

# BOSQUE

## CONTENIDO

### ARTÍCULOS

- Halifa-Marín A, P Pérez-Cutillas, M Almagro, M Martínez-Mena, C Boix-Fayos. **Dinámica geomorfológica fluvial y cambios de usos del suelo: impacto en los reservorios de carbono de suelos y sedimentos.** 3
- Espinoza-Zúñiga P, JF Ramírez-Dávila, D Cibrián-Tovar, A Villanueva-Morales, VD Cibrián-Llenderal, DK Figueroa-Figueroa, R Rivera-Martínez. **Modelación de la distribución espacial del muérdago (Santalales: Loranthaceae) en las áreas verdes de la delegación Tlalpan, México.** 17
- Longui EL, J Arce de Goes Pacheco, S Monteiro Borges Florsheim, G Trindade Pires, J Sonsin-Oliveira. **Anatomía de la madera de raíz de 14 especies del Cerrado Brasileño.** 29
- Tecimen HB, O Sevgi, OY Yilmaz, S Carus, A Kavgaci, S Akburak. **Estimación de los patrones del mantillo por análisis de regresión en rodales de *Pinus nigra* de diferentes edades.** 41
- Cabrera-Ariza A, R Santelices-Moya, S Espinoza-Meza, C Magni-Díaz. **Balance energético en el primer ciclo de corta de tres especies de eucalipto con diferentes niveles de manejo en el secano Mediterráneo de Chile central.** 49
- Rodríguez-Zúñiga J, M de J González-Guillén, E Valtierra-Pacheco. **Las empresas forestales comunitarias en la región de la Mariposa Monarca, México: un enfoque empresarial.** 57
- Salas-Eljatib C, P Corvalán, N Pino, PJ Donoso, DP Soto. **Modelos de efectos mixtos de altura-diámetro para *Drimys winteri* en el sur (41-43°S) de Chile.** 71
- Wynia AL, JE Jiménez. **Evaluación preliminar de la influencia de la disponibilidad de larvas en el comportamiento de forrajeo del carpintero negro.** 81
- Mondino VA, MJ Pastorino, LA Gallo. **Variación altitudinal de caracteres fenológicos y crecimiento inicial en condiciones controladas entre poblaciones de *Nothofagus pumilio* provenientes del Centro-Oeste de Chubut, Argentina.** 87

BOSQUE es publicada por la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile. Fundada en 1975 con una periodicidad anual, a partir de 1985 aumentó su periodicidad a semestral. A partir de 2003 tres números al año (abril, agosto y diciembre).

BOSQUE is published by the Faculty of Forest Sciences and Natural Resources, Austral University of Chile. It was first published as a yearly journal in 1975. Since 1985 it has been issued twice a year and since 2003 it is issued three times a year (April, August and December).

Los artículos publicados en BOSQUE son indizados por:

Bibliografía Latinoamericana	WoS Web of Science (ISI)	SCOPUS
Cabi Publishing	Plant Growth Regulator Abstracts	Seed Abstracts
Forestry Abstracts	Review of Agricultural Entomology	Journal Citation Report (JCR)
Forest Products Abstracts	Scientific Electronic Library Online (SciELO)	

