. <https://doi.org/10.1590/0100-29452018108>.
- Malamy, J. E. (2005). Intrinsic and environmental response pathways that regulate root system architecture. *Plant, cell & environment*, 28(1): 67-77. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01306.x>.
- Milandinovic, V. (2016). Tree protection policy and specifications for construction near trees. Toronto, Canadá. 18 p. En: <https://www.toronto.ca/data/parks/pdf/trees/tree-protection-specs.pdf>.

- Ministerio de Agricultura. (1995). Decreto 13. Declara Monumento Natural las Especies Forestales Queule, Pitao, Belloto del Sur, Belloto del Norte y Ruil. Santiago. 2 p.
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia, (2008). Aprueba y oficializa nómina para el segundo proceso de clasificación de especies según su estado de conservación. N°50. Diario Oficial de la República de Chile N° 39.100. Chile.
- Moore, W. (2003). El modelo de las zonas del árbol. *Arbres et Sciences*, 8(2): 37p.
- Morales, N., Becerra, P., Arellano, E. & Gilabert, H. (2015). Effect of large and small herbivores on seed and seedling survival of *Beilschmiedia miersii* in central Chile. *Bosque*, 36(1): 127-132. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002015000100014>.
- Moreno, M., Pineda, J., Colinas, M. T. & Sahagún, J. (2020). El oxígeno en la zona radical y su efecto en las plantas. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 11(4): 931-943.
- Mulia, R., y Dupraz, C. (2006). Unusual fine root distributions of two deciduous tree species in southern France: what consequences for modelling of tree root dynamics?. *Plant and Soil*, 281(1): 71-85. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-3770-6>.
- Novoa, P. (2004). Determinación del grado de amenaza del belloto del norte (*Beilschmiedia miersii* Kosterm, Lauraceae), mediante el uso de la metodología UICN 2001. Versión 3.1. *Chloris Chilensis* Año 7 N° 2. URL: <http://www.chlorischile.cl>. Basado en el Documento Técnico N° 387 de la Oficina de Estudios y Planificación, CONAF - V Región. En: <http://www.chlorischile.cl/bellotonovoa/bellotopaper.htm>.
- Olmo, M., Lopez-Iglesias, B. & Villar, R. (2014). Drought changes the structure and elemental composition of very fine roots in seedlings of ten woody tree species. Implications for a drier climate. *Plant and Soil*, 384(1): 113-129. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2178-6>.
- Ovalle, J., Arellano, A. & Rossana G. (2015). Trade-Offs between Drought Survival and Rooting Strategy of Two South American Mediterranean Tree Species: Implications for Dryland Forests Restoration. *Forests*, 6(10): 3733-3747. <https://doi.org/10.3390/f6103733>.
- Padilla, F.M. & Pugnaire, F.I. (2007). Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Functional Ecology*, 21(3): 489-495. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01267.x>.
- Pallant, E., Holmgren, R.A., Schuler, G.E., McCracken, K.L. & Drbal, B. (1993). Using a fine-root extraction device to quantify small-diameter corn roots (≤ 0.025 mm) in field soils. *Plant and Soil*, 153. Pp: 273 – 279. <https://doi.org/10.1007/BF00013000>.
- Perry, T. (1989). Tree Roots: Facts and Fallacies. *Arnoldia*, 49(4): 3-29.
- Pickles, B. & Simard, S. (2017). Chapter 18 - Mycorrhizal networks and forest resilience to drought. En: Collins, N; Gehring, C y Jansa, J. (Eds). *Mycorrhizal mediation of soil: Fertility, Structure, and Carbon Storage*. Elsevier. Pp: 319-339. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804312-7.00018-8>.
- Pierret, A., Moran, C.J. & Doussan, C. (2005). Conventional detection methodology is limiting our ability to understand the roles and functions of fine roots. *New Phytologist*, 166. Pp: 967–980. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01389.x>.
- Pierret, A., Maeght, J., Clément, C., Montoroi, J., Hartmann, C., & Gonkhamdee, S. (2016). Understanding deep roots and their functions in ecosystems: an advocacy for more unconventional research. *Annals of botany*, 118(4): 621-635. <https://doi.org/10.1093/aob/mcw130>.
- Poole, D.K. & Miller, P.C. (1978). Water-related characteristics of some evergreen sclerophyll shrubs in central Chile. *Oecologia Plantarum*, 13. Pp: 289-299.
- Rizzard, S. & Calvo, G. (2019). Sistema radicular de los árboles en ámbitos urbanos. *Terra Mundus*, 5(1): 1-23.
- Rodríguez, R., Mattei, O. & Quezada, M. (1983). *Flora arbórea de Chile*. Editorial de la Universidad de Concepción. Concepción, Chile. Pp: 83-85.
- Rundel, P.W., Sharifi, M.R., Vu, M.K., Montenegro, G., & Mooney, H. (2019). A Seasonal patterns of growth phenology and nutrient dynamics in four matorral shrubs in Central Chile. *Gayana Botánica*, 76(2): 208-219. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-66432019000200208>.
- Sanesi, G., Laforzezza, R., Colangelo, G., Marziliano, P. & Davies, C. (2013). Root system investigation in sclerophyllous vegetation: an overview. *Italian Journal of agronomy*, 8(2): 121-126. <https://doi.org/10.4081/ija.2013.e17>.

- Serra, M. T., Gajardo, R. & Cabello, Á. (1986). *Beilschmiedia miersii*. Programa de protección y recuperación de la flora nativa de Chile. Ficha técnica de especies amenazadas. Corporación Nacional Forestal (CONAF). 23 p.
- Schenk, H.J. & Jackson, R.B. (2002). The global biogeography of roots. *Ecol. Monogr.*, 72(3): 311–328. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2002\)072\[0311:TGBOR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2002)072[0311:TGBOR]2.0.CO;2).
- Simard, S. (2012). Mycorrhizal networks and seedling establishment in Douglas-fir forests (Chapter 4). En: Southworth, Darlene (Ed.). *Biocomplexity of Plant–Fungal Interactions*, First Edition. London: John Wiley & Sons, Inc. Pp: 85-107. <https://doi.org/10.1002/9781118314364.ch4>.
- Simard, S., Asay, A.K., Beiler, K.J., Bingham, M.A., Deslippe, J.R., He, X., Philip, L.J., Song, Y. & Teste, F.P. (2015). Resource transfer between plants through ectomycorrhizal networks. En: Horton, TR (Ed.). *Mycorrhizal networks, Ecological studies (Analysis and Synthesis)*, vol. 224. Springer, Dordrecht. Pp: 133-176. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-7395-9>.
- Sponchiado, B.N., White, J.W., Castillo, J.A, & Jones, P.G. (1989). Root growth of four common bean cultivars in relation to drought tolerance in environments with contrasting soil types. *Experimental Agriculture*, 25(2): 249-257. <https://doi.org/10.1017/S0014479700016756>.
- Thomas, P. (2014). *Trees: their natural history* Trees Their Natural History. Chapter 4: Roots: the hidden tree. (How far do roots spread?). Second edition. Keele University, UK. Cambridge University Press. United Kingdom. 110 p. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139026567>.
- Verdaguer, D. & Molinas, M. (1992). Anatomía y caracterización del sistema radicular del alcornoque. *Scientia gerundensis*, 18. Pp: 39-51.
- Watson, A. & O’Loughlin, C. (1990). Structural root morphology and Biomass of three age-classes of *Pinus radiata*. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 20(1): 97-110. ISSN: 0048-0134



ARTÍCULO

Biodiversidad y Obras de Conservación de Agua y Suelo (OCAS) Forestadas con Especies Vegetales en Ecosistemas Áridos de la Región de Coquimbo

Silva, Sergio I.^{1*}; Gacitúa, Sandra¹; Hernández, José¹; Montenegro, Jaime¹; Jiménez, Ismael¹ & Silva-Arangui, Enrique².

¹ Instituto Forestal Sede Diaguita, Chile. ssilva@infor.cl

² CAPES-UC

*Autor para correspondencia.

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.549>

Recibido: 10.07.2021; Aceptado 24.08.2021

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar el efecto del uso de Obras de Conservación de Agua y Suelo (OCAS) sobre la biodiversidad en ecosistemas áridos de la Región de Coquimbo, se estudió la componente biodiversidad vegetal y fauna en cuatro áreas: 1) Con OCAS establecida en el año 1999, 2) Ambiente natural sin intervención, 3) Con OCAS establecidas en 2018 y 4) Área degradada con suelo desnudo, erosionado y perturbado.

Se realizaron mediciones estacionales de biodiversidad para las estaciones calendario primavera 2019 (octubre), verano 2020 (enero), otoño 2020 (abril), invierno 2020 (julio), primavera 2020 (octubre) y verano 2021 (enero). Durante cada medición se estableció la riqueza/abundancia de artrópodos, reptiles, aves y mamíferos. En el caso de la vegetación, se determinó la riqueza florística y cobertura vegetal.

Los resultados muestran que el área con OCAS establecidas hace 23 años y el área con ambiente natural sin intervención presentan mayor biodiversidad que los otros dos sitios evaluados (OCAS establecidas hace 3 años y área degradada sin OCAS). De esta manera, las OCAS con vegetación junto con acumular agua y conservar suelo, contribuirían a la osificación de estas áreas degradadas, traduciéndose en una recuperación importante de la biodiversidad de aves y artrópodos presentes, permitiendo concomitantemente disminuir la fragmentación y permitiendo la conectividad biológica (corredores biológicos) con otras áreas naturales de la Región.

Palabras clave: Obras de Conservación de Agua y Suelos (OCAS), Biodiversidad, Oasificación.

SUMMARY

In order to evaluate water and soils conservation practices effect on biodiversity in arid ecosystems in Coquimbo Region, Chile, the plant and animal biodiversity component was studied in four areas: 1) With OCAS established in the year 1999, 2) Natural environment without OCAS intervention, 3) With OCAS established in 2018 and 4) Degraded area.

Seasonal measurements of biodiversity were made for the calendar seasons spring 2019 (October), summer 2020 (January), autumn 2020 (April), winter 2020 (July), spring 2020 (October) and summer 2021 (January). The richness/abundance of arthropods, reptile, birds and mammals were evaluated during each season. The floristic richness and plant cover were determined in the case of vegetation.

The results show that the area with OCAS established 23 years ago and natural area without intervention shows greater biodiversity than the two other evaluated sites (OCAS established 3 years ago and degraded area without OCAS). In this way, OCAS with vegetation, water accumulation and soil conservation, would contribute to the ossification of these degraded areas, obtaining an important recovery of the biodiversity of birds and arthropods, and also manages to reduce fragmentation and allowing biological connectivity (biological corridors) with other natural areas of the region.

Key words: Soils and Water Conservation, biodiversity, oasification.

INTRODUCCIÓN

La región de Coquimbo, de acuerdo a sus características fitogeográficas y climáticas, se encuentra clasificada mayoritariamente como una zona árida y con altos niveles de degradación (CIREN, 2012; Gore Coquimbo, 2017; DGA, 2021), cuya afectación cubre un 96% del territorio en condición de riesgo de desertificación grave y media y solo un 4% con riesgo de desertificación leve (CIREN, 2012).

Las actividades antrópicas están sindicadas como las mayores responsables del estado actual de los suelos en la región; esta condición se originó en un principio por una fuerte explotación de leña y producción de carbón y posteriormente, durante los últimos treinta años, debido al masivo cultivo de grandes superficies de trigo y cereales (CIREN, 2010; CONAF, 2021).

Las pérdidas de suelos pueden llegar a las 20 (t/ha/año) en sectores montañosos, mientras que en sectores de serranía ellas alcanzarían una cifra entre 2 y 10 (t/ha/año). En las zonas de cultivo en laderas las pérdidas podrían alcanzar a 50 (t/ha/año) lo que conduce a una fuerte degradación del suelo en un período de 15 a 20 años (Jorquera, 2001; AGRIMED, 2017).

Las comunas con mayor proporción de suelos erosionados bajo alguna de sus categorías son Canela-Illapel (93,8%), la Higuera (94,8%) y Punitaqui (93,8%). Con respecto a los suelos de las comunas de Canela-Illapel, se encuentran entre los más antiguos del país, llegando a constituir duripanes que limitan la penetración de las raíces, con pérdida de material orgánico en su estructura superficial, generado en gran medida por el mal manejo representado por el sobrepastoreo, extracción de leña, aradura de suelos en pendientes y monocultivo de cereales (Morales *et al.*, 2016; CIREN, 2010, 2012; Gore Coquimbo, 2010, 2016).

En cuanto al recurso hídrico, la región presenta 3,9 millones de hectáreas afectadas por sequía grave, siendo la población rural la más vulnerable a sus efectos (CONAF, 2016). Esto significa que la disponibilidad de agua no alcanza a satisfacer la demanda para sus distintos usos, cuyas causas son producto del incremento de la erosión de los suelos, la pérdida de infiltración de agua en napas freáticas, el uso inadecuado del agua y la alta competencia que existe por la utilización de este recurso en el marco de una legislación deficiente que permite su sobreexplotación por intereses económicos foráneos (Larraín *et al.*, 2010; Gore Coquimbo, 2017).

La vulnerabilidad de los ecosistemas y la biodiversidad de las zonas rurales de la región de Coquimbo se ven empeoradas aún más por el fenómeno del cambio climático, producto de la intensificación de las alteraciones en los patrones climáticos a una velocidad superior a la capacidad adaptativa de los organismos vivos.

La fragmentación de los ecosistemas es considerada como una de las principales causantes de grandes cambios en el ambiente físico-biótico, en donde composición, estructura y función original de un ecosistema se han alterado (por ejemplo, la pérdida en la conectividad, la creación de bordes sobre el hábitat o el aislamiento de fragmentos), provocando dinámicas muy diferentes sobre las poblaciones biológicas que allí habitan (Bustamante y Grez, 1995; Bennett, 1998, 2003; Vásquez y Simonetti, 1999, Awade y Metzger, 2008).

Estos factores modifican la composición y abundancia de las especies de un ecosistema pudiendo facilitar o impedir el mantenimiento de algunas de ellas, por lo que distintos grupos de organismos (ej. insectos, reptiles, aves y mamíferos) han sido considerados útiles para evaluar la calidad, recuperación del hábitat y cambios en las interacciones tróficas (Sarmiento *et al.*, 2002; Pizarro *et al.*, 2004; Arim *et al.* 2007, McRae *et al.*, 2012).

En la lucha contra la desertificación en zonas áridas se ha actuado habitualmente con técnicas tradicionales de repoblación vegetal. Sin embargo, en estos lugares es preciso diseñar la restauración de la vegetación con criterios de economía del agua. Hay que apostar por invertir el proceso de desertificación mediante su opuesto, es decir, mediante la oasisificación (Pizarro *et al.*, 2004; Martínez de Azagra *et al.*, 2006; Mongil y Martínez de Azagra, 2006, Perret *et al.*, 2011). Se trata de crear pequeñas estructuras de tierra que frenen la escorrentía que fluye por la ladera (OCAS), consiguiendo no solo un microclima más húmedo en el suelo de la zona de plantación, sino mejores condiciones edáficas, factores que ayudan a la instalación de vegetación nativa, que revierta el proceso de degradación y a su vez recupere servicios ecosistémicos, entre ellos, la biodiversidad (Hernández *et al.*, 2020).

Desde esta perspectiva, los enfoques multipropósito que involucren sistemas agroforestales, OCAS y elaboración de modelos predictivos pueden apoyar la toma de decisiones sobre la priorización de áreas dentro de los paisajes en donde la oasisificación mediante la implementación de OCAS traerá no solo la conservación de agua y suelo, sino que muy probablemente altos beneficios para la biodiversidad (Rappaport *et al.*, 2015 Tambosi *et al.*, 2014; Pizarro *et al.*, 2004; Gacitúa *et al.*, 2020).

El Instituto Forestal desde hace 25 años aproximadamente ha establecido OCAS en la zona centro norte de Chile, obras que permiten fundamentalmente cosechar aguas lluvias, agua que se acumula en el suelo e infiltra hacia las napas subterráneas, constituyéndose en un aporte hídrico para la vegetación y también para la sociedad.

Estas obras contribuyen a combatir la degradación de los suelos y el deterioro de los ecosistemas, proceso que, más allá de la conservación de agua y suelo, constituye una oasisificación de estos lugares, recuperando también biodiversidad, ya que, tal como indicado previamente, con la oasisificación se aumenta la resiliencia de la vegetación y biodiversidad, es decir, se incrementa la probabilidad de recuperar los ecosistemas degradados (Perret *et al.*, 2011; Labra *et al.*, 2018; González *et al.*, 2020; Hernández *et al.*, 2020).

OBJETIVOS

El objetivo del estudio fue evaluar el efecto del uso de Obras de Conservación de Agua y Suelo (OCAS) sobre la biodiversidad en ecosistemas áridos de la región de Coquimbo.

MATERIAL Y MÉTODO

Área de Estudio

Las áreas de estudio están ubicadas en la región de Coquimbo, provincias del Limarí y Choapa, específicamente en las comunas de Canela e Illapel, que corresponden a una estepa con influencia marina con régimen de humedad árido (AGRIMED, 2017).

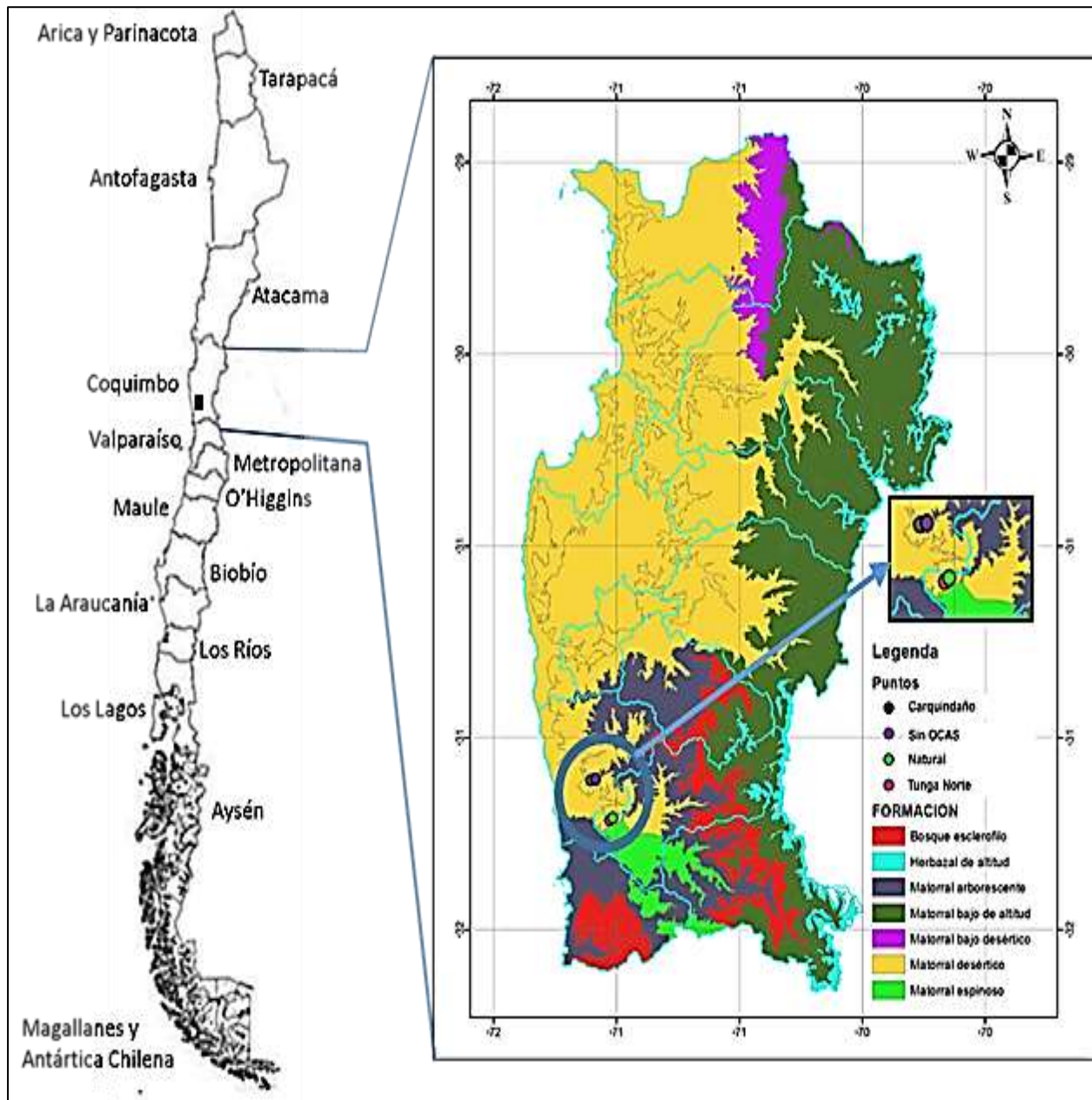
Estas áreas se ubican en predios de las Comunidades Agrícolas Carquindaño y Tunga Norte, donde el Instituto Forestal (INFOR) desde hace 25 años y en colaboración con ellas, ha establecido una red de unidades pilotos con OCAS para la recuperación de bienes y servicios ecosistémicos (Figura 1).

En términos vegetacionales se ubican en la formación Matorral Desértico, específicamente en los bordes transicionales entre los pisos del Matorral Desértico Mediterráneo Costero de *Bahia ambrosioides* y *Puya chilensis*; y el piso Matorral Desértico Mediterráneo Interior de *Flourensia thurifera* y *Colliguaja odorifera* (Gajardo, 1994; Luebert y Pliscoff, 2006).

Históricamente estas áreas han estado sometidas a intensas perturbaciones de origen antrópico (ej. sobrepastoreo, extracción de leña, uso intensivo de la tierra) hecho que se traduce en fuertes procesos erosivos que han modelado su actual relieve.

Climáticamente se insertan dentro del dominio del clima de Estepa Templado Marginal, con precipitaciones con promedio anual que no supera los 100 mm. Las temperaturas medias anuales varían entre 12° y 16° C siendo su oscilación entre el mes más frío y el mes más cálido de alrededor de 8° a 10° C.

Desde un punto vista hidrográfico, estas áreas se abastecen de agua a través de una densa red de drenaje de tipo estacional con quebradas que se activan en función de las precipitaciones intensas y concentradas durante los meses de invierno (junio-agosto; Jorquera, 2001; Flores *et al.*, 2010; AGRIMED, 2017).