#### COMITÉ CIENTÍFICO/SCIENTIFIC COMMITTEE

**Miren Alberdi** Universidad de La Frontera, Chile; **Luis Apiolaza** University of Canterbury, Nueva Zelandia; **Claudia Bonomelli** Pontificia Universidad Católica de Chile, Chile; **Roberto Carrillo** Universidad Austral de Chile, Chile; **Miguel Castillo** Universidad de Chile, Chile; **Luis Chauchard** Universidad Nacional del Comahue, Argentina; **Jordi Cortina** Universidad de Alicante, España; **Fred Cabbage** North Carolina State University, USA; **Guilherme de Castro Andrade** Centro Nacional de Pesquisa de Florestas EMBRAPA, Brasil; **Ignacio Díaz-Maroto** Universidad de Santiago de Compostela, España; **Claudio Donoso** Universidad Austral de Chile, Chile; **Jorge Etchevers** Colegio de Postgraduados, México; **Thomas Fox** Virginia Tech, USA; **Jorge Gayoso** Universidad Austral de Chile, Chile; **Roberto Godoy** Universidad Austral de Chile, Chile; **Anton Huber** Universidad Austral de Chile, Chile; **Andrés Iroumé** Universidad Austral de Chile, Chile; **Douglass Jacobs** Purdue University, USA; **Antonio Jurado Bellote** Centro Nacional de Pesquisa de Florestas EMBRAPA, Brasil; **Thomas Knoke** Technische Universität München, Alemania; **Ludmila La Manna** Centro de Investigación y Extensión Forestal Andino Patagónico CIEFAP, Argentina; **Antonio Lara** Universidad Austral de Chile, Chile; **María V. Lencinas** CADIC-CONICET, Argentina; **Rafael Navarro** Universidad de Córdoba, España; **Peter Niemz** Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich; **Mario Niklitschek** Universidad Austral de Chile, Chile; **Leif Nutto** Universidad de Freiburg, Alemania; **Ralph Nyland** SUNY College of Environmental Science and Forestry, USA; **Pablo L. Peri** Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Argentina; **Benno Pokorny**, Albert-Ludwigs Universität Freiburg, Alemania; **Albert Reif** Universidad de Freiburg, Alemania; **Christian Salas** Universidad de La Frontera, Chile; **Luis Silveira** Universidad de La República, Uruguay; **Tom Veblen** University of Colorado, USA; **Alejandra Zúñiga** Universidad Austral de Chile, Chile.

Editor:

**Víctor Gerding S.**, Universidad Austral de Chile

Coeditores:

**Cristian Echeverría L.**, Universidad de Concepción, Chile

**Pablo Donoso H.**, Universidad Austral de Chile

**Aníbal Pauchard C.**, Universidad de Concepción, Chile

**Leonardo Gallo**, INTA - Bariloche, Argentina

**José María Rey Benayas**, Universidad de Alcalá, España

Asistente del Comité Editor: **Isabel Vives G.**, Universidad Austral de Chile

Revisora de Redacción: **Cecilia Ilharreborde**

Revisora de Inglés: **Amapola López**

Oficina de la Revista: **Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile.**

Fono: 56 (63) 2221743. Correo electrónico: [revistabosque@uach.cl](mailto:revistabosque@uach.cl)

Página web: <http://www.revistabosque.cl>

Toda correspondencia respecto a publicaciones debe ser remitida al editor ([revistabosque@uach.cl](mailto:revistabosque@uach.cl)), Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile.

Office of publication: **Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile.**

Phone: 56 (63) 2221743, email: [revistabosque@uach.cl](mailto:revistabosque@uach.cl)

Web: <http://www.revistabosque.cl>

Correspondence dealing with publications must be sent to editor ([revistabosque@uach.cl](mailto:revistabosque@uach.cl)), Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Valdivia, Chile.

BOSQUE es financiada por la Universidad Austral de Chile.

# BOSQUE

## CONTENTS

### ARTICLES

- Halifa-Marín A, P Pérez-Cutillas, M Almagro, M Martínez-Mena, C Boix-Fayos. **Fluvial geomorphological dynamics and land use changes: impact on the organic carbon reservoirs of soil and sediment.** 3
- Espinoza-Zúñiga P, JF Ramírez-Dávila, D Cibrián-Tovar, A Villanueva-Morales, VD Cibrián-Llanderal, DK Figueroa-Figueroa, R Rivera-Martínez. **Modeling the spatial distribution of true mistletoe (*Santalales: Loranthaceae*) in the green areas of Tlalpan, Mexico Delegation.** 17
- Longui EL, J Arce de Goes Pacheco, S Monteiro Borges Florsheim, G Trindade Pires, J Sonsin-Oliveira. **Root wood anatomy of 14 Brazilian Cerrado species.** 29
- Tecimen HB, O Sevgi, OY Yilmaz, S Carus, A Kavgaci, S Akburak. **Estimation of forest litter fractions by regression analysis in different aged stands of *Pinus nigra*.** 41
- Cabrera-Ariza A, R Santelices-Moya, S Espinoza-Meza, C Magni-Díaz. **Energy balance in the first cutting cycle of three eucalyptus species with different levels of management in the Mediterranean drylands of central Chile.** 49
- Rodríguez-Zúñiga J, M de J González-Guillén, E Valtierra-Pacheco. **The community forestry enterprise in Monarch Butterfly Region, Mexico: a business approach.** 57
- Salas-Eljatib C, P Corvalán, N Pino, PJ Donoso, DP Soto. **Mixed-effects height-diameter models for *Drimys winteri* in the south (41-43° S) of Chile.** 71
- Wynia AL, JE Jiménez. **Preliminary assessment of the influence of larvae availability on the foraging behavior of Magellanic woodpeckers.** 81
- Mondino VA, MJ Pastorino, LA Gallo. **Altitudinal variation of phenological characters and initial growth in controlled conditions among *Nothofagus pumilio* populations from the Center-West of Chubut, Argentina.** 87