(Fuente: elaboración propia usando formciones de Luebert y Pliscoff, 2006)

Figura 1. Mapa de la Región de Coquimbo Indicando las Áreas de Estudio

Para el desarrollo del estudio fueron seleccionadas cuatro áreas en función del tiempo cronológico de intervención, descritas en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Descripción y Coordenadas Geográficas de las Áreas de Estudio.

Área de Estudio (Situaciones evaluadas)	Descripción	Tipo de OCAS Establecidas	Vegetación Establecida	Coordenadas WGS84	
				Este	Norte
Tunga Norte	Con OCAS establecida en el año 1999. Abarca 2,5 ha delimitada por cerco anti herbívoros grandes (ej. cabras, caballos)	Surco en media luna, limanes y zanjas de infiltración	<i>Eucalyptus</i> sp, <i>Prosopis chilensis</i> , <i>Quillaja saponaria</i> <i>Caesalpinia spinosa</i>	279143	649785 2
Natural	Área no intervenida, con ambiente natural	Sin OCAS	Formación matorral desértico	280462	649904 0
Carquindaño	Área con OCAS, establecida en el año 2018. Abarca 3 ha delimitada por cerco anti herbívoros grandes (ej. cabras, caballos)	Surco en media luna, limanes y zanjas de infiltración	<i>Cordia decandra</i> , <i>Prosopis chilensis</i> , <i>Acacia saligna</i> , <i>Ficus carica</i>	270832	651442 2
Sin OCAS	Área degradada con suelo desnudo y erosionado	Sin OCAS	Sin vegetación	271034	651446 1

Monitoreo de Biodiversidad

La biodiversidad presente en las distintas áreas de estudio fue monitoreada durante las estaciones calendario primavera 2019 (octubre), verano 2020 (enero), otoño 2020 (abril), invierno 2020 (julio), primavera 2020 (octubre) y verano 2021 (enero).

En cada ocasión se estableció la riqueza/abundancia de artrópodos, reptiles, aves y mamíferos; para el caso de la vegetación, la riqueza florística y cobertura se determinó en base a parcelas de inventario tanto para la el estrato arbóreo/arbustivo como para el estrato herbáceo. La metodología para evaluar cada componente en las áreas de estudio se detalla en los párrafos siguientes.

Flora: Para la caracterización de la riqueza florística y cobertura de la vegetación arbórea/arbustiva, se establecieron cinco parcelas circulares, de 8 m de radio, abarcando una superficie aproximada de 200 m².

Para el caso de la cobertura herbácea se utilizó cinco parcelas de 1 m². Las parcelas fueron distribuidas aleatoriamente dentro de cada área de estudio. Los datos obtenidos de los muestreos permiten estimar la cobertura vegetal arbórea/arbustiva y herbácea absoluta de cada parcela, definida como la proporción de la superficie del suelo cubierto por la proyección perpendicular de las especies vegetales.

Artrópodos: Fueron monitoreados mediante trampas Barber, que consisten en utilizar un vaso plástico de 100 cc de forma cónica y de 60 mm de diámetro en su boca, relleno con agua y detergente para disminuir la tensión superficial del agua. Los vasos fueron enterrados, quedando su parte superior a nivel de suelo. Se instalaron 5 estaciones de muestreo equidistantes a 15 metros entre sí, cada una compuesta por 5 Barber distanciadas al menos 50 cm una de otra.

Se contabilizó un total de 25 vasos por área de estudio, los cuales permanecieron activos por un periodo de 48 horas. La identificación de artrópodos capturados fue a nivel de Orden.

Reptiles: Se utilizaron técnicas no invasivas basadas en la recolección de evidencias directas e indirectas. Para cada área de estudio se implementó un transecto de 50 m de largo y 20 m de ancho, muestreado por dos observadores.

La modalidad de detección fue sobre la base de avistamiento durante los transectos y evidencias indirectas (huellas, mudas, fecas y presencia de restos óseos en egagrópilas). La abundancia se estimó en base al número total de individuos observados para los transectos.

Para la identificación de las especies de reptiles observados en el terreno se utilizaron guías de campo e información presente en la literatura especializada tales como Veloso y Navarro, 1988; Núñez y Jaksic, 1992; Mella, 2005; Pincheira y Núñez, 2005.

Aves: Los censos fueron realizados por un equipo de dos personas, provistos de binoculares. Esto aumenta la probabilidad de observar todas las aves que están presentes en el área, lo que permite una identificación segura de las especies (Reynolds *et al.*, 1980, Blondel *et al.*, 1981, Willson *et al.*, 1994, Jiménez, 2000).

Los puntos de observación y escucha fueron establecidos en el centro de cada área de estudio, en todos los casos el radio de observación en cada punto fue aproximadamente de 80-100 m, lo que cubre un área aproximada de 2-3 ha. Se realizaron preferentemente durante días despejados, entre las 08:00 y 10:00 horas, durante 15 minutos.

Mamíferos: Se utilizaron técnicas de muestreo del tipo no invasivo, que incluyen el uso de evidencias indirectas como fecas, huellas, pelos y madrigueras. Adicionalmente se realizaron observaciones sistemáticas a través de un único transecto de 50 metros de largo y 20 m de ancho y un punto de observación.

En cada punto se registraron los mamíferos presentes en un radio de 100 m, utilizando binoculares Bushnell (10x50) por 10 minutos. Los recuentos fueron efectuados por dos observadores, entre las 8:00 y las 18:00 horas.

Para la identificación de las distintas especies observadas y descritas se usó guías e información especializada, principalmente la contenida en Muñoz-Pedrerros y Yáñez (2000) e Iriarte (2008).

Análisis de Variables de Biodiversidad

Solo para el caso de las aves se calculó el índice de diversidad Alfa (Índice de Shannon-Weaver, Magurran, 1988; 2004), que hace referencia a la diversidad local dentro de una comunidad y el índice de diversidad Beta (Índice de Jaccard; Magurran, 1988; 2004), la cual representa el cambio en la diversidad entre dos o más comunidades (Martínez *et al.*, 2009; Armendaño y González, 2010).

Estos índices son sensibles a n muestrales bajos (< 20), lo que se traduce en sobreestimación de estos (Magurran, 1988; 2004).

-Índice de Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (1)$$

Donde:

S = Número de especies (riqueza de especies).

p_i = Proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir, abundancia relativa de la especie i): n_i/N .

n_i = Número de individuos de la especie i .

N = Número de todos los individuos de todas las especies.

El índice incluye la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies) y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia).

-Índice de Jaccard:

$$I_j = \frac{c}{a+b-c} \quad (2)$$

Donde:

a = Número de especies presentes en el sitio A.

b = Número de especies presentes en el sitio B.

c = Número de especies presentes en ambos sitios A y B.

Las comparaciones estadísticas de abundancia y riqueza de especies entre estaciones calendario se realizó mediante análisis de la varianza (ANDEVA), previa verificación que los datos cumplieran con los

requisitos de normalidad y homocedasticidad de varianzas; para comparaciones *a posteriori* se utilizó la prueba de Tukey ($\alpha=0.05$).

RESULTADOS

Riqueza Florística

Se identificó un total de 24 *taxa* de plantas vasculares, 20 especies para el área Natural, 11 para Tunga Norte, 6 para Carquindaño y 4 para Sin OCAS. En cuanto a la cobertura arbórea/arbustiva los valores en orden decendente fueron: Natural (84%) > Tunga Norte (56%) > Carquindaño (3,4%) > Sin OCAS (2,2%). Los valores de cobertura arbórea/arbustiva fueron significativamente diferentes ($F_{(3,16)}= 32,30$; $P<0,001$) y la prueba de Tukey permitió diferenciar dos grupos, el primero conformado por Tunga Norte/ Natural y otro por Carquindaño y Sin OCAS ($P<0.05$; Nivel de confianza 95%).

Para el caso de la cobertura herbácea, el patrón observado fue: Tunga Norte (86%) > Natural (33%) > Carquindaño (12%) > Sin OCAS (0,4%) (Cuadro 2). Los valores de cobertura registrados son significativamente diferentes ($F_{(3,16)}= 32,30$; $P<0,001$) y la prueba de Tukey diferenció tres grupos, uno conformado por Tunga Norte, otro por Natural y por último Carquindaño/Sin OCAS ($P<0.05$; Nivel de confianza 95%).

Cuadro 2. Especies de Flora Presentes Según Área de Estudio.

N°	Especie	Nombre común	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS
1	<i>Acacia caven</i>	espino	x	x	x	
2	<i>Acacia saligna</i>	acacia	x	x	x	
3	<i>Adesmia bedwellii</i>	varilla brava		x		
4	<i>Aristeguietia salvia</i>	salvia		x		
5	<i>Bromus sp.</i>	bromus	x	x		x
6	<i>Caesalpinia spinosa</i>	tara	x			
7	<i>Cestrum parqui</i>	palqui negro		x		
8	<i>Cistanthe grandiflora</i>	pata de guanaco		x		
9	<i>Cordia decandra</i>	carbonillo		x	x	
10	<i>Echinopsis chiloensis</i>	quisco		x	x	
11	<i>Eucalyptus cladocalyx</i>	eucalipto	x			
12	<i>Gutierrezia resinosa</i>	pichanilla	x	x		
13	<i>Helenum aromaticum</i>	manzanilla	x	x		
14	<i>Heliotropium stenophyllum</i>	palo negro				
15	<i>Lobelia polyphylla</i>	tabaco del diablo		x		
16	<i>Porlieria chilensis</i>	quayacán		x		
17	<i>Prosopis chilensis</i>	algarrobo	x	x	x	
18	<i>Proustia ilicifolia</i>	huañil		x		
19	<i>Quillaja saponaria</i>	quillay	x			
20	<i>Schinus latifolius</i>	molle		x		
21	<i>Schinus polygamus</i>	huingán		x		x
22	<i>Senecio sp.</i>	senecio	x	x		x
23	<i>Senna cumingii</i>	alcaparra		x	x	x
24	<i>Stipa sp.</i>	gramínea	x	x		
Cobertura arbórea/arbustiva (%)			56,0	84,0	3,4	2,2
Cobertura herbáceas (%)			86,0	33,0	12,0	0,4
Riqueza florística			11	20	6	4

Composición de Especies Fauna (artrópodos, reptiles, aves, mamíferos)

El análisis por especie (Cuadro 3), independiente del área de estudio, indica que durante el periodo de monitoreo se registró en total 29 aves paserinas, 2 falconiformes (tiuque y cernícalo) y 1 Strigiforme (chuncho). Dentro del grupo de las aves paserinas destaca la abundancia del chincol, diuca, picaflor chico, yal y cachudito (10, 9, 9, 7 y 7 individuos, respectivamente).

Los artrópodos registrados representan 7 órdenes (Scorpiones, Araneae, Orthoptera, Coleoptera, Hymenoptera, Diptera y Lepidoptera), le siguen los mamíferos con dos especies (*Phyllotis darwini* y *Spalacopus cyanus*); y por último se registró sólo un reptil (*Liolaemus lemniscatus*). Los mayores valores observados de artrópodos se registraron para el área Natural (sin intervención) y en Tunga Norte (OCAS de 23 años).

Desde el punto de vista estacional, los mayores valores tanto de abundancia como de riqueza de especies correspondieron a la estación primavera, periodo en que la mayoría de las especies están culminando su etapa reproductiva, por lo tanto, hay un reclutamiento de nuevos individuos a la comunidad existente en el área (Cuadro 4).

La riqueza de especies de artrópodos para el área Tunga Norte, es decir, con OCAS de 23 años y área Natural no intervenida, fueron significativamente mayor que lo detectado en las áreas Carquindaño y Sin OCAS, con máximos estacionales de 7 Órdenes para ambos casos.

En cambio, en Carquindaño y área degradada sin OCAS, los valores máximos estacionales observados fueron de 3 Órdenes para ambos casos ($F_{(3,20)}= 25,53$; $P<0,001$).

En el caso de las aves, se observa un patrón de diversidad similar al de artrópodos, con máximos valores estacionales de diversidad de aves en áreas de estudio Natural y Tunga Norte, en cambio, para las áreas Carquindaño y Sin OCAS se observan los menores registros, con 21,16, 5 y 2 especies, respectivamente, $F_{(3,20)}= 38,85$; $P<0,001$ (Cuadro 3, Figura 2).

En Tunga Norte se detectó al reptil *Liolaemus lemniscatus* y a los roedores *Phyllotis darwini* y *Spalacopus cyanus*, este último un mamífero fosorial que prefiere hábitat abiertos bien drenados, de suelo blando y con gran cubierta vegetal de matorrales y praderas, mayor al 60% (Root-Bernsteina y Jaksic, 2015), tal como ocurre en Tunga Norte.

Los grupos taxonómicos más representados fueron las aves y artrópodos, alcanzando sus máximos de biodiversidad durante primavera y verano, seguido por los reptiles y mamíferos (Cuadro 4, Figura 2).

Para las áreas Carquindaño y Sin OCAS no se registró presencia de reptiles ni mamíferos.

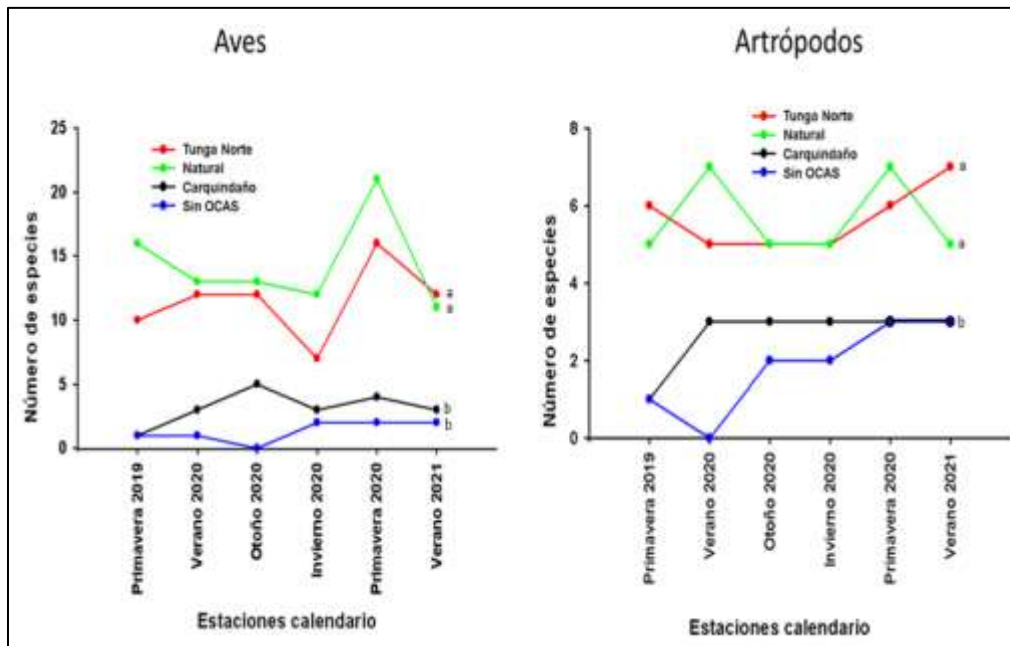


Figura 2. Riqueza de Especies para los Dos Grupos Taxonómicos Más Representados en las Áreas de Estudio. (Letras distintas indican diferencias significativas ($p<0,05$; prueba de Tukey; nivel de confianza 95%))

Cuadro 3. Número de Especies/Individuos de Aves Registradas, Según Área Evaluada
(Origen: N= Nativo, En= endémico, Ex= Exótico)

Especie	Nombre común	Familia	Origen	Primavera 2019				Verano 2020				Otoño 2020			
				Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS
<i>Anairetes parulus</i>	cachudito	Tyrannidae	N	2	7			1	4			3			
<i>Pseudasthenes humicola</i>	canastero	Furnariidae	En		2			1	1						
<i>Asthenes modesta</i>	canastero chico	Furnariidae	N									1			
<i>Dryobates lignarius</i>	carpinterito	Picidae	N									1			
<i>Falco sparverius</i>	cernícalo	Falconidae	N						1						
<i>Troglodytes aedon</i>	chercán	Troglodytidae	N		2										
<i>Zonotrichia capensis</i>	chincol	Emberizidae	N	10	10			2	2		2	3	1		
<i>Sicalis luteola</i>	chirihue	Thraupidae	N												
<i>Glaucidium nana</i>	chuncho	Strigidae	N	1											
<i>Callipepla californica</i>	codorniz cometocino	Odontophoridae	Ex		1										
<i>Phrygilus gayi</i>	de gay	Thraupidae	N		5				3						
<i>Diuca diuca</i>	diuca	Thraupidae	N	9	3			2	3	1		2	4	2	
<i>Pyrope pyrope</i>	diucón	Tyrannidae	N	1								1			
<i>Spinus barbatus</i>	jilguero	Fringillidae	N	1											
<i>Leistes loyca</i>	loica	Ictiridae	N	2	1			2				3	2		
<i>Agriornis lividus</i>	mero	Tyrannidae	En		1										
<i>Sephanoides sephaniodes</i>	picaflor chico	Trochillidae	N		4			4	9	1		2			
<i>Patagona gigas</i>	picaflor grande	Trochillidae	N		1			2	5						
<i>Colaptes pitius</i>	pitio	Picidae	N						1						
<i>Scelorchilus albicollis</i>	tapaculo	Rhinocryptidae	En		2								1		
<i>Mimus thenca</i>	tenca	Mimidae	En	4	5	1	1	5	3			4	3	2	
<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	tijeral	Furnariidae	N		3				2			1	2		
<i>Milvago chimango</i>	tiuque	Falconidae	N						3	2					
<i>Curaeus</i>	tordo	Ictiridae	N					3				5	3		

Especie	Nombre común	Familia	Origen	Primavera 2019				Verano 2020				Otoño 2020					
				Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS		
<i>curaeus</i>																	
<i>Colombina picui</i>	tortolita cuyana	Columbidae	N														
<i>Zenaida auriculata</i>	tórtola	Columbidae	N	1				3				1		1			
<i>Pteroptochos megapodius</i>	turca	Rhinocryptidae	En		1			3	2			1	2				
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	viudita	Tyrannidae	N									1					
<i>Rhopospina fruticeti</i>	yal	Thraupidae	N	2	2			1	7			1	2	1			
TOTAL		Individuos		33	50	1	1	29	46	4	2	23	24	9	0		
		Especies		10	16	1	1	12	14	3	1	12	11	5	0		

Especie	Nombre común	Familia	Origen	Invierno 2020				Primavera 2020				Verano 2021					
				Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS		
<i>Anairetes parulus</i>	cachudito	Tyrannidae	N	3	1			2	7			2	2				
<i>Pseudasthenes humicola</i>	canastero	Furnariidae	En						1				1				
<i>Asthenes modesta</i>	chico	Furnariidae	N														
<i>Dryobates lignarius</i>	carpinterito	Picidae	N						1								
<i>Falco sparverius</i>	cernícalo	Falconidae	N						1								
<i>Troglodytes aedon</i>	chercán	Troglodytidae	N						2			1	1				
<i>Zonotrichia capensis</i>	chincol	Emberizidae	N	3		1	2	5	10	2	3	3					2
<i>Sicalis luteola</i>	chirihue	Thraupidae	N	2				2									
<i>Glaucidium nana</i>	chuncho	Strigidae	N		1			1									
<i>Callipepla californica</i>	codorniz cometocino	Odontophoridae	Ex		3				1								
<i>Phrygilus gayi</i>	de gay	Thraupidae	N		1	2			1	2							
<i>Diuca diuca</i>	diuca	Thraupidae	N	3	1	2	1	3	3	1	2	3	1	1			
<i>Pyrope pyrope</i>	diucón	Tyrannidae	N					2				1	1				
<i>Spinus</i>	jilguero	Fringillidae	N					1									

Especie	Nombre común	Familia	Origen	Invierno 2020				Primavera 2020				Verano 2021					
				Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquin-daño	Sin OCAS		
<i>barbatus</i>																	
<i>Leistes loyca</i>	loica	Ictiridae	N		1			3	1			2	1				
<i>Agriornis lividus</i>	mero	Tyrannidae	En						1								
<i>Sephanoides sephaniodes</i>	picaflor chico	Trochillidae	N		1			3	4								
<i>Patagona gigas</i>	picaflor grande	Trochillidae	N					2	5			4	3				
<i>Colaptes pitius</i>	pitio	Picidae	N						1								
<i>Scelorchilius albicollis</i>	tapaculo	Rhinocryptidae	En		1				2			1	2				
<i>Mimus thenca</i>	tenca	Mimidae	En	3	3			4	5	1		4	3	1			
<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	tijeral	Furnariidae	N					1	2			1					
<i>Milvago chimango</i>	tiuque	Falconidae	N						3								
<i>Curaeus curaeus</i>	tordo	Ictiridae	N		4			3	4			4	3	1			
<i>Colombina picui</i>	tortolita cuyana	Columbidae	N										1				
<i>Zenaida auriculata</i>	tórtola	Columbidae	N	1				3									
<i>Pteroptochos megapodius</i>	turca	Rhinocryptidae	En	1	1			1	1								
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	viudita	Tyrannidae	N														
<i>Rhopospina fruticeti</i>	yal	Thraupidae	N		2			4	7			1					1
TOTAL		Individuos		16	20	5	3	40	63	6	5	27	19	3			3
		Especies		7	12	3	2	16	21	4	2	12	11	3			2

Cuadro 4. Riqueza de Especies Detectadas Según Área de Estudio.

Estaciones calendario	Artrópodos (orden)				Reptiles (sp)			
	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS
Primavera 2019	6	5	1	1	1	1	0	0
Verano 2020	5	7	3	0	1	1	0	0
Otoño 2020	5	5	3	2	1	1	0	0
Invierno 2020	5	5	3	2	1	1	0	0
Primavera 2020	6	7	3	3	1	1	0	0
Verano 2021	7	5	3	3	1	1	0	0
Estaciones calendario	Aves (sp)				Mamíferos (sp)			
	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS
Primavera 2019	10	16	1	1	1	0	0	0
Verano 2020	12	13	3	1	2	0	0	0
Otoño 2020	12	13	5	0	2	0	0	0
Invierno 2020	7	12	3	2	2	0	0	0
Primavera 2020	16	21	4	2	2	0	0	0
Verano 2021	12	11	3	2	2	1	0	0

El cálculo de los índices de Shannon-Wiener (Diversidad Alfa) y Jaccard (Diversidad Beta) solo se estimó para los datos de aves, esto debido a que el n de la muestra (n=29), así lo permite. El índice de Shannon-Wiener fluctuó entre 1 y 2,9, indicando que las áreas con mayor diversidad de aves y las que están representadas casi por el mismo número de especies son Tunga Norte y Natural, siendo el valor más bajo para el área Sin OCAS. Los valores obtenidos (Cuadro N° 5) muestran que el gradiente de mayor a menor diversidad observado corresponde a Natural (25 especies)>Tunga Norte (20 especies)>Carquindaño (9 especies)>Sin OCAS (4 especies). El valor de diversidad alfa en la mayoría de los ecosistemas naturales varía entre 0,5 y 5, aunque su valor normal está entre 2 y 3; valores inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad y superiores a 3 son altos en diversidad de especies (Magurran, 1988; Pla, 2006; Chávez-Villavicencio, 2017). En este caso los valores para Tunga Norte y Natural son cercanos al valor 3, por lo tanto, la diversidad de aves para Tunga Norte y Natural es alta.

Cuadro 5. Índice de Shannon-Weaver (Diversidad Alfa) para Áreas Estudiadas.

Área Estudiada	Diversidad Alfa	Total Especies Aves
Tunga Norte	2,6	20
Natural	2,9	25
Carquindaño	2	9
Sin OCAS	1	4

El mayor valor de similitud registrado con el índice Beta fue entre las áreas Tunga Norte y Natural con un 55,2% de similitud y con 16 especies de aves compartidas, seguido por Natural y Carquindaño con 32% y 8 especies compartidas. El área Sin OCAS no fue considerada para el cálculo debido al bajo número de especies de aves presentes en este caso (Cuadro 6).

Cuadro 6. Índice de Jaccard (Diversidad Beta) Según Área Estudiada.

Localidad	Diversidad Beta (%)	Total Especies Compartidas
Tunga Norte/Natural	55,2	16
Natural/Carquindaño	32	8
Tunga Norte/Carquindaño	31	7

En cuanto a la abundancia, se observó un patrón similar al encontrado para la riqueza específica. Las áreas de ambiente Natural y Con OCAS de más de 20 años muestran valores significativamente mayores que en Carquindaño y Sin OCAS ($F_{(3,20)} = 4,18$; $P = 0,02$). Los mayores valores para los artrópodos se detectaron en otoño 2020 (159 y 163 artrópodos/trampas noche, respectivamente), en cambio dichos valores para las áreas Carquindaño y Sin OCAS fueron 47 y 31 individuos, respectivamente. La caída observada en invierno se puede explicar principalmente por el frío, ya que los artrópodos son organismos ectotermos, por lo tanto, su actividad está directamente relacionada con la temperatura del ambiente (Bozinovic y Cavieres, 2019). La abundancia observada en las áreas Tunga Norte y Natural fueron significativamente mayores que lo detectado en Carquindaño y Sin OCAS ($F_{(3,20)} = 22,51$; $P < 0,001$). Los mayores valores correspondieron al área Natural (primavera 2020) y Tunga Norte (primavera 2020), alcanzando los 32 y 20 individuos/ha, respectivamente. Tanto los reptiles como los mamíferos estuvieron ausentes en las áreas Carquindaño y sin OCAS (Cuadro 7, Figura 3).

Cuadro 7. Abundancia (N° de Individuos) Detectada en las Áreas de Estudio.

Estaciones Calendario	Artrópodos/Trampas Noche				Reptiles			
	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS
Primavera 2019	34	40	1	1	2	3	0	0
Verano 2020	73	86	14	0	3	5	0	0
Otoño 2020	163	159	47	31	5	5	0	0
Invierno 2020	17	17	12	9	3	4	0	0
Primavera 2020	54	58	18	21	4	6	0	0
Verano 2021	91	56	26	24	6	6	0	0
Estaciones Calendario	Aves/ha				Mamíferos			
	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS	Tunga Norte	Natural	Carquindaño	Sin OCAS
Primavera 2019	17	17	1	1	1	0	0	0
Verano 2020	15	21	2	1	2	0	0	0
Otoño 2020	12	15	5	0	2	0	0	0
Invierno 2020	8	10	3	2	2	0	0	0
Primavera 2020	20	32	3	3	2	0	0	0
Verano 2021	14	16	2	2	2	1	0	0

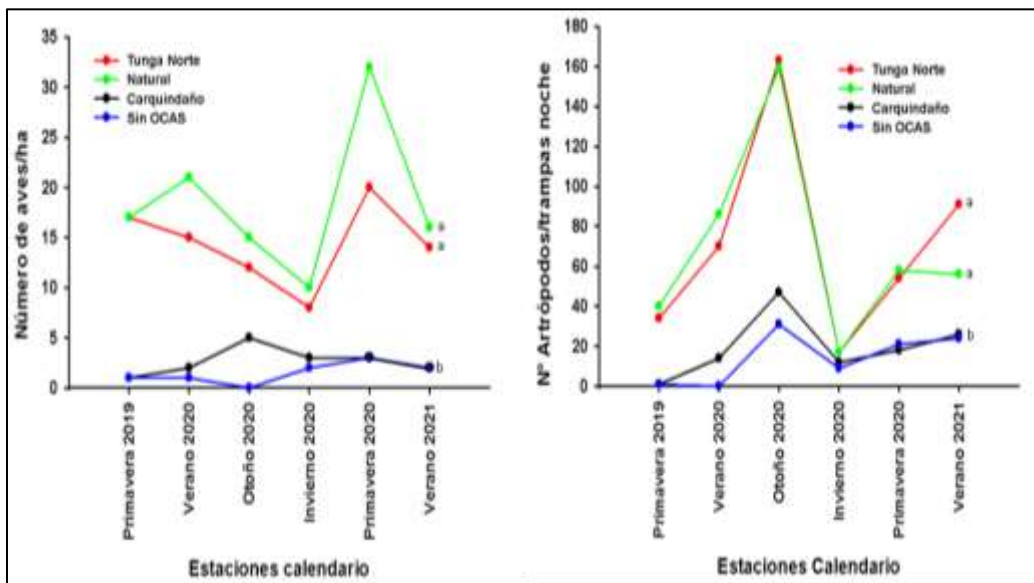


Figura 3. Abundancia por Grupo Taxonómico en las Áreas de Estudio. (Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$; prueba de Tukey; nivel de confianza 95%))

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La actual degradación y el alto grado de perturbación de los ecosistemas naturales hace necesario buscar e idear diferentes métodos para mitigar o reparar en lo posible el daño provocado al ambiente. Desde esta necesidad surgen las obras de conservación de agua y suelo (OCAS) con vegetación, obras que permiten fundamentalmente cosechar aguas lluvias que se acumula en el suelo e infiltra hacia las napas subterráneas, constituyéndose en un aporte hídrico para la vegetación que allí se establezca y la sociedad, hecho que mitiga la degradación de los suelos y el deterioro de los ecosistemas. Es por estos motivos que las OCAS con vegetación son una herramienta tecnológica que ayuda a la adaptación al cambio climático y a la lucha contra la desertificación (INFOR, 2018). La calidad de los fragmentos de hábitat, en cuanto a la composición y riqueza vegetal en sí misma puede afectar a la supervivencia a largo plazo de especies animales. Así, la presencia de recursos críticos como es la disponibilidad de alimento y refugio en forma de oquedades en la vegetación para ciertas especies de aves, es también un factor que los gestores deben tener en cuenta en la aplicación de estrategias de conservación y/o restauración, por ejemplo, Oasificación mediante OCAS (Herrera, 2011).

Los resultados preliminares de este trabajo muestran que las áreas en estudio presentan diferencias en sus características vegetacionales y de cobertura, hecho que se traduciría en una mayor complejidad estructural del hábitat en Tunga Norte y Natural (70-60% cobertura promedio, respectivamente), siendo la cobertura vegetal un factor importante que podría estar influenciando la biodiversidad animal existente. Por el contrario, las áreas más perturbadas, Carquindaño y Sin OCAS (8-1% cobertura promedio, respectivamente), no son hábitat con características vegetacionales determinantes para la existencia de biodiversidad animal. Adicionalmente, el índice alfa indica un gradiente de riqueza que se corresponde con la degradación de las áreas estudiadas, ambientes con mayor cobertura vegetal presentan valores similares de diversidad de aves. Al cabo de 23 años, el área de Tunga Norte alcanza un 56% de similitud con el ambiente Natural sin intervención.

Lo anterior apoya la hipótesis de que las características estructurales del medio son de primordial importancia en la determinación de la distribución y niveles poblacionales de las especies de fauna. La influencia de la estructura de la vegetación debe producirse fundamentalmente a nivel de la nidificación (emplazamiento de los nidos), protección antidepredación y áreas de alimentación (Antogiovanni y Metzger, 2005; Garcia, 2011; Herrera, 2011, Herrera *et al.*, 2011). La presencia en Tunga Norte del roedor fosorial *Spalacopus cyanus* refuerza este planteamiento, ya que este mamífero prefiere hábitat abiertos, bien drenados, de suelo blando y con gran cubierta vegetal de matorrales y praderas por sobre el 60% (Root-Bernsteina y Jaklsic, 2015).

Desde esta perspectiva, las OCAS establecidas por INFOR incorporan técnicas de manejo hidrológico-forestal orientadas a disminuir la escorrentía y favorecer la infiltración, junto con la incorporación de especies vegetales arbóreas y arbustivas. Pero es un proceso que no solo se focaliza en la conservación de agua y suelo, sino que contribuye a la oasificación y conectividad de estas áreas degradadas al incorporar vegetación, permitiendo recuperar algunos servicios ecosistémicos, tal como la biodiversidad. La vegetación de las zonas áridas de Chile juega un rol fundamental en la persistencia y funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos, siendo un factor clave para el funcionamiento hídrico y la mantención de la biodiversidad, contribuyendo a frenar el desgaste del relieve y la erosión causada por el viento y también puede interceptar neblina costera proporcionando humedad en las capas superficiales del suelo (Gutiérrez y Squeo, 2004).

La conectividad generada por medio de la oasificación es considerada como un elemento vital de la estructura del paisaje debido a su importancia para la supervivencia de especies (D'Eon *et al.*, 2002) y es definida como el grado en el cual un paisaje facilita o impide el movimiento de organismos entre diferentes parches de hábitat (Tischendorf y Fahrig, 2000). Bajo este contexto, los corredores biológicos mediante la oasificación son reconocidos por su importancia como conectores de elementos y funciones ecológicas, cuyo fin es proporcionar conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats, naturales o modificados, para asegurar el mantenimiento de la biodiversidad y los procesos ecológicos-evolutivos (Oviedo y Gutiérrez, 2016).

En este sentido, las OCAS son una herramienta tecnológica eficaz, donde el patrón de biodiversidad observado hasta el momento permite concluir que las OCAS de más de 20 años han alcanzado en términos de biodiversidad de aves un 56 % de similitud con lo observado en lugares naturales no intervenidos. Así, las OCAS con vegetación junto con acumular agua y conservar suelo, contribuirían a la osificación de estas áreas degradadas, traduciéndose en una recuperación importante de la biodiversidad de aves y artrópodos presente en estas áreas, permitiendo concomitantemente disminuir la fragmentación y permitiendo la conectividad biológica (corredores biológicos) con otras áreas naturales. De esta manera, la biodiversidad podría ser utilizada como un indicador de recuperación y calidad de hábitat de estos ambientes degradados.

Aun cuando los resultados presentados muestran una tendencia positiva en la recuperación de hábitats para fauna, estos son preliminares y se requiere considerar periodos de entre 5-10 años, para validar y robustecer los resultados.

RECONOCIMIENTOS

La presente publicación entrega los resultados preliminares del programa de investigación "Monitoreo de obras de conservación de agua y suelo (OCAS) en Cuencas de Ecosistemas Áridos y Semiáridos del Centro -Norte de Chile", ejecutado por el Instituto Forestal (INFOR) durante los años 2019-2021, con el apoyo del Ministerio de Agricultura (MINAGRI) y en colaboración con Comunidades Agrícolas y propietarios.

REFERENCIAS

- AGRIMED. (2017). Atlas Agroclimático de Chile, Tomo II. Estado actual y tendencias del clima. Universidad de Chile, Santiago.
- Antogiovanni, M. & Metzger, J.P. (2005). Influence of matrix habitat on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, 122. Pp: 441-451. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.09.005>
- Arim, P., Marquet, P.A. & Jaksic F.M. (2007). On the Relationship between Productivity and Food Chain Length at Different Ecological. *The American Naturalist*, 169 (1): 62-72. <https://doi.org/10.1086/510210>
- Awade, M. y Metzger, J.P. (2008). Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology*, 33. Pp: 863-871. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01857.x>
- Bennett, A.F. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. Gland, Switzerland, IUCN. 254p.
- Bennett, A. (2003). Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland, Switzerland, IUCN. 254 p. EN: Donoso, C., González, M. y Lara, A. 2014. Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable y Conservación de los Bosque Mediterráneos de Chile. Pp: 583-605. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2004.FR.1.en>
- Blondel J., Ferry, C. & Frochot, B. (1981). Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology*, 6. Pp: 414-420.
- Bozinovic, F. & Cavieres, L.A. (2019). La vulnerabilidad de los organismos al cambio climático: rol de la fisiología y la adaptación. Ediciones CAPES-UC. Santiago.
- Bustamante R. & Grez A. (1995). Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ciencia y ambiente*, 11(2): 58-63.
- CIREN. (2010). Determinación de la erosión actual y potencial de los suelos de Chile: Región de Coquimbo. Síntesis de resultados. Disponible en: <http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/2059>. Consulta: abril, 2021.
- CIREN. (2012). Estado actual de los suelos de la Región de Coquimbo. Uso y degradación. Disponible en: <http://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/handle/123456789/2033/PC17613.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Consulta: abril, 2021.
- Chávez-Villavicencio, L. (2017). Diversidad alfa y beta de las aves terrestres en ecosistemas no urbanizado y urbanizado de La Herradura (Coquimbo - Chile). *The Biologist (Lima)*, 15. Pp: 329-336. <https://doi.org/10.24039/rtb2017152192>

- CONAF. (2016). Diagnóstico de la desertificación en Chile y sus efectos en el desarrollo Sustentable. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/312139716_Diagnostico_de_la_desertificacion_en_Chile_y_sus_efectos_en_el_desarrollo_sustentable. Consulta: abril, 2021.
- CONAF. (2021). Proyecto Manejo Sustentable de la Tierra Área Piloto Combarbalá: Corredor de Conservación Reserva Nacional Las Chinchillas – Derecho Real de Conservación Hacienda el Durazno. Proyecto Manejo Sustentable de la Tierra (PMST) perteneciente a la Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos
- D'Eon, R.G., Parfitt, G.I. & Fortin, M.J. (2002). Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology*, 6(2): art. 10. <https://doi.org/10.5751/ES-00436-060210>
- DGA. (2021). Decretos de Escasez Hídrica. En: <https://dga.mop.gob.cl/noticias/Paginas/DetalledeNoticias.aspx?item=745>. Visitada en abril 2021.
- Flores, J. P., Espinoza, M., Martínez, E., Henríquez, G., Avendaño, P., Torres, P. & Ahumada, I. (2010). Determinación de la erosión actual de los suelos de Chile. Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN), Santiago.
- Gacitúa, S., González, M., Hernández, J., Villalobos, E. & Montenegro, J. (2020). Diseño e implementación de modelos agroforestales de secano en obras de conservación de agua y suelos: Región de Coquimbo. Manual N° 54. Instituto Forestal.
- Gajardo, R. (1994). La vegetación natural de Chile. Clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago.
- García, D. (2011). Efectos biológicos de la fragmentación de hábitats: nuevas aproximaciones para resolver un viejo problema. *Ecosistemas*, 20. Pp: 1-11.
- González, M., Salinas, J. & Montenegro, J. (2020). Sistemas Silvopastorales en Chile. Generalidades y Ejemplos. Manual N° 58, Instituto Forestal.
- GORE Coquimbo. (2010). Descripción y caracterización de la Comuna de Canela y sus Comunidades Agrícolas, Región de Coquimbo. En: https://www.gorecoquimbo.cl/gorecoquimbo/site/artic/20160425/asocfile/20160425131438/cos_aguas_lluvias_tomo_i_anexo_4.pdf. Consulta: abril, 2021.
- GORE Coquimbo. (2016). Anexo: Descripción y caracterización de la comuna de Canela y sus comunidades agrícolas, Región de Coquimbo. En: https://www.gorecoquimbo.cl/site/cos_aguas_lluvias_tomo_i_anexo_4. Consulta: junio, 2020.
- GORE Coquimbo. (2017). Congreso del Agua: Desafíos para la Macro zona Norte. En: <https://www.gorecoquimbo.cl/congreso-de-agua-2017/gorecoquimbo/2017-03-20/103050.html>. Consulta: abril, 2021.
- Gutiérrez, J.R. & Squeo, F.A. (2004). Importancia de los arbustos leñosos en los ecosistemas semiáridos de Chile. *Ecosistemas*, 13. Pp: 36-45.
- Herrera, J.M. (2011). El papel de la matriz en el mantenimiento de la biodiversidad en hábitats fragmentados. De la teoría ecológica al desarrollo de estrategias de conservación. *Ecosistemas*, 20: 21-34.
- Herrera, J.M., García, D., Martínez, D. & Valdés, A. (2011). Regional vs. local effects of habitat loss and fragmentation on two plant-animal interactions. *Ecography*, 34. Pp: 606-615. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06521.x>
- Iriarte, A. (2008). Mamíferos de Chile. Lynx Ediciones. Barcelona, España. 420 p.
- Jiménez, J.E. (2000). Effect of sample size, plot size, and counting time on estimates of avian diversity and abundance in a Chilean rainforest. *Journal of Field Ornithology*, 71. Pp: 66-87. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-71.1.66>
- Jorquera, C. (2001). Evolución Agropecuaria de la Región de Coquimbo: Análisis Contextual para la Conservación de la Vegetación Nativa. En: Squeo, F.A., Arancio, G. & Gutiérrez, J.R. (Eds). Libro Rojo de la Flora Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación: Región de Coquimbo. Ediciones Universidad de La Serena. Pp: 225-237).
- Labra, F., González, M., Gacitúa, S., Montenegro, J., Villalobos, E. & Gómez, A. (2018). Manual para la implementación de obras de conservación de suelos y cosecha de aguas lluvias en Alhué. Manual N° 49, Instituto Forestal.

- Larraín, S., Aedo, M.P., Navarrete, K. & Villarroel, C. (2010). Marco Jurídico para la gestión del agua en Chile: Diagnóstico y desafíos. En: https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/LARRAIN%20S%20et%20al%202010%20M%20Juridico%20Gestion%20Agua%20Chile-SPANISH.pdf. Consulta: abril, 2021.
- Luebert, F. & Plissock, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria. Santiago.
- Magurran, A. E. (1988). Ecological Diversity and its Measurement. Princeton University Press. New Jersey, USA. 192 p. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. Blackwell Publishing. Oxford, UK. 256 p.
- Martínez de Azagra, A., Mongil, J., del Río San José, J. & Rojo, I. (2006). Conceptos, modelos y ejemplos sobre oasisificación. Ecología, 20. Pp: 453-469.
- McRae B. H., Hall S.A., Beier P. & Theobald D.M. (2012). Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. PLoS ONE, 7(12): e52604. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0052604>
- Mella, J.E. (2005). Guía de campo Reptiles de Chile, zona central. Centro de Ecología Aplicada CEA. Santiago.
- Mongil, J. & Martínez de Azagra, A. (2006). Diseño de repoblaciones forestales en zonas áridas: tamaño del microembalse y relación entre el área de impluvio y el área de recepción. Investigaciones Geográficas, 40. Pp: 201-226. <https://doi.org/10.14198/INGEO2006.40.10>
- Morales, C., Acevedo, J., Aranibar, Z. & Dascal, G. (2016). Chile: Los costos de inacción de la desertificación y degradación de las tierras. Resultados de un estudio del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Santiago. 112 p.
- Muñoz-Pedrerros, A. & Yáñez J. (2000). Mamíferos de Chile. Centro de Estudios Agrarios y Ambientales (CEA) Ediciones. Valdivia, Chile. viii + 464 p.
- Núñez, H. & Jaksic, F.M. (1992). Lista comentada de los reptiles terrestres de Chile continental. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural (Chile), 43. Pp: 63-91.
- Oviedo J. P. & Gutiérrez M.L. (2016). El Problema de la Falta de Conectividad entre Áreas Silvestres en Chile: El caso de la Cuenca del Río Malleco. Memoria para optar al grado de Licenciado en Ciencias Jurídicas y Sociales. Universidad de Chile, Departamento de Enseñanza Clínica del Derecho. 101 p.
- Perret, S.; Gacitúa, S. & Montenegro, J. (2011). Técnicas de cosecha de aguas lluvia y conservación de suelos para la oasisificación del norte Chileno. Instituto Forestal. Manual N° 44. En: <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12>. Consulta: abril, 2021.
- Pincheira, D. & Núñez, H. (2005). Las especies chilenas del genero *Liolaemus* Weigmaner, 1834 (Iguana: Tropiduridae: Liolaeminae). Taxonomía, Sistemática y Evolución. Museo de Historia Natural: Publicación Ocasional N° 59.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. Interciencia, 31. Pp: 583-590.
- Rappaport, D., Tambosi, I. & Metzger, J. (2015). A landscape triage approach: combining spatial and temporal dynamics to prioritize restoration and conservation. Journal of Applied Ecology, 52. Pp: 590-601. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12405>
- Reynolds, R.T., Scott, J.M. & Nussbaum, R.A. (1980). A variable circular-plot method for estimating bird numbers. Condor, 82. Pp: 309-313. <https://doi.org/10.2307/1367399>
- Root-Bernsteina, M. & Jaksic F.M. (2015). Ecosystem process interactions between central Chilean habitats. Global Ecology and Conservation, 3. Pp: 776-788. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.007>
- Sarmiento, L., Smith, J.K. & Monasterio, M. (2002). Balancing Conservation of Biodiversity and Economical Profit in the Agriculture of the High Venezuelan Andes: Are Fallow Systems an Alternative? In: Korner, Ch. & Spehn, E.M. (Eds). Mountain Biodiversity- A global assessment. Parthenon Publisher. Pp: 285-295,
- Tambosi, L., Martensen, A., Ribeiro M. & Metzger, J. (2014). A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. Restoration Ecology, 22. Pp: 169-177. <https://doi.org/10.1111/rec.12049>
- Tischendorf L. & Fahrig L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. Oikos, 90. Pp: 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>

- Vásquez, R.A. & Simonetti J.A. (1999). Life history traits and sensitivity to landscape change: the case of birds and mammals of mediterranean Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72. Pp: 517-525.
- Veloso, A. & Navarro, J. (1988). Lista sistemática y distribución geográfica de anfibios y reptiles de Chile. *Bollettino del Museo Regionale di Scienze Naturali*, Torino, 6. Pp: 481-539.
- Willson M.F., de Santo, T.L., Sabag, C. & Armesto, J.J. (1994). Avian communities of fragmented southtemperate rainforests in Chile. *Conservation Biology*, 8. Pp: 508-520. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08020508.x>



ARTÍCULO

Efecto de la Fertilización Nitrogenada y Fosforada en plantas de Raulí sobre su Respuesta Fisiológica, Crecimiento, Producción de Brotes y Enraizamiento de Estacas.