ARTÍCULOS

**Dinámica geomorfológica fluvial y cambios de usos del suelo:  
impacto en los reservorios de carbono de suelos y sedimentos**

Fluvial geomorphological dynamics and land use changes:  
impact on the organic carbon stocks of soil and sediment

**Amar Halifa-Marín<sup>b</sup>, Pedro Pérez-Cutillas<sup>a,b\*</sup>, María Almagro<sup>b,c</sup>,  
María Martínez-Mena<sup>b</sup>, Carolina Boix-Fayos<sup>b</sup>**

<sup>a</sup> Universidad de Murcia, Facultad de Letras, Departamento de Geografía, Murcia, España.

\*Autor de correspondencia: <sup>b</sup> CEBAS-CSIC, Departamento de Conservación de Suelos y Agua y Manejo de Residuos Orgánicos, Murcia, España, teléfono: +34 968 396200, Ext. 6256, perezcutillas@cebas.csic

<sup>c</sup> BC3-Basque Centre for Climate Change, Sede Building 1, 1st floor, Scientific Campus of the University of the Basque Country, 48940, Leioa, Basque Country, Spain.

SUMMARY

The drainage basin of the Turrilla river (SE of Spain) went through important land cover changes since 1950s; from mainly an agrarian scenario in 1956 to other depopulated and forested in 2015. This study analyzes the effects of land use changes on fluvial dynamics and their relationship with the organic carbon (OC) stock in fluvial sedimentary deposits as well as in the soil of the basin. Methods included a fluvial geomorphological analysis and a land use change analysis in combination with OC databases of soil and sediment. Results showed that the fluvial channel experienced important morphological changes related to different erosion processes and stabilization of fluvial deposits, induced by land use changes in the drainage area. The active channel decreased 63 % in the study period, while bank erosion and gully erosion increased (34 % and 21 %, respectively). Alluvial fans and alluvial plain were also extended (21 % and 7 %, respectively) and alluvial bars were colonized by vegetation. Sediment was impoverished in OC compared to catchment soils (0.24 enrichment ratio sediment/soil). However the increase of OC stock ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) was very similar between soil (25 %) and sediment (23 %). The total reservoir of OC (Mg) increased 27 % in sediments and 25 % in the catchment soils. Results show the large influence of geomorphological dynamics on the OC reservoir at the catchment scale. A very high potential of fluvial sediments to increase OC sinks was observed, particularly in scenarios where the active channel is narrowed and the fluvial channel is encroached with vegetation, facilitating the input of OC in sediment. The potential of sediment to sequester organic carbon could be very useful in planning and management of fluvial sedimentary zones in climate change mitigation policies.

*Key words:* sediment management, OC reservoirs, OC stock, organic carbon, land use change, sedimentary deposits.