Hernández, José ¹, Quiroz, Iván ¹, Pincheira, Matías ² y Gacitúa, Sandra ¹¹ Instituto Forestal Chile. jhernandez@infor.cl² CMPC- Desarrollo Silvícola

*Autor de correspondencia:

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.550>

Recibido: 22.08.2021; Aceptado 30.08.2021

RESUMEN

En Chile, existen extensas superficies de monocultivo establecidas con las especies de *Pinus sp* y *Eucalyptus sp*, por ello surge la necesidad de procurar la diversificación de las especies. Raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp et Endl) Oerst ~ *N. nervosa* (Phil.) Dim. et Mil) es una especie con potencialidad comercial, cuyo rápido crecimiento, calidad y uso de la madera hacen que se le considere como una alternativa económica para el país. En este contexto, el objetivo del estudio fue determinar el efecto de la fertilización con diferentes niveles de nitrógeno y fósforo en la respuesta morfofisiológica presentada por raulí creciendo en vivero. Se estudió el crecimiento de las plantas sometidos a distintos niveles de nitrógeno (0, 100, 300 y 500 mg/L) en combinación factorial con fósforo (0, 50, 150 y 250 mg/L). Se realizaron mediciones de diámetro de cuello ($\pm 0,1$ mm), altura ($\pm 0,1$ cm), área foliar ($\pm 0,1$ cm²), biomasa aérea ($\pm 0,1$ g), conductividad eléctrica del medio de crecimiento (μ S/m) y fotosíntesis neta (μ mol CO₂/m²s). El aumento en la concentración de nitrógeno a 500 mg/L incorporada al medio de crecimiento provocó un aumento en la conductividad eléctrica hasta los 1.994 ± 186 μ S/cm causando toxicidad, no existiendo un efecto del fósforo sobre esta variable. A mayor concentración de nitrógeno y fósforo (sobre 100 y 150 mg/L, respectivamente) disminuyó la fotosíntesis neta a 8 μ mol CO₂/m²s, lo que se tradujo en una disminución en las tasas de crecimiento en diámetro, altura, biomasa aérea y área foliar. El aumento en las concentraciones de nitrógeno en el medio de crecimiento provocó una disminución en el número total de brotes de primer orden producidas por los setos, variando desde 12 brotes en el tratamiento 0 mg/L de N / 150 mg/L de P hasta 6 brotes en el tratamiento 500 mg/L de N / 0 mg/L de P, obteniendo un 75% de enraizamiento con el tratamiento 100 mg/L de N / 0 y 50 mg/L de P.

Palabras clave: Fertilización, fotosíntesis, morfología, producción de brotes, enraizamiento.

SUMMARY

In Chile, there are extensive areas of monoculture established with the species of *Pinus sp* and *Eucalyptus sp*, for this reason the need arises to ensure the diversification of the species. Raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp et Endl) Oerst ~ *N. nervosa* (Phil.) Dim. et Mil) is a species with commercial potential for rapid growth, quality and use of wood, being considered as an economic alternative for the country. In this context, the aim of the study was to determine the effect of different levels of fertilization with nitrogen and phosphorus response by raulí morphophysiological growing in nursery. The growth of plants under different levels of nitrogen (0, 100, 300 and 500 mg/L) in factorial combination with phosphorus (0, 50, 150 and 250 mg/L) was studied. Diameter measurements were made (± 0.1 mm), height (± 0.1 cm), leaf area (± 0.1 cm²), biomass (± 0.1 g), electrical conductivity of the growth medium (μ S/m) and net photosynthesis (μ mol CO₂/m²s). The increase in the nitrogen concentration to 500 mg/L incorporated in the growth medium caused an increase in electrical conductivity up to 1.994 ± 186 μ S/cm, causing toxicity, and there is no effect of phosphorus on this variable. A higher concentration of nitrogen and phosphorus (about 100 and 150 mg/L, respectively) decreased net photosynthesis to 8 μ mol CO₂/m²s, which translates into a decrease in the rates of growth in diameter, height, biomass and area leaf. The increase in nitrogen concentrations in the growth medium caused a decrease in the total number of first-order shoots produced by the hedges, varying from 12 shoots in the treatment 0 mg/L of N / 150 mg/L of P up to 6 shoots in the treatment 500 mg/L of N / 0 mg/L of P, obtaining 75% rooting with the treatment 100 mg/L of N / 0 and 50 mg/L of P.

Key words: Fertilization, photosynthesis, morphology, shoots production, rooting.

INTRODUCCIÓN

Las grandes extensiones de monocultivo en Chile sugieren la necesidad estratégica de propender a la diversificación de especies forestales (Lara *et al.*, 2000). Tal situación, sumada a la creciente conciencia medioambiental y al interés por la madera nativa, constituye una alternativa para el establecimiento de plantaciones de especies nativas de alto valor ecológico y económico (Reyes *et al.*, 2007).

Entre las especies nativas de importancia ecológica y económica se destaca el raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp et Endl) Oerst ~ *N. nervosa* (Phil.) Dim. et Mil), especie endémica de los bosques subantárticos de Chile y Argentina, que crece en las laderas de las montañas, a altitudes intermedias entre 400 y 1200 msnm (Donoso *et al.*, 2006). En Chile, se distribuye por la Cordillera de los Andes desde el sur de la provincia de Curicó (35° 13' S) hasta el sur de la provincia de Valdivia (40° 22' S) (Donoso *et al.*, 2006), y en la Cordillera de la Costa desde el norte de la Región del Maule (35° 58' S) hasta la Región de los Lagos (41° 15' S) (Sepúlveda y Stoll, 2003).

Raulí es considerada una de las especies con potencialidad de uso comercial, por su rápido crecimiento y calidad de la madera. En estudios de crecimiento realizados en plantaciones de 15 años provenientes de plantas colectadas de regeneración natural se ha observado incrementos diametrales anuales medios de 1 cm, crecimientos periódicos de 1,5 cm y un crecimiento volumétrico medio de 12 a 17 m³/ha/año (Donoso *et al.* 1993).

No obstante, los bajos estándares de calidad de planta (morfología y fisiología) de aquellos individuos recolectados directamente de la regeneración natural afectan directamente el potencial de crecimiento en terreno. En este sentido, Duryea & McClain (1984) ya describen que el incremento en altura y diámetro de las plantas durante el primer año en terreno depende de su calidad y la interacción con las variables ambientales que definen las restricciones del sitio de establecimiento. De esta manera, prácticas como la fertilización en vivero cumplen un rol primordial para maximizar la calidad de planta y con ello mejorar su comportamiento en campo (Landis, 1985; Howell & Harrington, 2004).

En este sentido, los programas regulares de fertilización con nitrógeno (N) y fósforo (P) son considerados esenciales para el mejoramiento de la calidad de plantas (Hernández y Rubilar, 2012). En la fisiología de una especie, la ausencia de nitrógeno y fósforo limita el crecimiento, restringe el desarrollo del área foliar y reduce la tasa fotosintética (Reich, 2009). Una baja disponibilidad de nitrógeno y fósforo provoca una restricción en la absorción de carbono (Marschner, 1995). El nitrógeno es un constituyente de proteínas, aminoácidos, ARN, ADN, y otras moléculas esenciales, además participa directamente en el proceso de la fotosíntesis, específicamente como constituyente de la ribulosa 1,5 bisfosfato carboxilasa oxygenasa (RuBP) (Nicodemus *et al.*, 2008) y también favorece la regulación de la fosforilación (Flugge *et al.*, 1980).

La eficiencia del uso del nitrógeno en la fotosíntesis se encuentra directamente correlacionada con la disponibilidad del fósforo en el medio, induciendo en conjunto el crecimiento de la planta. Una deficiencia de fósforo en los tejidos reduce la actividad tilacoidal estomática (Silvak & Walker, 1986), modifica la fluorescencia clorofílica, la eficiencia de la luz (Conroy *et al.*, 1986) y reduce la regeneración de la RuBP (Cambell & Sage, 2006), lo que en suma se traduce en una reducción de la tasa fotosintética.

Estudios de fertilización en plántulas de *Pinus elliotii* muestran un incremento en el crecimiento como respuesta al aumento de las concentraciones de nitrógeno en el medio de crecimiento (Comerford & Fisher, 1984). Imo & Timmer (1992) determinaron que la fertilización nitrogenada incrementó el crecimiento de plantas de *Prosopis chilensis* entre 1047-1294%. Resultados similares fueron obtenidos por Salifu & Timmer (2003), quienes en *Picea mariana* lograron un incremento en crecimiento en altura entre 257-361%. El fósforo es otro importante elemento en las plantas recién establecidas, tal así que aproximadamente el 75% del fósforo necesario para el desarrollo de nuevos tejidos se obtiene a través de la translocación de este nutriente desde las hojas producidas durante la fase en vivero (Van Den Driessche, 1991).

La fertilización afecta directamente el nivel nutricional de las plantas, y está altamente relacionado con el aumento de los niveles de carbohidratos, la producción de brotes y enraizamiento adventicio. Según Moe & Andersen (1988), los esquemas de nutrición en los setos se orientan a la rápida respuesta de las estacas en formación y producción de raíces, modificando la cantidad relativa de nitrógeno y carbohidratos, para inducir el enraizamiento adventicio. Estos conceptos se basan en que una alta relación carbohidratos/nitrógeno estimula el enraizamiento de las estacas de tomate (*Lycopersicon*

esculentum). Así mismo, la concentración de carbohidratos totales influenciada por la fertilización, afecta al enraizamiento mediante la entrega de energía de reserva y carbono que estimula el enraizamiento y posterior crecimiento.

En el caso de raulí, no existen antecedentes publicados del efecto de la fertilización nitrogenada y fosforada en los parámetros morfológicos de la planta, su respuesta en la fotosíntesis neta, producción de brotes y la respuesta en enraizamiento de sus estacas.

Consecuentemente, el objetivo de esta investigación fue determinar el efecto de la fertilización con diferentes niveles de nitrógeno y fósforo en la respuesta morfológica, fisiológica, producción de brotes y enraizamiento presentada en plantas de raulí durante su viverización. Lo anterior, basado en la hipótesis que el aumento lineal en las concentraciones de nitrógeno y fósforo en el medio de crecimiento favorece la fotosíntesis neta, traducándose en un mayor crecimiento en altura y diámetro y favoreciendo la producción de brotes y enraizamiento de las estacas.

MATERIAL Y MÉTODO

Antecedentes Generales

El estudio fue realizado en el vivero experimental del Centro Tecnológico de la Planta forestal, Instituto Forestal de Chile - INFOR, ubicado en la región del Biobío, Chile (36° 53' S, 73° 07' O).

Se utilizó semillas con capacidad germinativa del 73%, recolectadas del sector Vegas Blancas comuna de Angol (37° 49' S, 72° 53' O). Se realizó un tratamiento pre-germinativo de las semillas consistente en su inmersión durante 24 horas en ácido giberélico, a concentración de 200 mg/L.

La siembra fue realizada a una temperatura ambiente de $25 \pm 1,0$ °C, en almacigueras de poliestireno expandido de 84 cavidades, con un volumen por cavidad de 130 cm³.

Se utilizó sustrato de corteza compostada de *Pinus radiata* D. Don., con una porosidad total de 49,3%, porosidad de aireación de 25,2% y porosidad de retención de 24,1%; con un 39,5% de carbono orgánico y 0,6% de nitrógeno total; 766,2 mg/Kg nitrógeno amoniacal, y 7,0 mg/Kg nitrógeno nítrico. Trascorridos 14 días, las plántulas presentaban una altura de $1,0 \pm 0,5$ cm, momento que fueron trasplantadas a macetas de 1.000 cm³.

Tratamientos de Fertilización

Se consideró un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones, bajo un esquema factorial de cuatro concentraciones de nitrógeno (0, 100, 300 y 500 mg/L) por cuatro concentraciones de fósforo (0, 50, 150, 250 mg/L).

La unidad experimental estuvo compuesta por dos macetas, en cada una se distribuyó 6 plántulas en forma sistemática. La preparación de las soluciones nutritivas se realizó según la metodología propuesta por Landis (1985) (Figura 1).

Los tratamientos de fertilización se aplicaron semanalmente mediante ferti-riego, considerando primero la adición por separado de 500 ml de solución de nitrato de calcio Ca (NO₃)₂ y 500 ml de solución con los restantes elementos, a fin de evitar la precipitación del calcio con los sulfatos y fosfatos utilizados.

El aporte de elementos nutritivos del agua de riego se obtuvo mediante un análisis químico, el que determinó un aporte de calcio (13,96 mg/L), magnesio (6,01 mg/L), potasio (4,26 mg/L), nitrógeno amoniacal (0,04 mg/L) y fósforo (0,04 mg/L). Estos valores fueron incorporados al balance de las soluciones nutritivas elaboradas y aplicadas.

Adicionalmente, se verificó el pH del agua de riego (7,26), siendo necesario su modificación de acuerdo al valor objetivo cifrado de 6,5 especificado en Landis *et al.* (1985).



Figura 1. Distribución del ensayo (A) y fertilización de los tratamientos (B).

La frecuencia de riego fue establecida en función del porcentaje de humedad del sustrato. Se consideró una pérdida del 20% de la capacidad de campo, monitoreada diariamente a través de un sensor WET HH2 Read (Delta-T Devices Ltd). Para ello las macetas fueron regadas de forma manual a saturación (adicionando aproximadamente 1.000 ml de agua).

Culminada la fase de viverización se registró, mediante un sensor WET HH2 Read (Delta-T Devices Ltd), la conductividad eléctrica del medio de crecimiento en cada uno de los tratamientos de nutrición establecidos.

Parámetros Morfológicos de la Planta

Finalizada la fase de viverización se seleccionó aleatoriamente tres plantas de cada unidad muestral. Cada planta seleccionada fue evaluada en diámetro a la altura del cuello ($\pm 0,1$ mm), altura ($\pm 0,1$ cm) y área foliar (cm^2). Los componentes de biomasa fueron separados y secados a $105 \pm 0,5$ °C hasta peso constante, usando una estufa de aire forzado.

Intercambio gaseoso.

Desde cada una de las unidades muestrales se seleccionó al azar tres plantas del tratamiento control (0 mg/L de N y 0 mg/L de P), a ellas se les seleccionó una hoja del tercio superior para determinar la fotosíntesis neta, desde los 0 hasta los $2.000 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$ con un intervalo creciente de $100 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$, mediante un equipo portátil de intercambio de gases (Walz Model 3040-L).

Con los valores de fotosíntesis obtenidos se ajustó una curva de respuesta de fotosíntesis a la luz, considerando el modelo de regresión no lineal de Michaelis-Menten de dos parámetros, el cual describe una forma hiperbólica rectangular (ec 1) (Coombs *et al.*, 1985). El ajuste se efectuó mediante regresión no lineal utilizando el *software* InfoStat versión 2011p.

$$A = \frac{(a*PAR)}{(b+PAR)}, \quad (1)$$

Donde,

A: Tasa fotosintética a las distintas intensidades de radiación ($\mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$).

PAR: Intensidad de radiación ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

a: Parámetro indicador del valor de asimilación máxima (A_{max}).

b: Parámetro indicador del valor PAR en el que se alcanza $\frac{1}{2} A_{\text{max}}$.

Adicionalmente, se seleccionó tres plantas por tratamiento y por unidad muestral (3 plantas \times 3 unidades muestrales \times 16 tratamientos), sobre las cuales se determinó fotosíntesis neta a 500 y $2000 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$, valores definidos sobre los resultados obtenidos de la curva de luz de referencia (Figura 2).



Figura 2. Medición de curva de capacidad fotosintética: Instalación del equipo (A), registro (B) y medición de los parámetros (C).

Recolección y Establecimiento de Estacas en el Medio de Crecimiento

Al final del periodo de crecimiento se colectó material desde plantas de cada uno de los tratamientos de fertilización aplicado. Se seleccionó al azar estacas semileñosas de la sección superior de las plantas, con una longitud de $7,0 \pm 1,0$ cm, diámetro de $3,0 \pm 0,5$ mm, con presencia de al menos 2 yemas visibles y dejando como máximo un par de hojas en el tercio superior de la estaca. El corte basal se realizó en forma oblicua y fueron almacenadas en un recipiente con agua para evitar la desecación de las estacas durante su manipulación (Figura 3).

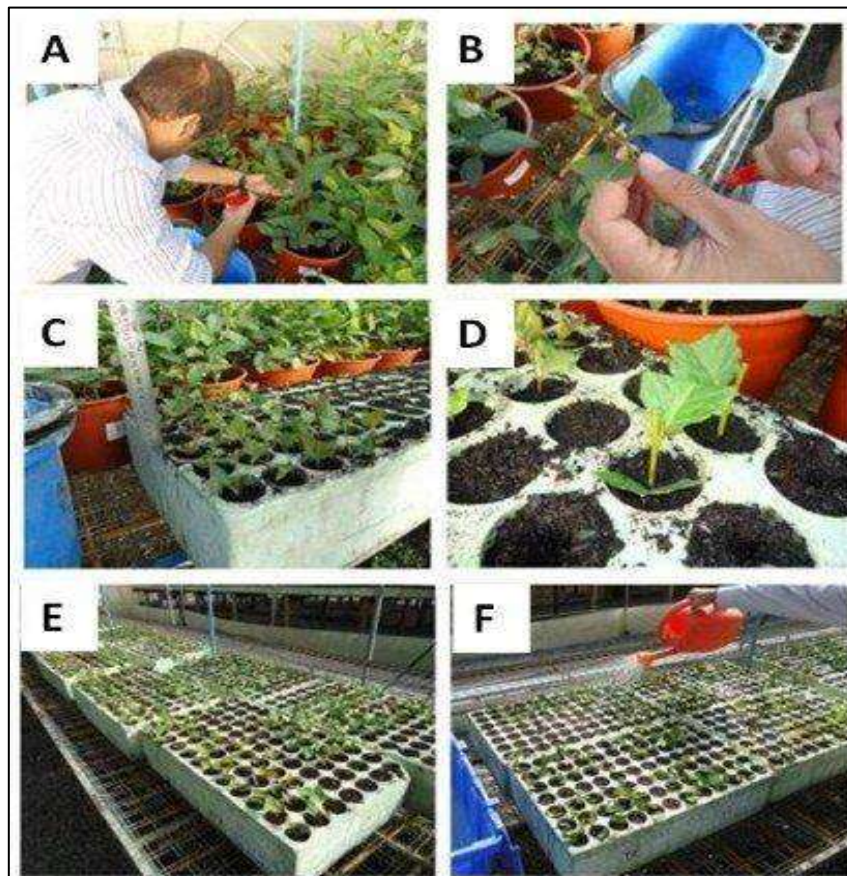


Figura 3. Recolección de estacas (A), preparación de la estaca (B), establecimiento de la estaca en el medio de crecimiento (CD), estacas distribuidas aleatoriamente según su diseño (E) y riego de las estacas (F).

El enraizamiento se efectuó en almacigueras de aislapol con cavidades de 16 cm de profundidad y volumen de 130 cc cm³. Se utilizó corteza compostada de pino como sustrato de enraizamiento y se usó riego tecnificado automático por aspersión mediante *microjets*. El programa de riego consideró la aplicación de tres riegos diarios de un minuto, manteniendo el sustrato a una humedad del 80%.

Análisis de Datos

Culminado el período de crecimiento se evaluó, mediante análisis de varianza (ANDEVA), el efecto de la fertilización nitrogenada y fosforada en el crecimiento en altura, diámetro, biomasa de tallo, área foliar, biomasa de hoja, conductividad eléctrica, fotosíntesis neta, producción de brotes y enraizamiento. La homogeneidad de varianza fue evaluada mediante la prueba de Levene (p -value < 0,05). El supuesto de normalidad de los residuos fue evaluado mediante la prueba de Shapiro-Wilks (p value < 0,05). La significancia de las diferencias entre tratamientos se determinó mediante la prueba de comparación múltiple de Tukey-Kramer, con un 95 % de confianza.

RESULTADOS

El crecimiento en altura y diámetro promedio al final del período de evaluación, varió significativamente (p value \leq 0,05) desde $15,4 \pm 1,9$ cm y $3,5 \pm 0,2$ mm en el testigo con 0 mg/L de nitrógeno y 0 mg/L de fósforo hasta $45,1 \pm 5,1$ cm y $5,3 \pm 0,3$ mm al fertilizar con 500 mg/L de nitrógeno y 50 mg/L de fósforo, provocando un aumento del 192 y 51 % respectivamente (Figura 4). Las concentraciones de fósforo afectaron significativamente (p value \leq 0,05) ambos atributos morfológicos, variando desde $12,4 \pm 1,9$ cm y $3,5 \pm 0,7$ mm con 0 mg/L hasta $25,7 \pm 4,1$ cm y $3,9 \pm 0,6$ mm al fertilizar con 250 mg/L de fósforo, provocando un aumento de 11 y 161%, respectivamente. No existió interacción entre los dos elementos tanto para en el crecimiento en diámetro (p value = 0,377), como en altura (p value = 0,467).

Al final del estudio la conductividad eléctrica del medio de crecimiento se incrementó significativamente (p value \leq 0,05) a medida que aumentó la concentración de nitrógeno, desde 1098 ± 286 μ S/cm con 0 mg/L hasta 1994 ± 186 μ S/cm al fertilizar con 500 mg/L de nitrógeno, provocando un aumento de 81,6%. No se observó efecto significativo del fósforo (p value = 0,186), aunque sí se detectó una interacción significativa entre ambos elementos (p value = 0,003) (Figura 5).



Figura 4. Efecto de la fertilización nitrogenada (0, 100, 200 y 400 mg/L) y fosforada (0, 50, 150 y 250 mg/L) en los parámetros morfológicos.

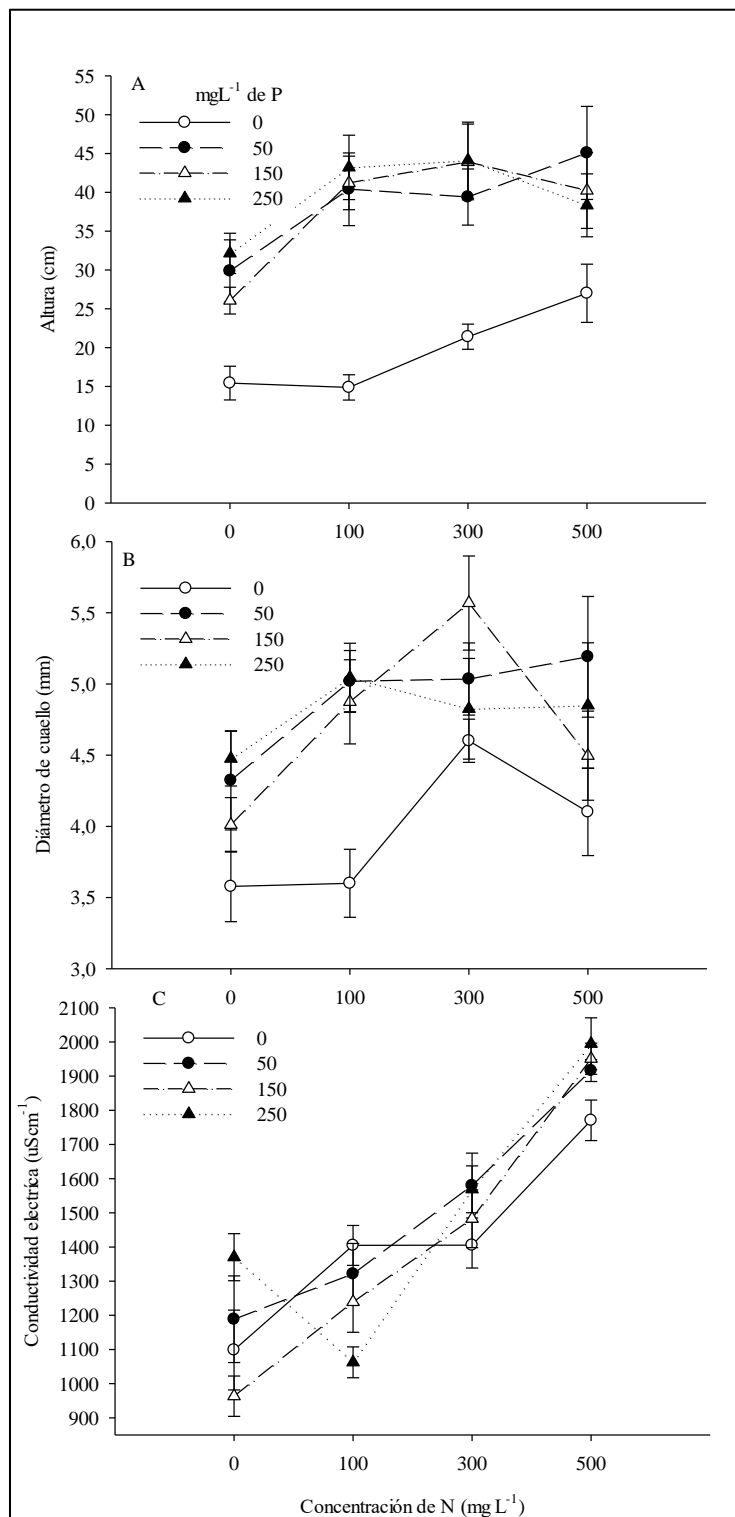


Figura 5. Efecto de la fertilización nitrogenada (0, 100, 200 y 400 mg/L) y fosforada (0, 50, 150 y 250 mg/L) al final del periodo de crecimiento. A) Altura. B) Diámetro de cuello. C) Conductividad eléctrica del medio de crecimiento. En plantas de raulí, valores corresponden a media \pm el error estándar (n = 9).

Biomasa Aérea y Área Foliar

La biomasa aérea y área foliar obtenida al final del periodo de evaluación se incrementó significativamente (p value < 0,001) con 100 mg/L y 300 mg/L de nitrógeno incorporados en el medio de crecimiento, variando desde $1,2 \pm 0,28$ g y 165 ± 51 cm² con 0 mg/L hasta $4,0 \pm 1,4$ g y $557,9 \pm 7,8$ cm² al fertilizar con 100 y 300 mg/L de nitrógeno, provocando un aumento de 233 y 238%, respectivamente (Figura 6).

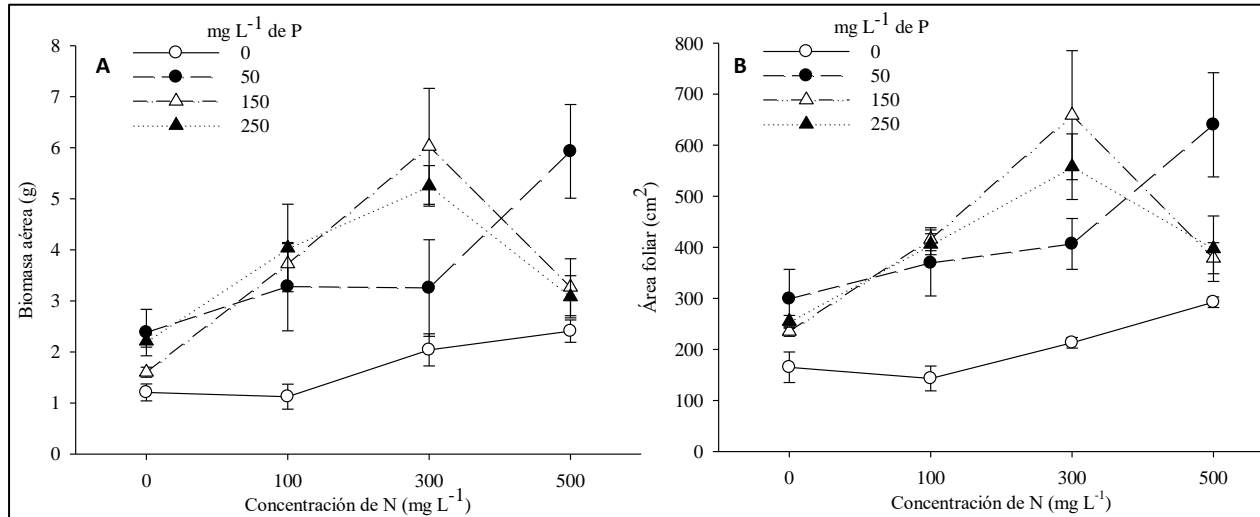


Figura 6. Efecto de la fertilización nitrogenada (0, 100, 200 y 400 mg/L) y fosforada (0, 50, 150 y 250 mg/L) al final del periodo de crecimiento. A) Biomasa aérea. B) Área foliar. En plantas de raulí, valores corresponden a media ± el error estándar (n = 9).

Intercambio Gaseoso

Sobre la respuesta fotosintética a variaciones PAR se observó una asíntota superior de $13,8 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$ a los $2000 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$ (figura 7). La curva se caracterizó por una primera fase creciente y lineal que demuestra la eficiencia en la utilización de la luz por los cloroplastos, con una pendiente inicial de $0,05 \frac{\text{CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^2}{\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}}$ representando la fase donde la aceleración del proceso cambia de signo pasando de una velocidad creciente a una decreciente. Una segunda fase donde la pendiente tiende a un valor de $0 \frac{\text{CO}_2 \text{ m}^2 \text{ s}^2}{\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}}$ donde el rendimiento de flujo de fotones disminuye hasta un valor constante de fotosíntesis.

A los $9 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$ de densidad de flujo de fotones no existió una asimilación de fotosíntesis neta, igualándose las pérdidas de carbono por respiración y la fijación fotosintética. Al final del periodo de crecimiento, la fotosíntesis incrementó significativamente en función del aumento de la concentración de nitrógeno (p value $\leq 0,05$) y la concentración de fósforo (p value = 0,001).

Se observó una alta interacción entre los elementos (p value = 0,006), hasta los 100 mg/L de nitrógeno y 50 mg/L de fósforo (figura 7). La fotosíntesis varió desde $3,6 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$ con 50 mg/L de P y 0 mg/L de N hasta $12,5 \mu\text{mol CO}_2/\text{m}^2\text{s}$ con 0 mg/L de P y 100 mg/L de N, induciendo un aumento de 347% en la capacidad fotosintética en la especie.

Contrastantemente, el aumento en la concentración sobre los niveles de 100 mg/L de N y 50 mg/L de P en la solución nutritiva no presentó efecto sobre en la capacidad fotosintética (p value > 0,05) (Figura 7).

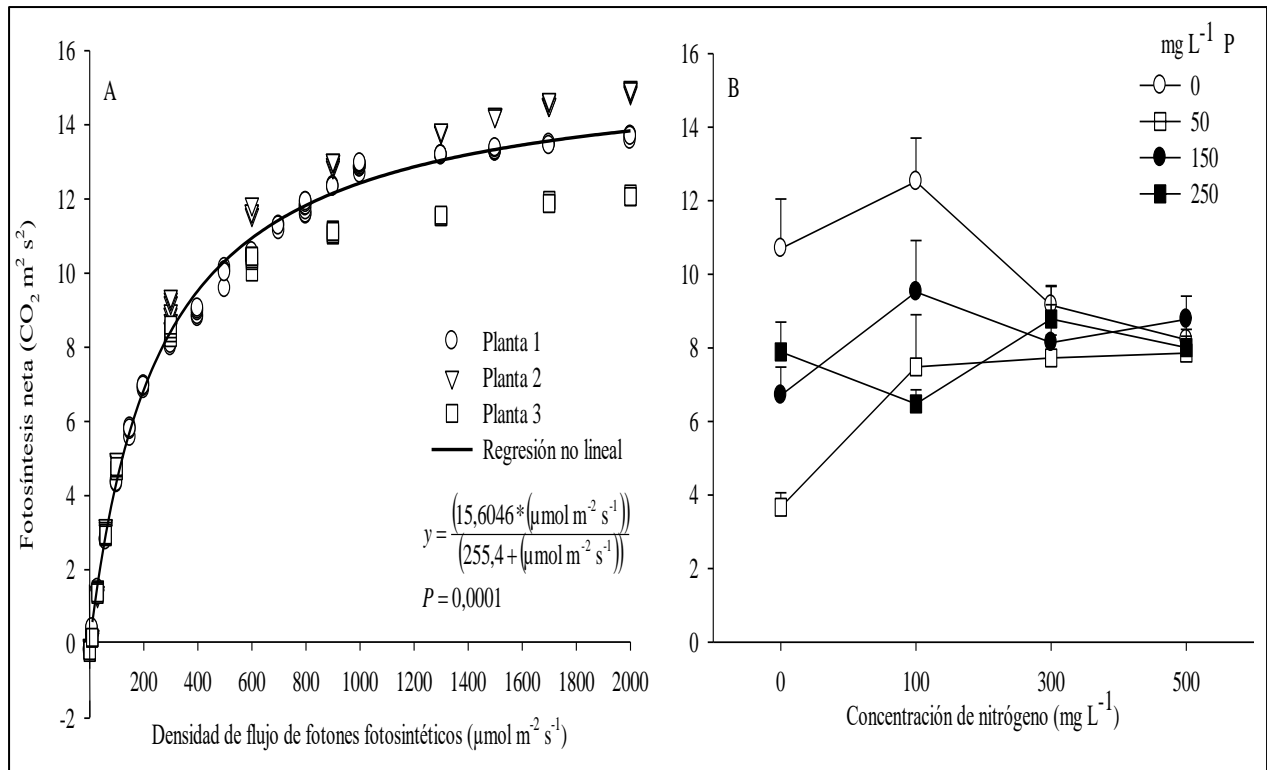


Figura 7. Tasas de intercambio gaseoso al finalizar el periodo de crecimiento, en plantas de raulí. A) Tasa fotosintética neta (Pn) a diferentes intensidades de luz (densidad de flujo fotónico), para el tratamiento control (0 mg/L de N, 0 mg/L de P). Datos observados (\circ , Δ , \square) y predicho (—). B) Tasa fotosintética neta (Pn) para el total de las concentraciones de N (0, 100, 300 y 500 mg/L) y P (0, 50, 150 y 250 mg/L). Valores corresponden a media \pm el error estándar (n = 9).

Producción Total de Brotes y Enraizamiento de Estacas de Primer y Segundo Orden

El aumento en las concentraciones de nitrógeno en el medio de crecimiento provocó una disminución en el número total de brotes de primer orden producidas por los setos, variando desde 12 brotes en el tratamiento 0 mg/L de N / 150 mg/L de P hasta 6 brotes en el tratamiento 500 mg/L de N / 0 mg/L de P, existiendo una disminución del 50% en el total de brotes producidos (Figura 8).

Al evaluar el efecto de la fertilización en el enraizamiento de las estacas estas variaron desde un 75% en el tratamiento 100 mg/L de N / 0 y 50 mg/L de P hasta un 38 % en el tratamiento 500 mg/L de N / 250 mg/L de P, constatándose una disminución en el enraizamiento de un 37% a medida que aumentan las concentraciones de nitrógeno.

Al analizar el efecto de la fertilización nitrogenada y fosforada sobre el número total de estacas de segundo orden producidas, no se observa efecto de las concentraciones de nitrógeno ni de fósforo en esta variable (*p value* > 0,05).

Respecto al enraizamiento de estacas de primer y segundo orden, en ambos casos el mayor porcentaje de enraizamiento se obtuvo con la concentración de 100 mg/L de N / 50 mg/L de P (Figura 9).

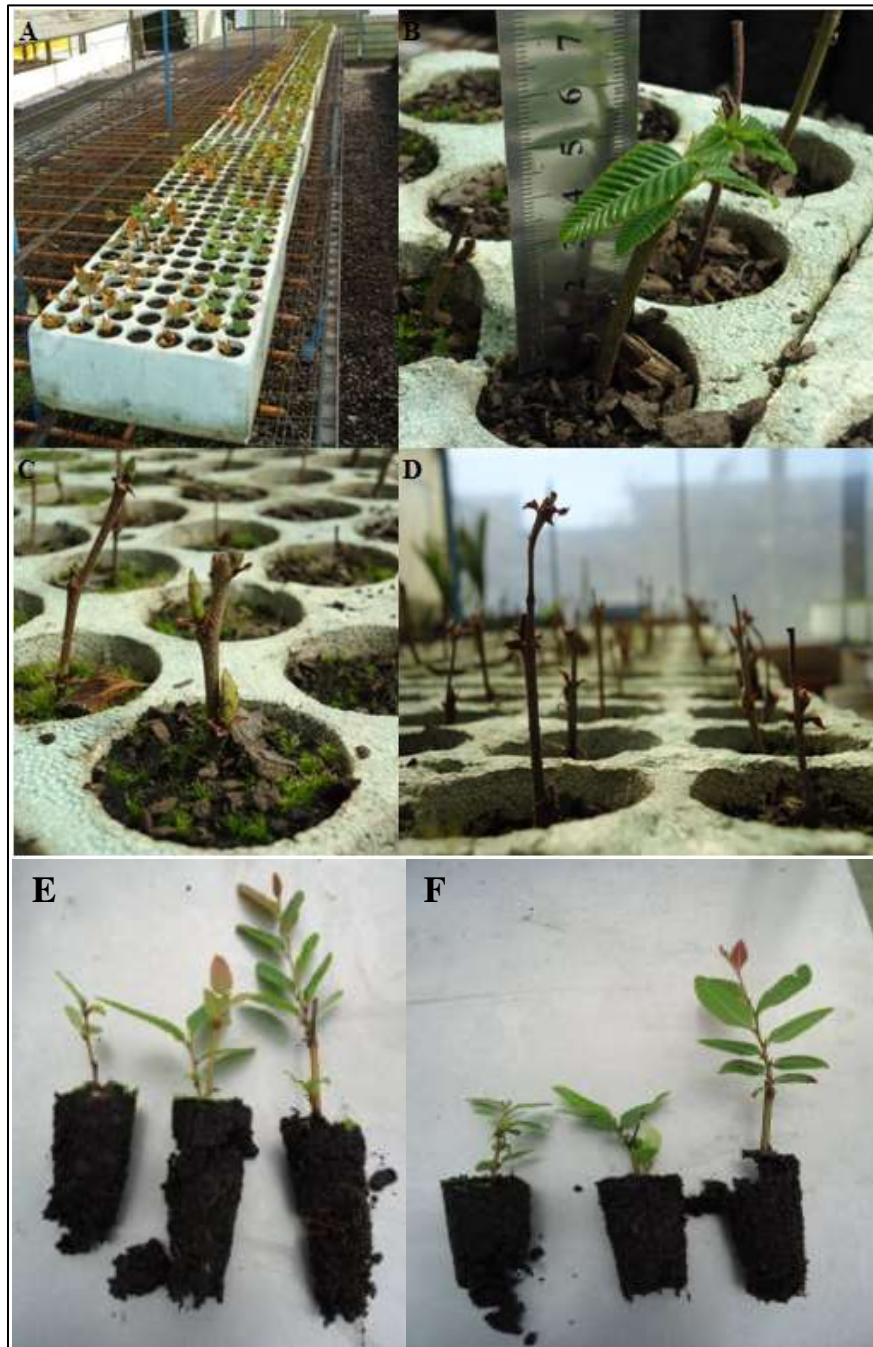


Figura 8. Efecto de la fertilización nitrogenada (0, 100, 300 y 500 mg/L) y fosforada (0, 50, 150 y 250 mg/L) en el enraizamiento de las estacas establecidas en el medio de crecimiento durante la estación de otoño: Establecimiento del ensayo de enraizamiento A); estacas enraizadas (B); brotación de las estacas (C); mortalidad de estacas (D); enraizamiento de estacas de primer orden (E) y enraizamiento de estacas de segundo orden (F).

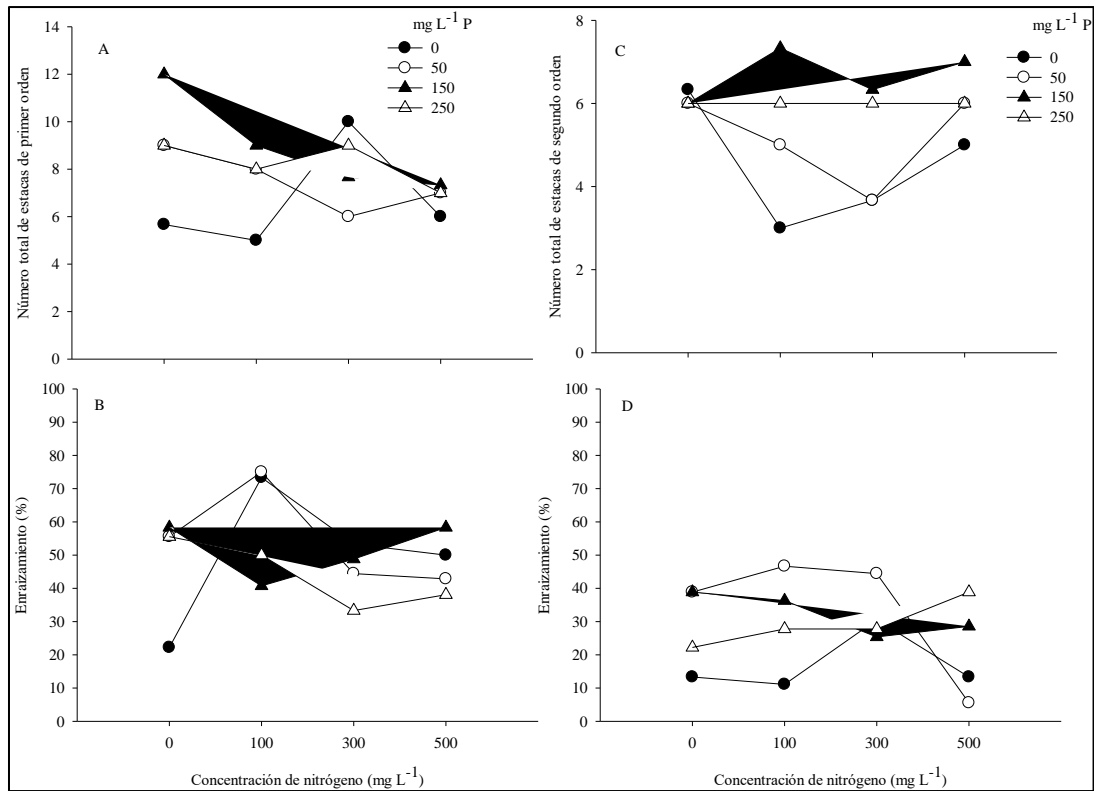


Figura 9. Efecto de la fertilización nitrogenada (0, 100, 300 y 500 mg/L) y fosforada (0, 50, 150 y 250 mg/L) en el número total de estacas de primer y segundo orden producidas, y el porcentaje de sobrevivencia asociado: Número total de estacas de primer orden producidas (A); porcentaje de enraizamiento en estacas de primer orden (B); número total de estacas de segundo orden (C) y porcentaje de enraizamiento en estacas de segundo orden (D).

DISCUSIÓN

Setos de *raulí* cultivados en macetas, usando corteza compostada de pino como sustrato, presentaron diversas respuestas a los tratamientos de fertilización, siendo explicadas satisfactoriamente por el modelo de crecimiento Michaelis-Menten de dos parámetros, que logra describir la relación entre la absorción de nutrientes, el crecimiento de las plantas y el esquema de fertilización, descrito previamente por Salifu & Timmer (2003) para diferenciar la deficiencia de nutrientes, la suficiencia, el consumo de lujo y la toxicidad en plantas de *Picea mariana*.