RESUMEN

Este estudio analizó los efectos de los cambios de uso del suelo en la dinámica fluvial y su relación con el reservorio de carbono orgánico (CO) en los depósitos de sedimentos fluviales, así como en los suelos de la cuenca. Para ello se utilizó una combinación de cartografía geomorfológica fluvial y de los usos del suelo, con bases de datos de diferentes muestreos de CO en suelos y sedimentos. La superficie del cauce se redujo (-63 %) en el período de estudio, al tiempo que se ampliaron la erosión lateral (34 %) y en cárcavas (21 %), los abanicos aluviales (13 %) y la llanura aluvial (7 %). Las barras fluviales fueron colonizadas en un porcentaje muy elevado por la vegetación. Los sedimentos se encontraron empobrecidos en CO con respecto a los suelos de la cuenca (0,24 razón de enriquecimiento de CO sedimento/suelo). Sin embargo, el aumento de las existencias (*stock*) de CO ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) fue muy similar en el período de estudio en suelos (25 %) y en sedimentos (23 %). Así como el reservorio total de CO (Mg) que aumentó un 27 % en los sedimentos del cauce y un 25 % en los suelos de la cuenca. Los resultados mostraron la gran influencia de la dinámica geomorfológica en los reservorios de CO a escala de cuenca. Los sedimentos fluviales poseen gran potencial para generar sumideros de CO, en escenarios de estrechamiento del cauce activo y reverdecimiento del lecho, facilitando la entrada de CO.

*Palabras clave:* carbono orgánico, reservorios de carbono orgánico, existencias de carbono orgánico, cambios en el uso del suelo, depósitos de sedimentos.

## INTRODUCCIÓN

Los cambios de uso del suelo en las cuencas de drenaje pueden alterar el balance de sedimentos y caudal (Kondolf *et al.* 2002, Stott y Mount 2004), siendo muchas cuencas hidrológicas mediterráneas de Europa un buen ejemplo de ello (García-Ruiz y Lana-Renault 2011). En España, la despoblación y el desarrollo de las políticas para la restauración de la cubierta vegetal, el control de la erosión y la prevención de avenidas permitieron que la cobertura vegetal aumentase enormemente en numerosas cuencas de montaña durante las últimas décadas (Vadell *et al.* 2016). Como consecuencia de la recuperación de la cubierta vegetal pueden ocurrir cambios en el balance del ciclo hidrológico, pues una mayor densidad de la cobertura vegetal implica también un mayor consumo de agua, además del incremento de las pérdidas por evapotranspiración (Pérez-Cutillas *et al.* 2018). Ligado a los efectos en el ciclo hidrológico, la recuperación de la cubierta vegetal tiene un efecto determinante en la dinámica sedimentaria, todo ello ha sido objeto de estudio tanto en la cuenca mediterránea (Boix-Fayos *et al.* 2007, García-Ruiz y Lana-Renault 2011, Pérez-Cutillas *et al.* 2018), como en otras regiones del planeta (Kondolf *et al.* 2002, Stott y Mount 2004, Sun-Kim *et al.* 2017, Wei-Kuo *et al.* 2017). En ese escenario ambiental, con una cobertura vegetal más extensa, se observó que los suelos se mostraron más resistentes a la erosión y permeables, y, por tanto, el flujo de sedimentos y agua movilizados en la cuenca de drenaje se redujo (Boix-Fayos *et al.* 2007). Con la reducción del caudal, los cauces evolucionaron, los depósitos sedimentarios se estabilizaron y se recubrieron de vegetación, al tiempo que los cauces fluviales se estrecharon y sufrieron procesos de incisión al fluir el caudal con menor carga sedimentaria (Gómez-Villar y Martínez-Castroviejo 1991, Vanacker *et al.* 2005).