El crecimiento en diámetro y altura de las plantas incrementaron significativamente a medida que aumentaron las concentraciones de nitrógeno y fósforo hasta los 100 mg/L de N / 50 mg/L de P (periodo de deficiencia), respuesta que se explica por la disponibilidad de nutrientes minerales (Landis, 2000). El crecimiento denotó estabilización sobre el tratamiento de 300 mg/L de N / 50 mg/L de P (periodo de consumo excesivo) producto del aumento en el contenido de nutrientes minerales presentes en el medio de crecimiento. Eventualmente, el crecimiento declinó debido a las altas tasas de nitrógeno y fósforo aplicadas sobre el tratamiento de 500 mg/L de N / 150 mg/L de P, observándose toxicidad en las plantas.

Los resultados obtenidos en este estudio ratifican lo planteado por Imo & Timmer (1992), quienes al contrastar plantas de *Prosopis chilensis* no fertilizadas, con aquellas fertilizadas con 200 mg/L de nitrógeno, establecieron que la fertilización provocó un incremento en la altura de las plantas entre 1047 y 1294% (p value < 0,001). Esto coincide también con lo observado por Hernández & Rubilar (2012), quienes a una concentración de 400 mg/L de nitrógeno en el medio de crecimiento, determinaron un efecto positivo en la elongación de los brotes de *P. radiata*, correspondiente a un 93% de mayor crecimiento, respecto al tratamiento control (no fertilizado). Así mismo, investigaciones realizadas en *Pinus halepensis* determinaron que el crecimiento en altura de las plantas en vivero aumentó

significativamente (p value < 0,001) en un 310% y la supervivencia en un 37% en plantas que fueron fertilizadas, con respecto al tratamiento control (no fertilizado) (Oliet *et al.*, 2009).

Del mismo modo, el incremento en crecimiento observado en respuesta a una alta disponibilidad de fósforo en el medio de crecimiento, concuerda con lo reportado para varias especies arbóreas establecidas en campo o en condiciones artificiales (Chang, 2003). Diversos autores sugirieron un efecto positivo del fósforo en el desarrollo de las raíces (Salisbury & Ross, 2000). Plantas de *Pseudotsuga menziesii* fertilizadas con nitrógeno y fósforo presentaron un incremento significativo en la biomasa total y en el desarrollo de raíces en terreno (Bigg & Schalaus, 1990). Domínguez *et al.* (2000) indican que plantas de *Pinus pinea* en vivero responden a una mayor disponibilidad de fósforo presentando un mayor número de raíces, y posteriormente una alta capacidad de crecimiento de raíces al ser establecidas en terreno. Antecedentes establecidos bajo la premisa de que un mayor volumen radical de las plantas producidas en vivero favorecerá una mayor capacidad de absorción de agua y nutrientes, y por ende un mayor crecimiento inicial en terreno (Landis *et al.*, 1985).

El aumento en la conductividad eléctrica por sobre $1.256 \pm 146 \mu\text{s}/\text{cm}$, como consecuencia de las altas concentraciones de nitrógeno incorporadas al medio de crecimiento, provocó una toxicidad que se manifestó en la disminución del crecimiento de las plantas; también demostró la alta sensibilidad de raulí a los cambios de concentraciones de nutrientes del medio de crecimiento. Estos mismos efectos han sido observados en otras especies (Hernández & Rubilar, 2012). Los resultados obtenidos ratificaron lo planteado por Timmer & Armstrong (1987), quienes establecieron que un aumento en la conductividad eléctrica producto de una saturación de fertilizantes en el medio de crecimiento afecta a la biomasa total de la planta, siendo posible la visualización de síntomas foliares, y la presencia de daños en el sistema radicular, asociados a cambios de la presión osmótica, producto de la toxicidad de cationes o aniones específicos (Thornton *et al.*, 1988). En este sentido niveles óptimos de conductividad eléctrica asociados a la incorporación de nutrientes al medio de crecimiento, maximizarían la absorción y crecimiento de las plántulas; tal como se ha evidenciado en experimentos con plantas de *Picea mariana* y *Picea glauca*, las que presentaron su óptimo crecimiento entre 1.200 y $2.500 \mu\text{s}/\text{cm}$ (Phillion & Bunting, 1983). Similares resultados fueron obtenidos en *Pinus resinosa* obteniéndose su óptimo crecimiento entre 1.800 y $2.200 \mu\text{s}/\text{cm}$ (Timmer & Parton, 1984).

La fotosíntesis neta de las plantas se incrementó significativamente a medida que aumentaron las concentraciones de nitrógeno y fósforo, hasta alcanzar el intervalo de deficiencia de nutrientes (100 mg/L de N / 50 mg/L de P) y coincidiendo con los resultados de crecimiento en altura y diámetro. Esto se debe a que a medida que aumentan las concentraciones de nitrógeno en la solución nutritiva, se incrementan las concentraciones de nitrógeno a nivel foliar (Hernández & Rubilar, 2012), hasta el intervalo de periodo de consumo excesivo (Salifu & Timmer, 2003). En este contexto, el incremento de la fotosíntesis producto de la fertilización provocó una mayor distribución de nitrógeno destinado a la producción de enzimas, encargadas en reaccionar con el carbono, aumentando las tasas de fijación del CO_2 y traduciéndose en energía para la planta (Nicodemus *et al.*, 2008). Así mismo, concentraciones adecuadas de fósforo incorporadas al medio de crecimiento provocaron un aumento en el crecimiento y fotosíntesis neta. Los resultados obtenidos ratifican lo planteado por Loustau *et al.* (1999), quienes determinaron que la nutrición fosforada afecta a la fotosíntesis principalmente a través de limitaciones químicas, tal como la disminución de la conductancia estomática, producto de la disminución del fósforo. Análogamente, tratamientos que sobrepasaron el intervalo de deficiencia, producto de una inadecuada concentración de fósforo, presentaron una disminución en la biomasa aérea de las plantas y en el área foliar. Esto es coincidente con lo planteado por Radin & Eidenbock (1984), quienes demostraron que plantas de algodón disminuyeron el área foliar producto de la deficiencia de fósforo, como consecuencia de la reducción de la conductancia estomática. Del mismo modo, en plántulas de *P. radiata* la deficiencia de fósforo causó una reducción en el número de acículas y en el área foliar total (Conroy *et al.*, 1986), fenómeno corroborado por Conroy *et al.* (1990), quienes determinaron que adecuadas concentraciones de fósforo (100 Kg/ha) incrementan el crecimiento de las plantas, principalmente por el aumento en la tasa de asimilación de CO_2 .

Estacas recolectadas desde plantas sometidas a los tratamientos 100 mg/L de N / 50 mg/L de P; 100 mg/L de N / 0 mg/L de P obtuvieron altos porcentajes de enraizamiento ($76 \pm 2,0\%$). Esto se debe principalmente a los niveles de nitrógeno incorporados al medio de crecimiento, que permiten obtener estacas que forman callos en un menor período y que enraízan de forma apropiada. En raulí se encontró

una relación entre los niveles de nitrógeno incorporados al medio de crecimiento y el enraizamiento adventicio, por ello la relación de carbohidrato y nitrógeno pueden ser manipuladas por las variaciones en las concentraciones de fertilizante. Se debe tener en cuenta que la nutrición nitrogenada afecta, los contenidos de hidrato de carbono, las concentraciones de nitrógeno en los tejidos (Moe & Andersen, 1988), la producción de brotes y el enraizamiento adventicio. Una alta relación carbohidratos/nitrógeno promueve el enraizamiento y un cambio en esta relación puede afectar la respuesta rizogénica (Moe & Andersen, 1988). La nutrición nitrogenada de setos de *Pino taeda* afecta los niveles de carbohidratos, la producción de vástagos y el enraizamiento adventicio. Los carbohidratos influyen en el enraizamiento debido a que proporcionan energía de reserva y estructuras de carbono para apoyar la iniciación y crecimiento de raíces. Además, las altas concentraciones de nitrógeno tienden a fomentar el consumo de hidratos de carbono disponibles para aumentar el crecimiento. Esto sugiere que una baja relación de nitrógeno en relación con hidratos de carbono disponibles, da lugar a una tendencia de almacenamiento de hidratos de carbono y los fotosintatos serían dirigidos a la formación de raíces adventicias.

CONCLUSIONES

Una concentración de nitrógeno de 500 mg/L proporcionada al medio de crecimiento causó toxicidad en las plantas, producto del incrementó de la conductividad eléctrica hasta los $1.994 \pm 186 \mu\text{S}/\text{cm}$. Las concentraciones de fósforo empleadas (0, 50, 150, 250 mg/L) no afectaron a la conductividad eléctrica.

Al aumentar las concentraciones en el medio de crecimiento sobre los 100 mg/L de nitrógeno y 150 mg/L de fósforo disminuye la fotosíntesis neta, lo que se traduce en una disminución en las tasas de crecimiento en altura, diámetro, biomasa y área foliar.

El aumento en las concentraciones de nitrógeno en el medio de crecimiento provocó una disminución en el número total de brotes de primer orden producidas, no existiendo un efecto en el número total de estacas de segundo orden.

Los niveles de 100 mg/L de N / 0 mg/L de P; 100 mg/L de N / 50 mg/L mostraron los mejores resultados respecto al porcentaje de enraizamiento en estacas de primer orden. No se encontró un efecto de la fertilización en el enraizamiento de estacas de segundo orden.

REFERENCIAS

- Bigg W.L. & Schalau, J.W. (1990). Mineral nutrition and the target seedling. In: Rose, R., Campbell, S.J. & Landis, T.D. (Eds). Proceedings of the Combined Meeting of the Western Forest Nursery Associations. Roseburg, Ore. 13-17 August, 1990. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. General Technical Report RM-200. Pp: 139-160.
- Campbell, C.D. & Sage, R.F. (2006). Interactions between the effects of atmospheric CO₂ content and P nutrition on photosynthesis in white lupin (*Lupinus albus* L.). *Plant Cell and Environment*, 29. Pp: 844–853. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2005.01464.x>
- Chang, S. (2003). Seedling sweetgum (*Liquidambar styraciflua* L.) halvesib family response to N and P fertilization: growth, leaf area, net photosynthesis and nutrient uptake. *Forest Ecology and Management*, 173. Pp: 281-291. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00007-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00007-5)
- Comerford, N. & Fisher, R. (1984). Using foliar analysis to classify nitrogen-deficient sites. *Soil Science Society of America Journal*, 48. Pp: 910-914. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800040042x>
- Conroy, J.P., Milham, P.J., Reed, M.L. & Barlow, E.W. (1990). Increases in phosphorus requirements for CO₂-enriched pine species. *Plant Physiology*, 92. Pp: 977-982. <https://doi.org/10.1104/pp.92.4.977>
- Conroy, J.P., Smillie, R.M., Küppers, M., Bevege, D.I. & Barlow, E.W. (1986). Chlorophyll a fluorescence and photosynthetic and growth responses of *Pinus radiata* to phosphorus deficiency, drought stress, and high CO₂. *Plant Physiology*, 81. Pp: 423-429. <https://doi.org/10.1104/pp.81.2.423>
- Coombs, J., Hind, G., Leegood, R.C., Tieszen, L.L. & Vonshak, A. (1985). Analytical Techniques. In: Coombs, J., Hall, D.O., Long, S.P. & Scurlock, J.M.O. (Eds). *Techniques in Bioproductivity and photosynthesis* 2nd edition. Pergamon Press. Pp: 219-220.

- Domínguez, S., Oliet, J., Ruíz, L., Carrasco, I. & Peñuelas, J. (2000). Influencia de la relación NPK en el desarrollo en vivero y campo de planta de *Pinus pinea* L. En: Actas del 1er Simposio del Pino Piñonero. Valladolid. 22-24 febrero, 2000.
- Donoso, P., Monfil, T., Otero, L. & Barrales, L. (1993). Estudio de crecimiento de plantaciones y renovales manejados de especies nativas en el área andina de las provincias de Cautín y Valdivia. *Ciencia e Investigación Forestal* 7: 253-287. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.1993.188>
- Donoso, P., Donoso, C., Marchelli, P., Gallo, L. & Escobar, B. (2006). *Nothofagus nervosa* (Phil.) Dim. et Mil. En: Donoso, C. (Ed). Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina autoecología. Editorial Marisa Cuneo. Valdivia, Chile. Pp: 448-461.
- Duryea, M.L. & McClain, K. (1984). Altering seedling physiology to improve reforestation success. In: Duryea, M.L. & Brown, G.N. (Eds). Seedling physiology and reforestation manual. Success I. Proceedings of the Physiology Working Group Technical Session. Oregon State University. Corvallis, Oregon. USA. Pp: 77-114. https://doi.org/10.1007/978-94-009-6137-1_5
- Flugge, U., Freisl, M. & Heldt, H. (1980). Balance between metabolite accumulation and transport in relation to photosynthesis by isolated spinach chloroplasts. *Plant Physiology*, 65. Pp: 574-577. <https://doi.org/10.1104/pp.65.4.574>
- Hernández, A. & Rubilar, P. (2012). Efecto de la fertilización nitrogenada y fosforada en el desarrollo y fenología de brotes de setos de *Pinus radiata*. *Bosque*, 33. Pp: 53-61. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002012000100006>
- Howell, K. & Harrington, T. (2004). Nursery practices influence seedling morphology, field performance, and cost efficiency of containerized cherrybark oak. *Southern Journal of Applied Forestry*, 28. Pp: 152-162. <https://doi.org/10.1093/sjaf/28.3.152>
- Imo, M. & Timmer, V. (1992). Nitrogen uptake of mesquite seedlings at conventional and experimental fertilization schedules. *Soil Science Society of America Journal*, 56. Pp: 927-934. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030041x>
- Landis, T.D. (1985). Mineral nutrition as an index of seedling quality. En: Duryea, M. (Ed). Evaluating seedling quality: principles, procedures and predictive abilities of mayor test. Forest Research Lab. Oregon State University Corvallis. Pp: 29-48.
- Landis, T.D. (2000). Manual de viveros para la producción de especies forestales en contenedor. In Landis, T.D., Tinus, R.W., McDonald, S.E. & Barnett, J.P. Manual Agrícola. V. 4. Department of Agriculture, Forest Service. Washington DC. Pp: 1-67.
- Lara, A., Cortés, M. & Echeverría, C. (2000). Bosques. En: Sunkel, O. (Ed). Informe país: Estado actual del medio ambiente en Chile. Centro de Estudios de Política Pública. Universidad de Chile. Santiago. Pp: 131-173.
- Loustau, D., Ben Brahim, M., Gaudillière, J.P. & Dreyer, E. (1999). Photosynthetic responses to phosphorus nutrition in two-year-old maritime pine seedlings. *Tree Physiology*, 19. Pp: 707-715. <https://doi.org/10.1093/treephys/19.11.707>
- Marschner, H. (1995). Mineral nutrition of higher plants, 2nd ed. Academic Press. London.
- Moe, R. & Andersen, A.S. (1988). Stockplant environment and subsequent adventitious rooting. En: Davies, T.D., Haissig, B.E. & Sankula, N. (Eds). Adventitious Root Formation in Cuttings, Dioscorides, Portland, OR. Pp: 214-234.
- Nicodemus, M., Salifu, F. & Jacobs, D. (2008). Growth, nutrition, and photosynthetic response of Black walnut to varying nitrogen sources and rates. *Journal of Plant Nutrition*, 31. Pp: 1917-1936. <https://doi.org/10.1080/01904160802402856>
- Oliet, J., Planelles, R., Artero, R.F., Valverde, R., Jacobs, D. & Segura, M. (2009). Field performance of *Pinus halepensis* planted in Mediterranean arid conditions: relative influence of seedling morphology and mineral nutrition. *New Forests*, 37. Pp: 313-331. <https://doi.org/10.1007/s11056-008-9126-3>
- Phillion, B.J. & Bunting, W.R. (1983). Growth of spruce seedlings at various soluble fertilizer salt levels. *Tree Plant Notes*, 34. Pp: 31-33.
- Radin, J. & Eidenbock, M. (1984). Hydraulic conductance as a factor limiting leaf expansion of phosphorus-deficient cotton plants. *Plant Physiology*, 75. Pp: 372-377. <https://doi.org/10.1104/pp.75.2.372>
- Reich, P., Oleksyn, J. & Wright, I. (2009). Leaf phosphorus influences the photosynthesis-nitrogen relation: a cross-biome analysis of 314 species. *Oecologia*, 160. Pp: 207-212. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1291-3>

- Reyes, R., Gerding, V. & Donoso, C. (2007). Crecimiento de una plantación de *Nothofagus nervosa* durante 20 años en Valdivia. *Bosque*, 28: Pp: 129-138. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002007000200005>
- Salisbury, F. & Ross, C. (2000). *Fisiología vegetal*. Thomson Editores. Madrid. 988 p.
- Sepúlveda, C. & Stoll, A. (2003). Presencia de *Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl.) Oerst. (Fagaceae) en el borde costero de la Región del Maule, Chile central. *Gayana Botanica*, 60. Pp: 134-135. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432003000200008>
- Salifu, K. & Timmer, V. (2003). Optimizing nitrogen loading of *Picea mariana* seedlings during nursery culture. *Canadian Journal Forest Research*, 33. Pp: 1287-1294. <https://doi.org/10.1139/x03-057>
- Silvak, M.N. & Walker, D.A. (1986). Photosynthesis in vivo can be limited by phosphate supply. *New Phytologist*, 102. Pp: 499-512. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1986.tb00826.x>
- Timmer, V. & Armstrong, G. (1987). Growth and nutrition of containerized *Pinus resinosa* at exponentially increasing nutrient additions. *Canadian Journal Forest Research*, 17. Pp: 644-647. <https://doi.org/10.1139/x87-105>
- Timmer, V. & Parton, W. (1984). Optimum nutrient levels in a container growing medium determined by a saturation aqueous extract. *Commun. Soil Science and Plant Analysis*, 15. Pp: 607-618. <https://doi.org/10.1080/00103628409367502>
- Thornton, F.C., Schaedle, M. & Raynal, D.J. (1988). Sensitivity of red oak (*Quercus rubra* L.) and American beech (*Fagus grandifolia* Ehrh.) seedlings to sodium salts in solution culture. *Tree Physiology*, 4. Pp: 167-172. <https://doi.org/10.1093/treephys/4.2.167>
- Van Den Driessche, R. (1991). Effects of nutrients on stock performance in the forest. En: *Mineral nutrition of conifer seedlings*. CRC Press. Florida, USA. Pp: 229-260.



APUNTE

Protección de Suelos Hidromórficos y Restauración de Bosques Fragmentados de la Región de Aysén

Salinas, Jaime^{1*} y Luco, Carlos²

¹Investigador. Instituto Forestal. Sede Patagonia, Coyhaique. jsalinas@infor.cl

²Estudiante de Ingeniería Forestal Universidad Austral de Chile. En práctica en INFOR

* Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2021.551>

Recibido: 05.08.2021; Aceptado 28.08.2021

RESUMEN

La fragmentación del hábitat ha sido reconocida como una de las principales amenazas para los ecosistemas de todo el mundo. La acción del hombre es considerada como uno de las principales causas que originan la fragmentación del paisaje natural a través de la intensificación del uso del suelo para su desarrollo económico. Conocer el estado de fragmentación y transformación de un paisaje boscoso es crucial para una adecuada planificación y restauración de los territorios afectados. A pesar de su importancia, es escasa la información precisa sobre técnicas de establecimiento de plantas nativas que permitan la recuperación del paisaje y su conservación. En este trabajo se busca evaluar la variabilidad en el desempeño, en términos de supervivencia (S%), altura total (HT) y diámetro de cuello (DAC), de plantas nativas (lenga, ñirre, calafate) en relación a dos métodos de establecimiento y se estima el costo monetario del establecimiento. La plantación se realizó en una superficie de 1 ha, la densidad de plantación fue de 1.666 arb/ha, distribuidos en forma regular e irregular en el sitio. El método de plantación considero la instalación de 64 núcleos (clúster) de 20 plantas, además alrededor de cada núcleo se estableció una cantidad variable de plantas aleatoriamente dispersas (entre 4 y 8 colindantes a los núcleos). La supervivencia general de las tres especies fue alta, pasadas tres temporadas se logró un 91% y 80% de supervivencia para los métodos de plantación aleatoria (AL) y en núcleo (NU), respectivamente. Ñirre fue la especie de mejor adaptación al sitio, presentando los mayores incrementos de diámetro (INC_{DAC}) al ser plantado en forma aleatoria (2,2 mm/año) e incrementos en altura (INC_{HT}) al ser plantado en núcleo (23,5 cm/año). Este estudio proporciona antecedentes para aplicar enfoques de restauración para tres especies nativas presentes en ecosistemas alterados de la patagonia y se espera constituya un aporte a la comprensión de la resiliencia de los bosques nativos fragmentados de Aysén

Palabras clave: Recuperación, plantación en núcleos, ñirre, lenga.

SUMMARY

Habitat fragmentation has been recognized as one of the main threats to ecosystems around the world. The man action is considered as one of the main causal agents that originate the fragmentation of the natural landscape through the intensification of the use of the land for its economic development. Knowing the state of fragmentation and transformation of a forested landscape is crucial for proper planning and restoration of the affected territories. Despite its importance, there is scarce precise information on native plant establishment techniques that obtain the recovery of the landscape and its conservation status. This work seeks to evaluate the variability in performance, in terms of survival (S%), total height (HT) and neck diameter (DAC), of native plants (lenga, ñirre, calafate) in relation to two methods of establishment and the monetary cost of the establishment was estimated. The plantation was carried out on a surface area of 1 ha, the plantation density was 1,666 arb/ha, distributed in a regular and irregular way on the site. The planting method considered the installation of 64 nuclei (cluster) of 20 plants, in addition to around each nucleus a variable amount of randomly dispersed plants was established (between 4 and 8 adjacent to the nuclei). The general survival of the three species was high, after three seasons, 91% and 80% survival was achieved for the random (AL) and nucleus (NU) planting methods, respectively. Ñirre was the species with the best adaptation to the site, presenting the largest increases in diameter (INC_{DAC}) when planted randomly (2,2 mm/year) and increases in height (INC_{HT}) when planted in the nucleus (23,5 cm/year). This study provides antecedents to apply restoration approaches for three native species present in altered ecosystems of Patagonia and constitutes a contribution to the understanding of the resilience of the fragmented native forests of Aysén.

Key Words: Recovery, planting in nuclei, ñirre, lenga.

INTRODUCCIÓN

Por miles de años el ser humano y otras especies vivientes han estado en una estrecha relación con los bosques. Los humanos alteran los regímenes de perturbación de manera significativa, incrementando su escala y severidad, y reduciendo la resiliencia de los ecosistemas (Walker, 2011). Ejemplo de ello son las innumerables interacciones entre animales y plantas que ocurren en el medio natural, que responden a interacciones que provocan consecuencias positivas (facilitación), negativas (competencia) o neutras (Salinas *et al.*, 2017).