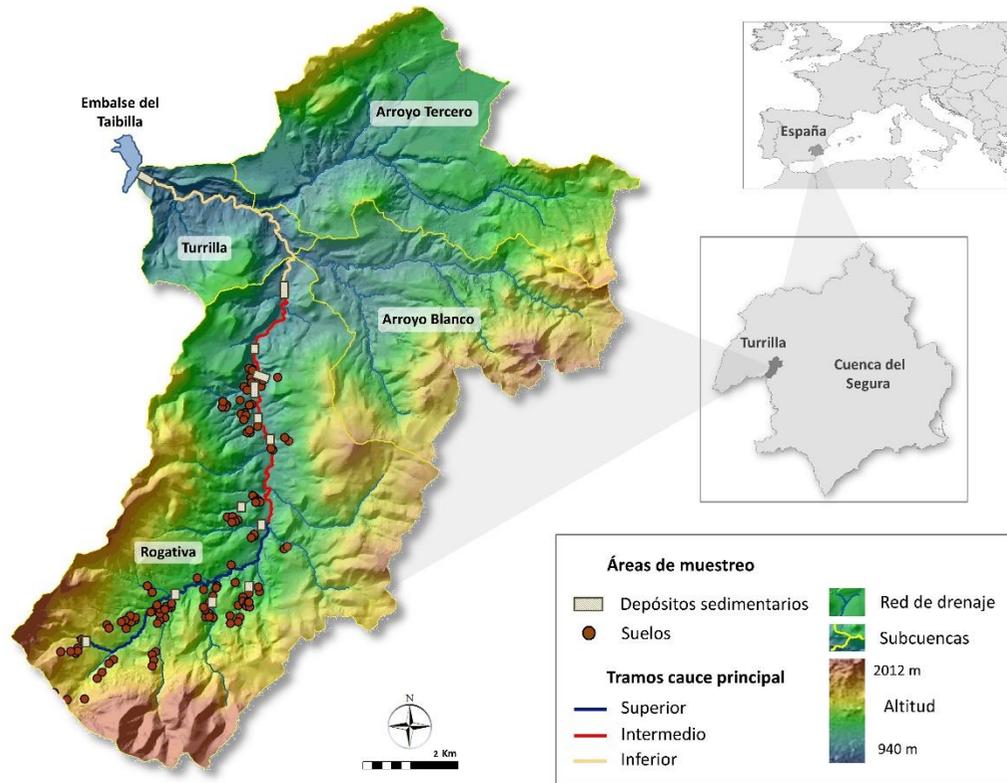
Paralelamente, recientes investigaciones apuntan que el abandono de las áreas de montaña, con la consecuente revegetación-estabilización de las cuencas de drenaje y los sedimentos fluviales en los cauces, podría suponer un sumidero de carbono relevante en la biosfera terrestre (Wei *et al.* 2012, Hoffman *et al.* 2013, Nadeu *et al.* 2014, Boix-Fayos *et al.* 2015), en oposición a los estudios que apuntan las importantes emisiones de carbono como consecuencia de los procesos erosivos (Chappell *et al.* 2014, Ran *et al.* 2014, Lal *et al.* 2015). Sin embargo, la magnitud y los procesos relacionados con el secuestro de carbono en los sedimentos fluviales son todavía desconocidos (Hoffman *et al.* 2013). Un mayor conocimiento de esta cuestión, podría mejorar la gestión ambiental de los sedimentos (Lal *et al.* 2015) y ayudar a identificar su posible rol en el diseño de medidas de mitigación del cambio climático (Sanz-Cobena *et al.* 2017), tanto en los cauces como en las cuencas, de acuerdo a las recomendaciones del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático (IPCC 2014).

Este estudio se desarrolla en una cuenca de media montaña en el SE de España, representativa de muchos

de los cambios socioeconómicos y medioambientales, con impacto en el paisaje fluvial, acontecidos en la franja septentrional de la cuenca mediterránea en las últimas décadas (García-Ruiz y Lana-Renault 2011). La hipótesis de este estudio propone que los cambios de uso del suelo en las cuencas de drenaje introducen alteraciones en la dinámica geomorfológica, lo que puede suponer cambios drásticos en la morfología de los cauces, y con esto, inducir cambios en los reservorios de carbono orgánico, tanto en el sedimento fluvial como en los suelos de la cuenca. Los objetivos propuestos son: i) analizar las alteraciones en la dinámica y morfología fluvial del cauce y otras formas geomorfológicas adyacentes durante el periodo 1956-2015; ii) analizar los cambios de la cobertura vegetal en los suelos de la cuenca y el entorno fluvial (cauce y formas geomorfológicas) durante ese periodo; y iii) estimar la evolución de los reservorios de carbono orgánico (CO) en los sedimentos fluviales y en los suelos de la cuenca de acuerdo a esas variaciones morfométricas y a los cambios en la cobertura vegetal.

## MÉTODOS

*Área de estudio.* La cuenca hidrológica del río Turrilla se localiza en el Sureste de la Península Ibérica (figura 1). La extensión aproximada de la cuenca es 130 km<sup>2</sup>, y la longitud del cauce de estudio 19,6 km. Se trata de un curso fluvial mediterráneo, clasificado como río de montaña mediterránea calcárea (R-T12) por la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). Topográficamente, la cuenca presenta unos rasgos típicos de media montaña, con unos promedios de altitud y pendiente de 1.400 m s.n.m. y 24 %, respectivamente (Pérez-Cutillas *et al.* 2018). En cuanto al régimen climático, la temperatura anual media es 12,4 °C (a 1.000 m s.n.m.), mientras que la precipitación media anual en la cuenca oscila entre los 450 y 600 mm (AEMET e IM 2011). Según se expone en Pérez-Cutillas *et al.* (2018), la textura del suelo es mayoritariamente margosa, los tipos de suelos más representativos son Cambisol Calcáreo y Regosol Calcáreo, y el análisis hidrográfico del río Turrilla muestra un cauce de orden III según Strahler, presentando una red dendrítica con una densidad de drenaje (km) de 0,93, y con un gradiente del cauce del 4,7 %. Tal y como se muestra en Boix-Fayos *et al.* (2007), se trata de un cauce altamente regulado, en el que se han podido contabilizar y estudiar el efecto geomorfológico de al menos 58 diques de corrección hidrológico forestal. Múltiples factores como la despoblación y las intervenciones estatales de corrección de la dinámica fluvial, produjeron una modificación sustancial de las coberturas del suelo en gran parte de la cuenca (Boix-Fayos *et al.* 2007, Pérez-Cutillas *et al.* 2018). En Pérez-Cutillas *et al.* (2018) se realiza una amplia descripción de la evolución del uso del suelo en la cuenca del Alto Taibilla desde 1956, siendo la cuenca del río Turrilla parte de la cabecera oriental. En esta área hasta mediados del S.XX el bosque denso era minoritario



**Figura 1.** Área de estudio y localización de las zonas de muestreo de CO en suelos y sedimentos. La denominación Turrilla se aplica a la cuenca, aunque engloba varias subcuencas representadas en el mapa (Rogativa, Arroyo Blanco, Arroyo Tercero y Turrilla).

Study area and location of the sampling areas of soil and sediment OC. The name Turrilla is applied to the whole catchment with several subcatchments represented in the map (Rogativa, Arroyo Blanco, Arroyo Tercero and Turrilla).

respecto a la superficie del resto de usos, y predominaba el uso agrícola de secano, seguido por el bosque abierto y el matorral. Pero los cambios en los usos del suelo durante las últimas décadas provocaron un notable incremento del bosque denso, que casi triplicó su extensión entre 1956 y 2015, mientras que el matorral y el uso agrícola disminuyeron considerablemente. Precisamente, en todas las subcuencas vertientes del río Alto Taibilla destacó el abandono de las parcelas de cultivo de secano tradicional (Pérez-Cutillas *et al.* 2018).

Este estudio fue abordado mediante el uso combinado de: análisis geomorfológico histórico, basado en la realización de una cartografía geomorfológica de los tramos fluviales; la recopilación de datos físico-químicos de suelos y sedimentos de trabajos anteriores; y datos de un muestreo específico. El muestreo realizado ayudó a tener una mejor representación espacial del contenido de carbono orgánico (CO) del suelo de la cuenca y los depósitos de sedimentos en el cauce, barras fluviales, y en formas geomorfológicas adyacentes al mismo.