Es así como el uso intensivo de la tierra por causa de la actividad humana, asociado a la expansión agrícola y ganadera, y la explotación forestal, constituye un problema actual en el marco de la conservación de la biodiversidad, donde acciones de origen antrópico han acelerado la pérdida, fragmentación y degradación de hábitat silvestres, afectando la heterogeneidad y estructura natural del paisaje (Grez *et al.*, 2007).

La fragmentación del hábitat y la pérdida de bosques han sido reconocidas como una gran amenaza para los ecosistemas en todo el mundo (Armenteras *et al.*, 2003; Dale y Pearson, 1997; Iida y Nakashizuka, 1995; Noss, 2001). Esta fragmentación también puede tener efectos negativos en la riqueza de especies al reducir la probabilidad de una dispersión y establecimiento exitosos (Gigord *et al.*, 1999), así como al reducir la capacidad de un parche de hábitat para sostener una población residente (Iida y Nakashizuka, 1995).

Desde inicios del siglo XX, junto a los primeros vestigios de colonización del territorio aysenino, los bosques nativos fueron objeto de fuertes disturbios antrópicos. Enormes extensiones de terrenos fueron afectadas por los más grandes incendios de bosques registrados en Chile, iniciados con el fin de habilitar suelos para la agricultura y la ganadería. Se cree que alrededor de 3,5 millones de hectáreas fueron consumidas por los incendios en la región (Quintanilla *et al.*, 2008).

La deforestación y la ganadería son uno de los tantos factores de degradación del hábitat. La ganadería extensiva ha experimentado un incremento sustancial en la carga de herbívoros. Estos cambios en los niveles de carga incrementan el impacto del ganado sobre el sistema boscoso y arbóreo del lugar (Echeverría *et al.*, 2014). El constante tránsito y ramoneo por parte de ovinos, bovinos y equinos en el sector genera daños en la regeneración natural de especies autóctonas, afectando su capacidad de permanencia en el bosque y sus funciones ecosistémicas. En cuanto al ganado bovino, estos mantienen un hábito nutricional pastoreador, sin embargo, cuando la cantidad de forraje herbáceo disminuye (volviéndose una limitante para su consumo) comienzan a ramonear especies leñosas.

Lo anterior, conlleva a que individuos del género *Nothofagus*, como ñirre (*Nothofagus antártica* (G. Forst) Oerst) o lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl) Krasser), pierdan su capacidad regenerativa natural al estar en constante pérdida de biomasa vegetal y cobertura arbórea. El daño provocado por herbívoros en las zonas meristemáticas dificulta el crecimiento apical de las plantas, produciendo deformaciones y un aumento en la producción de ramas laterales. En consecuencia, la degradación del bosque, en cuanto a cantidad y calidad de las plantas, expone a la superficie del suelo ante diversos agentes erosivos, como precipitación y escorrentía superficial para el caso de los suelos hidromórficos.

En este contexto, los suelos hidromórficos son suelos que presentan excesos permanentes o prolongados de agua en su estructura durante períodos invernales, cuyo drenaje interno se ve ralentizado por causa del excedente hídrico que manifiesta. Esta condición suele darse en sitios planos, cercanos a cursos de agua o napas freáticas y con limitantes de drenaje/escurrimiento.

Son suelos con alta susceptibilidad a la erosión, si se suma una baja cobertura arbórea y tráfico constante de ganado que perjudica el desarrollo de especies que pudieran generar una estructura protectora. Para este caso, la exclusión del ganado surge como una medida para mitigar el grado de degradación del suelo, depredación de las plantas y fragmentación del bosque. Este procediendo impide el acceso animal, aplicando acciones conjuntas que integren el manejo y establecimiento de nuevas plantas, fomentando la restauración activa y pasiva de parches fragmentados que permitan revertir procesos de disturbios.

OBJETIVOS

- Evaluar la variabilidad en el desempeño, en términos de supervivencia, altura y diámetro de plantas nativas en relación a su método de plantación.
- Cuantificar los costos monetarios de la práctica de restauración de suelos hidromórficos y fragmentados.

METODOLOGIA

Área de Estudio

El área de estudio corresponde al sector Mano Negra, ubicado en la provincia de Coyhaique, situado a 30 km al norte de la ciudad de Coyhaique (capital regional), a una altura sobre el nivel del mar de 670 m, LS 45°26'34" y LW 72°00'27" (Figura 1). Este sitio se caracteriza por poseer bosques fragmentados del género *Nothofagus*, presentando individuos de lenga y ñirre en distribución aislada, que se han desarrollado en sitios de saturación hídrica (suelos hidromórficos) que ha albergado durante años una ganadería extensiva. Ambos factores han repercutido en una evidente degradación de la funcionalidad ecológica y estructura original del bosque remanente.

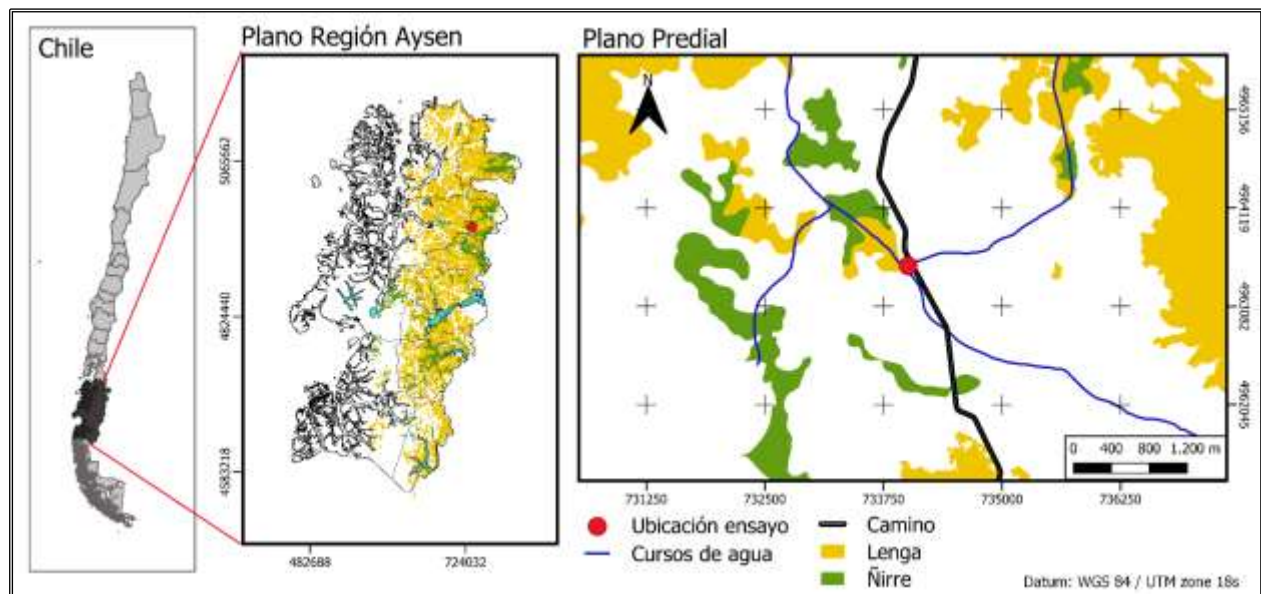


Figura 1. Ubicación General del Área de Trabajo en Sector Mano Negra, Comuna de Coyhaique, Región de Aysén, Chile.

-Relieve. El área circundante a la ubicación del ensayo posee una geografía montañosa, con valles angostos y encajonados por la Cordillera de Los Andes, estos valles han sido moldeados por la actividad glacial (Salinas *et al.*, 2018). Específicamente dentro del ensayo el terreno es plano con pendientes suaves (0-5%) en toda su superficie, condicionando la susceptibilidad del suelo al anegamiento temporal.

-Hidrografía. El ensayo se encuentra inserto dentro de la cuenca hidrográfica del río Aysén, la cual en su recorrido recibe como afluentes principales al río Ñirehuao y al río Emperador Guillermo (DGA, 2004). Por el perímetro del ensayo convergen dos afluentes provenientes de quebradas de sectores montañosos aledaños, uno de estos afluentes cruza por dentro del lugar del ensayo. Ambos afluentes convergen transformándose en el estero El Turbio, a su vez este afluente desemboca en el río Emperador Guillermo.

-Clima. Esta zona corresponde a la ecorregión Templada Húmeda (Cfb) (Hepp y Stolpe, 2014), el clima es frío lluvioso con temperaturas y precipitaciones medias anuales de 8,1 °C y 1.149 mm/año (Salinas *et al.*, 2018). El mes más cálido corresponde a enero con una temperatura media de

13,7°C, máxima media de 19,5°C y una mínima media de 8,8°C. El mes más frío corresponde a julio con una temperatura media de 2,0°C, máxima media de 5,5°C, y una mínima media de -0,4°C (Hepp y Stolpe 2014).

De acuerdo a la clasificación Koeppen, el clima corresponde al Trasandino con Degradación Esteparia y se caracteriza por un volumen de precipitaciones y potencia de los vientos de gran intensidad. Los vientos promedios fluctúan entre 37 y 56 km/h, con ráfagas de 60-80 km/h en época de primavera (Salinas y Acuña, 2013).

-Vegetación. La vegetación predominante del sector es el bosque caducifolio de *Nothofagus*, asociado al Tipo Forestal Lengua. En general el recurso forestal en esta zona está constituido mayoritariamente por bosques puros de lengua, pero también bosques de ñirre en ciertos sectores más húmedos y en transición hacia zonas esteparias (Hepp y Stolpe, 2014). En relación a la vegetación arbustiva se menciona calafate (*Berberis microphylla* G. Forst.) y michay (*Berberis darwinii* Hook.) como los arbustos más característicos (Hepp, 1996).

Como denominador común para este sector se mencionan los grandes incendios forestales ocurridos durante la primera mitad del siglo XX los que modelaron el paisaje, causando altos niveles de degradación del bosque nativo y grandes extensiones de praderas naturalizadas donde dominan especies herbáceas de bajo crecimiento como: pasto del chanco; chinilla; siete venas; diente de león; pimpinela y trébol blanco entre otras (Hepp y Stolpe, 2014).

-Suelos. Los suelos predominantes del sector corresponden a suelos del Orden Andisols (Salinas *et al.*, 2018), son suelos derivados de cenizas volcánicas de excelentes condiciones físicas y morfológicas (CIREN, 2003). Hepp y Stolpe (2014) describen para el sector de Mano Negra suelos del suborden Udands, de lomajes suaves a ondulados, moderadamente profundos a profundos con texturas dominantes tipo franco arenoso a franco limoso, drenaje interno bueno a moderado y ligeramente ácidos.

Establecimiento del Esayo

El ensayo fue excluido de ganado mediante un cerco tradicional que aisló el perímetro considerando una superficie de 1 ha. Se realizó un enriquecimiento ecológico a través del establecimiento de plantas nativas producidas en el vivero del Instituto Forestal en la ciudad de Coyhaique.

Se utilizaron especies propias del entorno, entre ellas; *Nothofagus pumilio* (lengua), *N. antarctica* (ñirre) y *Berberis microphylla* (calafate), estas fueron instaladas bajo dos técnicas de establecimiento: plantación núcleos y plantación individual. Cada planta fue protegida individualmente (*shelter*) para evitar el daño de lagomorfos y otros agentes. Para dar cumplimiento a este propósito se planificaron las siguientes actividades:

Cerco perimetral. La construcción del cerco se efectuó para excluir del ganado doméstico del lugar donde se realizó la restauración con especies nativas. La construcción del cerco consideró la implementación de un “cerco tradicional patagón” de cuatro hebras de alambre liso o galvanizado y una hebra de alambre de púas siendo adheridos a los postes terminales por medio de grapas. Los postes se fijaron cada cinco metros, con cuatro varillas de madera o alambre entre claros.

Diseño de plantación. La plantación se realizó a una densidad de 1.666 arb/ha distribuidos en forma regular e irregular en el sitio. El método de plantación consideró un diseño espacial en núcleo según muestra la Figura 2, compuesto de cuatro bloques de 25 x 25 m, dentro de cada bloque se encuentran establecidos cuatro núcleos triangulares con un total de 20 plantas (lengua= 14; ñirre= 4 y calafate=2). Además, alrededor de cada núcleo se estableció una cantidad variable de plantas (entre 4 y 8 colindantes a los núcleos) distribuidas aleatoriamente.

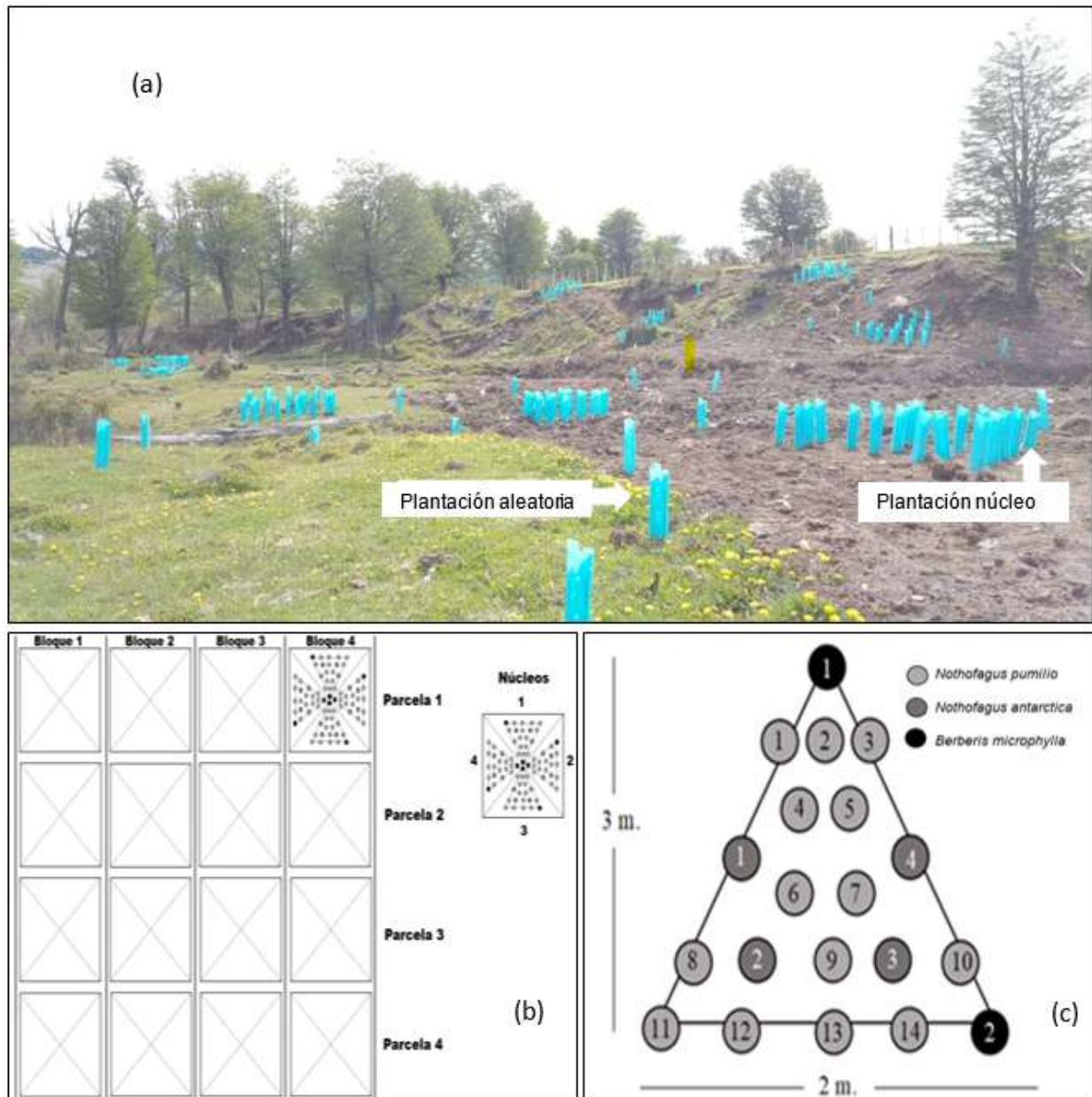


Figura 2. Imagen de Ubicación del Ensayo de Bosque Fragmentado (A), Diseño Espacial del Ensayo (B), Número, Especie y Ubicación Espacial de las Plantas Dentro del Núcleo (C).

Para la plantación se priorizaron aquellos sitios despejados sin presencia de una cobertura de dosel continua, que son los sectores donde se requiere el establecimiento de una nueva cobertura. Otro aspecto considerado en el establecimiento es la utilización de legados biológicos, esto es estructuras orgánicas remanentes de incendios como arbustos, troncos grandes muertos en pie o en el suelo y/o árboles vivos aislados o bordes de fragmentos boscosos aislados (Franklin, 1990; Vidal *et al.*, 2015). Cada planta está provista de un tutor de pvc y de un protector *shelter* de polipropileno (protección contra lagomorfos, radiación directa y viento).

Evaluación del Ensayo

En cada núcleo se evaluó un registro temporal de las variables de supervivencia (%), diámetro altura al cuello (mm) y altura total (m) para un total de cuatro repeticiones. Por medio de placas identificadoras metálicas instaladas en cada planta, se mantiene un registro específico de las variables mencionadas para cada individuo anualmente.

Costo Monetario de la Práctica de Establecimiento

Se realizó un análisis de costos de cada actividad relacionada al establecimiento en una superficie de 1 ha. Para esto se utilizaron registros y planillas Excel detallando los ítems de materiales, insumos y mano de obra.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Crecimiento y Supervivencia

En términos generales y logrando evaluar el ensayo cuatro temporadas, los porcentajes de supervivencia fueron altos para todas las especies en ambos tratamientos. La mayor supervivencia se registró bajo el método de plantación aleatoria. En este método las plantas se establecieron utilizando legados biológicos, que según Vidal *et al.* (2015) pueden ayudar a incrementar la sobrevivencia de las plantas mediante protección por semi-sombra, captura y retención de humedad, protección contra el ramoneo, entre otros factores facilitadores. Algo similar indican Gobbi *et al.* (2008), quienes mencionan que a nivel de micrositio la mayor supervivencia se registró bajo la cobertura intermedia de arbustos nodriza. Este método obtuvo durante las tres primeras temporadas (2018 – 2020) una supervivencia mayor a 95%, logrando una supervivencia de 91% después de tres años. Mientras que la supervivencia al cuarto año de las plantas establecidas en núcleo fue de un 80% (Figura 3). Otro factor incidente en la exitosa supervivencia de las plantas, es el uso de refugios (*shelter* individual), que pueden mejorar la temperatura del aire, la radiación, la humedad relativa, el vapor de déficit de presión (VPD), concentración de CO₂ y el viento dentro de ellos, lo que reduce la evapotranspiración (Bergez y Dupraz, 2009; Jiménez *et al.*, 2005; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2005; Puértolas *et al.*, 2003).

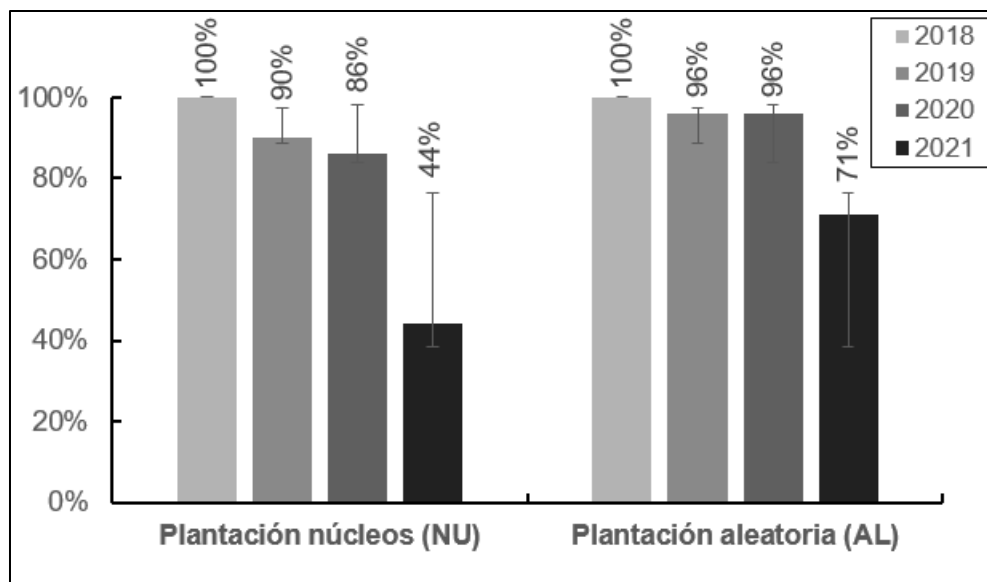


Figura 3. Supervivencia General de Plantas Nativas Establecidas en Forma Aleatoria y en Núcleo.

Cuando se analizó la supervivencia por especie en forma general, ñirre fue la especie con mejor supervivencia (98%), seguida de lenga y calafate con 82 y 75%, respectivamente. En relación al método

de plantación utilizado, ñirre nuevamente es la especie de mejor adaptación al sitio, presentando un 100% de supervivencia cuando fue plantado en forma aleatoria. Esto se repitió durante los tres primeros años de la plantación en núcleo, sin embargo, la cuarta temporada la supervivencia disminuyó a 88%. Lengua logró mayor supervivencia cuando fue plantada en forma aleatoria, presentando un 100% durante las tres temporadas iniciales, para reducir a un 55% en el año 2021, producto de el anegamiento hídrico ocurrido en un sector del ensayo, lo que confirma lo evaluado por Martínez Pastur *et al.* (2011) quienes determinan crecimientos desfavorables para lengua en suelos con alto contenido de humedad. Esta especie se comportó diferente cuando fue plantada en núcleo, ya que después de la primera temporada se inició un proceso de mortalidad que redujo la supervivencia a 88% (2019), 84% (2020) y 63% (2021). Calafate a diferencia de ñirre y lengua, presentó mejor comportamiento al ser plantado en núcleo que en forma aleatoria. A través de este método, en la temporada 2021 obtuvo solo un 50% de supervivencia, mientras que al ser plantado en núcleo la supervivencia fue mayor (75%). Estos valores de supervivencia contrastan con los mencionados por (Jara, 2013) quien indica que para plantaciones con lengua ubicadas cercanas a Coyhaique y Cochrane se determinaron valores de supervivencia 45% y 20%, respectivamente, al segundo año de establecimiento. En ambas situaciones la causa principal de la alta mortalidad fue el daño causado por animales (lagomorfos) lo que justifica la necesidad de protección individual de las plantas en la región.

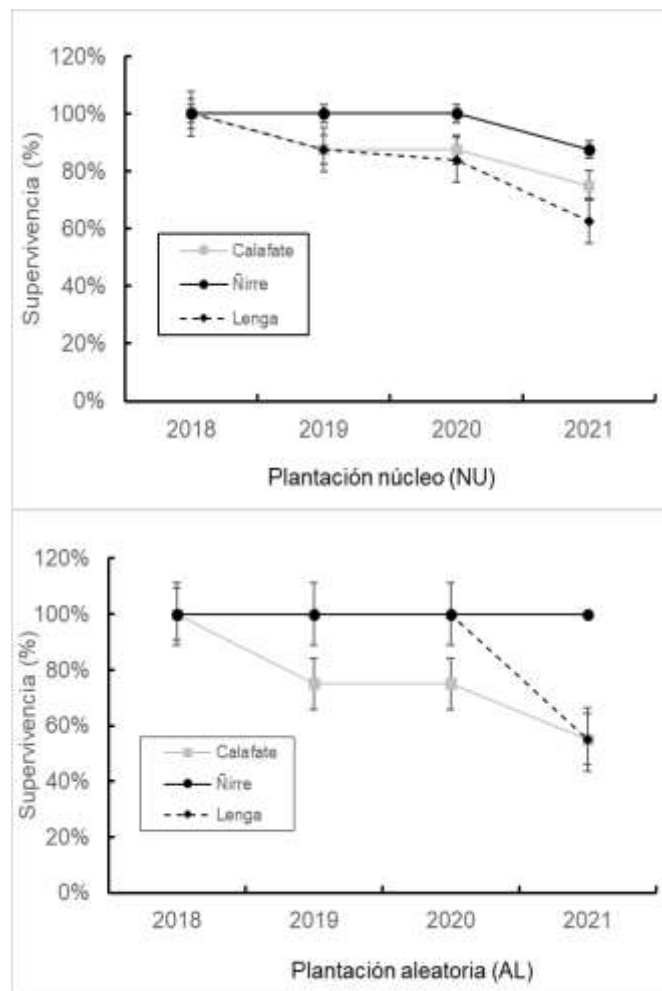


Figura 4. Variación Temporal de la Supervivencia de Especies Nativas Según Metodo de Plantación.

La evaluación de las variables de crecimiento reveló que todas las especies se adaptaron al sitio, presentando incrementos de su crecimiento en DAC y altura total.

En el Cuadro 1 se muestra el resumen de los parámetros de crecimiento de las plantas evaluadas bajo los dos métodos de plantación, además, se muestra un indicador porcentual de crecimiento con los individuos vivos al final del periodo. Este se elaboró con la media de la variación porcentual de cada planta durante marzo del 2019 a enero del 2021.

Cuadro 1. Parámetros de Crecimiento y Supervivencia de Plantas Nativas Establecidas en Núcleos y Aleatoria.

Especie	2019			2020			2021			Variación	
	DAC (mm)	HT (cm)	S (%)	DAC (mm)	HT (cm)	S (%)	DAC (mm)	HT (cm)	S (%)	DAC (%)	HT (%)
Nirre (NU)	3,8 ± 1,4	31,9 ± 3,6	100	4,6 ± 0,9	60,2 ± 18,5	100	7 ± 2,3	78,8 ± 19,1	88	+118	+167
Lenga (NU)	4,8 ± 0,8	31,3 ± 4,4	88	5,3 ± 0,5	40,1 ± 7,5	84	6,7 ± 1,1	58,6 ± 8,1	63	+31,5	+76,8
Calafate (NU)	3,0 ± 1,0	24,1 ± 5,1	88	3,3 ± 1,5	36,5 ± 12	88	3,4 ± 1,4	45,8 ± 10,5	75	+1,2	+116,3
Nirre (AL)	3,3 ± 0,7	39,8 ± 13,1	100	4,9 ± 1	67,2 ± 28,5	100	7,6 ± 2,5	78,6 ± 28,7	100	+138,7	+99,4
Lenga (AL)	4,6 ± 1	35,3 ± 8,6	100	5,1 ± 0,8	39,7 ± 18,8	100	7,2 ± 1	66,7 ± 8,6	55	+48,3	+82,7
Calafate (AL)	3 ± 1,3	26,7 ± 7,7	75	3,6 ± 1,5	27,5 ± 7,9	75	2,3 ± 0,6	38 ± 7,1	50	-1,1	+26,7

NU= núcleo; AL= aleatoria; DAC= diámetro de cuello. HT= altura total. S= supervivencia.

En relación al incremento en DAC, lenga y ñirre presentaron interesantes crecimientos a través del tiempo. El ñirre plantado en forma aleatoria fue el que más incrementó su diámetro en las temporadas de evaluación, desde $3,3 \pm 0,7$ mm (2019) hasta llegar a $7,6 \pm 2,5$ mm (2021), lo que es un 130% de incremento durante dos temporadas.

Esta misma especie establecida en núcleo presentó un 84% de incremento en DAC durante las temporadas 2019 - 2021. Los incrementos medios para ñirre fueron de 2,2 mm/año y 1,6 mm/año para los métodos disperso y núcleo, respectivamente.

Las plantas de lenga establecidas en forma aleatoria presentaron incrementos anuales en DAC de 1,3 mm/año los que disminuyeron a 1,0 mm/año al ser plantados en núcleo.

Para calafate hubo incrementos inferiores en relación a las otras especies. Esto se explica debido a que este tipo de plantas arbustivas generalmente posee roturas del tallo principal (daño mecánico, siendo los tallos secundarios los que adquieren dominancia causando diferencias en las mediciones durante una temporada a la otra.

El máximo incremento para calafate fue de 0,6 mm durante el año 2019 a 2020, a través del método de plantación aleatoria, sin embargo, en la tercera temporada hubo una variación negativa de -36% producto de quiebre de ápices.

En relación a la altura total las tres especies mantienen crecimientos positivos a través del tiempo de evaluación, siendo ñirre la especie que presentó un mayor incremento promedio en altura con 23,5 cm/año para el método de plantación en núcleo y 19,4 cm/año en el método de plantación aleatoria.

En la especie lenga, ambos métodos de plantación presentan crecimientos en altura importantes, siendo el método de plantación aleatoria aquel que optimiza el crecimiento en altura con 15,7 cm/año en comparación con los 13,7 cm/año del método de plantación en núcleo.

Finalmente, se encontró un menor crecimiento en altura en calafate, presentando incrementos anuales de 5,7 y 10,9 cm/año para los métodos de plantación en núcleo y aleatoria, respectivamente.

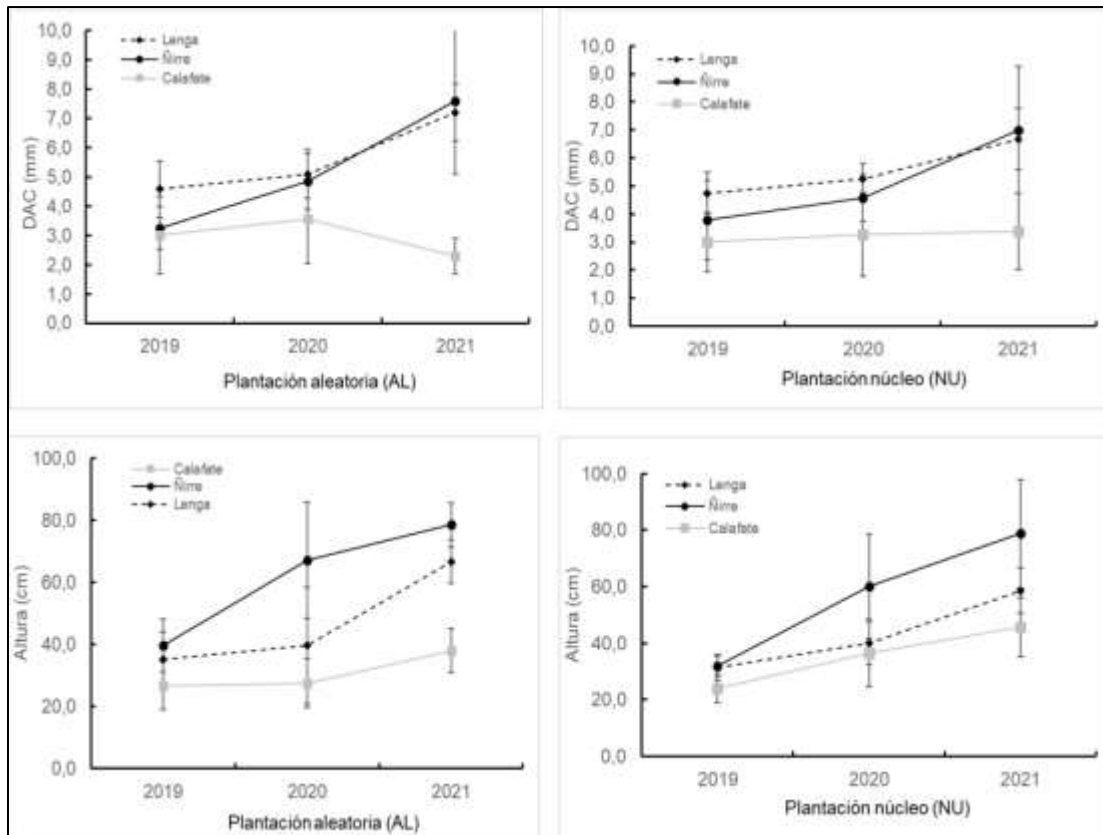


Figura 5. Variación Temporal del DAC y Altura Total de Especies Nativas Según Metodo de Plantación.

Costos de la Restauración

Se determinó el costo de restauración con tres especies nativas a una densidad de 1.666 arb/ha, establecidas en núcleos (77% del total) y de forma individual (23% del total). Las especies fueron lenga, ñirre y calafate.

Es importante considerar que en el costo de cerco solo consideré un 50% del perímetro, debido a que ya existía un cerco establecido, situación que es muy común en gran parte de los predios del sur austral de Chile.

Cuadro 2. Parámetros Generales Considerados para la Estimación de Costos.

Ubicación	Especies	Plantas (N°)	Shelter (N°)	Cerco* (m)	Tipo de Cerco
Sector Mano Negra, comuna de Coyhaique	Lenga	1.166	1.666	200	<i>Cerco tradicional patagón</i> 4 hebras de alambre liso 1 hebra de alambre de púas Postes cada 5 m Varillas entre claros a 1 m
	Ñirre	333			
	Calafate	167			

*Considera solo el 50% de la construcción del cerco.

-Mano de Obra. Instalación de cerco perimetral: Se construyó un cerco “tradicional patagón”, constituido por cuatro hebras de alambre liso o galvanizado y una hebra de alambre de púas, siendo adheridos a los postes terminales por medio de grapas.

Los postes se fijaron cada cinco metros, con cuatro varillas de madera o alambre entre claros distanciadas a 1 m.

Plantación: La plantación se realizó en una superficie de 1 ha, la densidad de plantación fue de 1.666 arb/ha, distribuidos en núcleo y en forma aleatoria.

El método de plantación considero la instalación de 64 núcleos de 20 plantas (lenga= 14; ñirre= 4 y calafate=2). Además, alrededor de cada núcleo se estableció una cantidad variable de plantas distribuidas aleatoriamente (entre 4 y 8 colindantes a los núcleos).

Instalación de protector individual: Cada planta fue protegida individualmente (*shelter* de polipropileno) para evitar el daño de lagomorfos y otros agentes. Para fijar el *shelter* se utilizó un tubo de PVC conduit C3 de 25mm x 50 cm.

-Otros. El ítem otros considera la estimación de costos de los elementos de protección personal, la alimentación, insumos y herramientas que son utilizadas directamente en la faena de establecimiento y construcción de cerco.

Para la estimación de los costos de cada sub ítem se consideraron valores de mercado regional.

Cuadro 3. Estructura de Costos de Mano de Obra.

Labores	Unidad	Personas (N°)	Cantidad (N°)	Unidad (\$)	Valor (\$/ha)	Valor (UTM/ha)
Plantación (1.666 pl/ha)	jornadas	1	7	15.000	105.000	2,0
Instalación protector individual	jornadas	1	8	15.000	120.000	2,3
Instalación de cerco*	metro lineal	1	200	4.514	902.800	17,4
Total					1.127.800	21,7

* Considera solo el 50% de la construcción del cerco.

Cuadro 4. Estructura de Otros Ítems.

Labores	Detalle	Valor (\$/ha)	Valor (UTM/ha)
Plantación (1.666 pl/ha)	Elementos protección personal	4.992,0	0,10
	Alimentación	35.000,0	0,67
	Insumos	666.539,4	12,82
	Herramientas	344,6	0,01
Instalación de protector individual	Elementos protección personal	26.980,0	0,52
	Alimentación	35.000,0	0,67
	Insumos	906.304,0	17,43
	Herramientas	45.860,0	0,88
Total		1.721.020,0	35,1

Cuadro 5. Costo Total.

Item	Valor (\$/ha)	Valor (UTM/ha)
Mano de Obra	1.127.800	21,7
Otros Ítems	1.721.020	35,1
Total	2.848.820	56,8

CONCLUSIONES

Se obtuvo una alta supervivencia general del ensayo para las tres especies nativas y los dos métodos de plantación evaluados. La mejor respuesta se registró bajo el método de plantación aleatorio utilizando legados biológicos, con un 90% de supervivencia en tres temporadas. A nivel de especie, ñirre es la

especie con mejor adaptación al sitio, presentando un 100% de supervivencia al ser plantado en forma aleatoria y un 97% cuando fue plantada en núcleo.

Se determinó que ñirre es la especie que presentó mayores incrementos DAC y altura, mostrándose como una especie de gran potencial de adaptación en estas condiciones de sitio perturbadas. Lenga evidenció altas mortalidades de individuos dentro de condiciones específicas de micrositio asociadas al anegamiento hídrico temporal, factor a tomar en cuenta en intervenciones futuras.

La utilización de protectores shelter de polipropileno fueron de gran efectividad para evitar por completo la herbivoría por parte de liebres.

En relación a los costos de establecimiento, se determinó un costo total de M\$2.848/ha, los que se pueden reducir aplicando una estrategia mixta pasiva-activa de restauración, basada en regeneración natural y de tocón, complementada con plantación a baja densidad. Los ítems que presentaron los más altos valores son los relacionados al control de la herbivoría (cerco y protector individual), los que representan más del 60% del costo total.

En función de los resultados obtenidos y considerando que la plantación se realizó en un sitio marginal de la propiedad predial, se considera que la plantación para protección de suelos hidromórficos y restauración de bosques fragmentados con especies nativas pueden ser una estrategia apropiada para la recuperación parcial de áreas degradadas.

La presente investigación se espera constituya un aporte importante a la comprensión de la resiliencia de los bosques nativos fragmentados por disturbios, materia escasamente estudiada en el país. A la vez, el estudio proporciona antecedentes para aplicar enfoques de restauración para tres especies nativas presentes en ecosistemas alterados de la Patagonia.

RECONOCIMIENTOS

INFOR y los autores de esta publicación agradecen al Ministerio de Agricultura de Chile, por el apoyo financiero que permite la investigación de mediano y largo plazo en temáticas ligadas a la restauración de ecosistemas forestales patagónicos de Chile. Se agradece a los técnicos de INFOR Bernardo Acuña y Exequiel Díaz por su apoyo en las mediciones de terreno.

REFERENCIAS

- Armenteras, D., Gast, F. & Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113. Pp: 245-256. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00359-2](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00359-2)
- Bergez, J.F. & Dupraz, C. (2009). Radiación y microclima térmico en refugio de árboles. *Agric Forest Meteorol.*, 149. Pp: 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.08.003>
- CIREN. (2003). Descripciones de suelos, materiales y símbolos. Centro de Información de Recursos Naturales. Estudio agrológico X Región. 360 p.
- Dale, V.H. & Pearson, S.M. (1997). Quantifying habitat fragmentation due to land use change in Amazonia. In: Laurance, W. & Bierregaard, R. (Eds). *Tropical Forest Remnants*. The University of Chicago Press. Chicago, USA. Pp: 400-414.
- DGA. (2004). Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua según Objetivos de Calidad. Cuenca del Río Aysén. Dirección General de Aguas y CADE-IDEPE Consultores en Ingeniería. 131 p.
- Echeverría, D., von Müller, A., Hansen, N. & Bava. J. (2014). Efecto del ramoneo bovino en renovales de *Nothofagus antarctica* en Chubut, Argentina, en relación con la carga ganadera y la altura de las plantas. *Bosque*, 35(3): 357-368. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000300010>
- Franklin, J.F. (1990). Biological legacies: A critical management concept from Mt. St. Helens. Presented at the Transactions of the Fifty-fifth North American Wildlife and Natural resources Conference, Wildlife Management Institute, Denver, CO. Washington, DC.

- Gigord, L., Picot, F. & Shykoff, J. (1999). Effects of habitat fragmentation on *Dombeya acutangula* (Sterculiaceae), a native tree on La Réunion (Indian Ocean). *Biological Conservation*, 88. Pp: 43-51. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00092-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00092-5)
- Gobbi, M., Varela, S. & Pablos, L. (2008). Plantación de *Nothofagus pumilio* como técnica de recuperación post incendio. *Eco – Nothofagus*. Segunda Reunión sobre los Bosques de *Nothofagus* en Argentina. Esquel, Chubut, Argentina.
- Grez, A., Simonetti, J. & Bustamante, R. (2007). Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: Patrones y procesos en diferentes escalas. In: Jaña, R., Celis, J., Gutiérrez, A., Cornelius, C. & Armesto, J. *Diversidad en bosques fragmentados de Chiloé: ¿Son todos los fragmentos iguales?* Editorial Universitaria. Santiago. Pp: 159-189. <https://doi.org/10.4067/S0718-16202007000200009>
- Hepp, C. (1996). Praderas en la zona Austral: XI Región (Aysén). En: *Praderas para Chile*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. INIA. Santiago. Pp: 623-638.
- Hepp, C. & Stolpe, N.B. (2014). Caracterización y propiedades de los suelos de la Patagonia occidental (Aysén). Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro de Investigación INIA Tamel Aike. Coyhaique, Chile. 160 p.
- Iida, S. & Nakashizuka, T. (1995). Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan. *Forest Ecology & Management*, 73. Pp: 197-210. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03484-E](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03484-E)
- Jara, C. (2013). Evaluación del crecimiento y del daño por herbivoría en una plantación inicial de *Nothofagus antarctica* (G. forst) Oerst. y *Nothofagus betuloides* (Mirb.) Oerst en la provincial de Palena, X región. Tesis Ingeniería Forestal. Universidad de Chile, Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza. Santiago. 64 p.
- Jiménez, M.N., Navarro, F.B., Ripoll, M.A., Bocio, I. & De Simón, E. (2005). Efecto de los tubos de refugio sobre el establecimiento y crecimiento de plántulas de *Juniperus thurifera* L. (Cupressaceae) en medio semiárido mediterráneo. *Ann Forest Sci.*, 62. Pp: 717-725. <https://doi.org/10.1051/forest:2005062>
- Martínez Pastur, G., Lencinas, M., Soler, R., Ivancich, H., Peri, P., Moretto, A., Hernandez, L. & Lindstrom, I. (2011). Plasticidad ecofisiológica de *Nothofagus pumilio* frente a combinaciones de niveles de luz y humedad en el suelo. *Ecología Austral*, 21. Pp: 301-315.
- Navarro-Cerrillo, R.M. Fragueiro, B., Ceaceros, C., Del Campo, A. & De Prado, R. 2005. Establecimiento de *Quercus ilex* subsp. *ballota* [Desf.] Samp. utilizando diferentes estrategias de malezas en el sur de España. *Ecol. Eng.* 25. Pp: 332-342. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.002>
- Noss, R.F. (2001). Forest fragmentation in the southern rocky mountains. *Landscape Ecology*, 16. Pp: 371-372. <https://doi.org/10.1023/A:1011138900309>
- Puértolas, J., Gil, L. & Pardos, J.A. (2003). Efectos del estado nutricional y el tamaño de las plántulas en el rendimiento en el campo de *Pinus halepensis* sembradas en antiguas tierras cultivables de la cuenca mediterránea. *Silvicultura*, 76. Pp: 159-168.
- Quintanilla, V. (2008). Estado de recuperación del bosque nativo en una cuenca nordpatagónica de Chile, perturbada por grandes fuegos acaecidos 50 años atrás (44°-45° S). *Revista de Geografía Norte Grande*, 39. Pp: 73-92. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022008000100006>
- Salinas, J.; Inostroza, P. & Acuña, B. (2018). Evaluación del costo y rendimiento del manejo bajo un criterio silvopastoral de una plantación de *Pinus ponderosa* Douglas ex Lawson en Coyhaique, Región de Aysén, Chile. *Ciencia & Investigación Forestal*, 24(2): 25-40. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2018.495>
- Salinas, J., Peri, P.L., Hepp, C. & Acuña, B. (2017). Sistemas Silvopastorales en Bosques de Ñirre (*Nothofagus antarctica* (G. Forst) Oerst) de la Región de Aysén. Instituto Forestal, Chile. Documento de Divulgación N° 43. 60 p.
- Salinas, J. & Acuña, B. (2013). Conversión de plantaciones forestales a sistemas silvopastorales en la Región de Aysén. *Ciencia & Investigación Forestal*, 19(1): 61-72. <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2013.400>
- Vidal, O.J., Aguayo, M., Niculcar, R., Bahamonde, N., Radic, S., San Martín, C., Kusch, A. *et al.* (2015). Plantas invasoras en el Parque Nacional Torres del Paine (Magallanes, Chile): Estado del arte, distribución post-fuego e implicancias en restauración ecológica. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 43(1): 75-96. <https://doi.org/10.4067/S0718-686X2015000100006>

Walker, L.R. (2011). Integration of the study of natural and anthropogenic disturbances using severity gradients. *Austral Ecology*, 36. Pp: 916–922. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2011.02238.x>

CIENCIA & INVESTIGACIÓN FORESTAL