*Análisis geomorfológico.* El análisis de la dinámica geomorfológica incluyó la digitalización de la morfología del

cauce del río Turrilla mediante el sistema de información geográfica ArcGIS v.10.1 en el que se identificaron las barras sedimentarias dentro del cauce y se clasificaron en tres clases atendiendo a su cobertura vegetal, análisis que se expone en el siguiente apartado de métodos. Además, se identificaron en el campo y en la fotografía aérea cuatro formas geomorfológicas adyacentes al cauce, distinguiendo entre erosión lateral y erosión en cárcavas, como formas de erosión; y abanicos y llanuras aluviales, como formas sedimentarias. Las imágenes aéreas empleadas para 1956 (vuelo USAF) y para 2015 del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) fueron proporcionadas por el servicio de fototeca digital del Instituto Geográfico Nacional de España (IGN). Como información auxiliar, para interpretar la topografía del cauce se empleó el modelo digital del terreno obtenido por el vuelo LIDAR, realizado en 2009, con resolución 1x1 m, proporcionado por el IGN. Por último, para establecer un procedimiento de análisis comparativo, a lo largo del curso del río se establecieron tres tramos, dividiendo el cauce en la dirección de flujo, y denominados como tramo superior, intermedio e inferior (figura 1). Para cuantificar los cambios de superficie se utilizó la tasa de variación, según la Ecuación 1:

$$\text{Cambio\%} = (\text{Sup}_f - \text{Sup}_i) / \text{Sup}_i * 100 \quad [1]$$

Donde,

Cambio% = el cambio de superficie en porcentaje.

Sup<sub>f</sub> = la superficie de la etapa final (2015).

Sup<sub>i</sub> = la superficie de la etapa inicial (1956).

#### *Análisis de la estabilización de los sedimentos fluviales.*

Para relacionar los cambios geomorfológicos y el reservorio de carbono orgánico (CO) se cartografió la evolución de la vegetación en los sedimentos fluviales en el cauce y en las formas geomorfológicas adyacentes. Para analizar el cambio de la densidad vegetal en el cauce, se digitalizaron los tipos de cobertura en 1956 y en 2015 en torno a tres categorías: suelo desnudo ( $\leq 30\%$  de cobertura vegetal), vegetación media (30-70%), y vegetación densa ( $\geq 70\%$ ). Además, se utilizaron dos índices morfométricos que nos informaron de los cambios en la estabilidad del cauce: el índice *braided* (trenzado) según Wei-Kuo *et al.* (2017), y el índice de sinuosidad según Schumm (1963). El índice *braided* analiza si el cauce dispone de ramificaciones auxiliares, es decir, en qué medida es anastomosado, comparando la longitud del cauce principal con la longitud de flujos auxiliares en el lecho. Mientras, el índice de sinuosidad analiza el trazado del cauce, si es principalmente rectilíneo o sinuoso. Para cuantificar el cambio de la superficie para cada tipología se utilizó la tasa de variación o cambio (ecuación 1).

*Cambios en el uso de los suelos en la cuenca de drenaje.* Los cambios en la densidad vegetal de la cobertura del suelo en la cuenca de drenaje se cuantificaron mediante la realización de una cartografía específica utilizando las imágenes aéreas de 1956 y 2015 proporcionadas por el IGN, de igual forma que en el análisis geomorfológico y de la estabilización del sedimento fluvial. Esta información ya se encontraba publicada en Pérez-Cutillas *et al.* (2018), estudio en el que se analizaron los cambios en los usos del suelo para toda la cuenca del río Alto Taibilla, incluida la cuenca del río Turrilla. Las cartografías del uso del suelo en 1956 y 2015 en la cuenca del río Turrilla fueron revisadas de nuevo para este estudio. Nuevamente, los cambios en la distribución de la superficie de la cuenca entre las tipologías de uso se cuantificaron en valores absolutos, y en porcentaje de acuerdo a la tasa de variación (ecuación 1).

*Estimación de carbono orgánico almacenado en suelos y sedimentos.* Los datos del contenido total de carbono orgánico (CO) utilizados en este trabajo proceden de numerosos muestreos realizados en los distintos usos del suelo y sedimentos fluviales en la cuenca del río Turrilla publicados en trabajos anteriores (Nadeu *et al.* 2012, 2013, 2014, 2015, Boix-Fayos *et al.* 2015). Esta base de datos existente se completó con la realización de un nuevo muestreo de sedimentos en el cauce, en el que se obtuvieron cuatro

puntos de muestreo adicionales en barras sedimentarias de escasa cobertura y cuatro puntos de muestreo adicionales en barras de vegetación media. En cada punto de muestreo se tomaron dos muestras alteradas para el análisis físico-químico y dos muestras no alteradas con anillos de 100 cm<sup>3</sup> para el cálculo de la densidad aparente (a 0-5 y 5-10 cm de profundidad en ambos casos). En total se dispuso de 60 puntos de muestreo de sedimentos y 121 puntos de muestreo de suelos distribuidos por los usos del suelo y depósitos sedimentarios (figura 1). Las muestras de suelo alteradas se secaron al aire, se tamizaron a 2 mm y se molieron para las determinaciones analíticas. Las muestras de suelo no alteradas se secaron a 105 °C, durante 24 horas, para la determinación de la densidad aparente. La densidad aparente fue corregida por la pedregosidad > 2 mm, estimando su volumen y corrigiendo así el volumen del anillo (cuadro 1). El contenido de CO se determinó por combustión seca en un analizador elemental (FLASH EA 1112 SERIES Thermo) (cuadro 1). Estos valores medios de CO se utilizaron como base para calcular la existencia y el reservorio de CO. La existencia de CO se estimó por medio de la ecuación 2:

$$\text{CO}_{\text{existencia}} = \text{Da} * \text{CO}^i * \text{P} \quad [2]$$

Donde, CO<sub>existencia</sub> = existencia de carbono orgánico (Mg ha<sup>-1</sup>). Da = densidad aparente (g cm<sup>-3</sup>). CO<sup>i</sup> = contenido de carbono orgánico (%). P = profundidad de muestreo (cm).

Para la estimación de la existencia de CO en los diferentes puntos de muestreo se agregaron los datos a una profundidad de 10 cm, tal y como se ha utilizado en otros estudios de erosión-sedimentación de CO a escalas de cuenca y regionales (Chappell *et al.* 2014). La existencia de CO se combinó con la información espacial (patrón de usos del suelo y depósitos sedimentarios en 1956 y 2015) siguiendo la ecuación 3. Se determinó el reservorio de CO total (Mg) (ecuación 3) y la existencia total a escala de cuenca y cauce (Mg ha<sup>-1</sup>). La existencia total resultó de dividir el reservorio total entre la superficie de la cuenca y la superficie del entorno fluvial (cauce y formas geomorfológicas) en cada año. Esta aproximación es equivalente a la seguida por Boix-Fayos *et al.* (2015) y Muñoz-Rojas *et al.* (2012). Para calcular el reservorio de CO en cada tipología espacial se utilizó la ecuación 3, siendo el reservorio total el sumatorio de todos ellos de acuerdo a la ecuación 4:

$$\text{CO}_{\text{reservorio}_i} = (\text{CO}_{\text{existencia}} * \text{X}_i) \quad [3]$$

Donde,

CO<sub>reservorio\_i</sub> = reservorio de CO (Mg).

i = uso de suelo específico.

X<sub>i</sub> = área de un determinado uso de suelo o depósito sedimentario (ha).

$$\text{CO}_{\text{reservorio}_\text{total}} = \Sigma (\text{CO}_{\text{existencia}} * \text{X}_i) \quad [4]$$

**Cuadro 1.** Medias y desviación estándar del contenido de carbono orgánico (CO) y densidad aparente (DA) en distintos depósitos fluviales y suelos a 10 cm de profundidad [(Fuentes: Muestreo propio realizado en este trabajo junto a datos de Boix-Fayos *et al.* (2015) y Nadeu *et al.* (2012, 2013, 2014, 2015)].

Means and standard deviation of organic carbon content (CO) and bulk density (DA) at different fluvial deposits and soil at 10 cm depth (Own sampling for this work, in addition to Boix-Fayos *et al.* 2009, 2015, 2017, Nadeu *et al.* 2012, 2013, 2014, 2015).

Ámbitos de muestreo	n	DA (g/cm <sup>3</sup> )	σ DA	CO (%)	σ CO
Barra vegetada escasa	8	1,3	±1,3	0,4	±0,5
Barra vegetada media	9	1,2	±1,2	0,4	±0,1
Barra vegetada densa	19	1,2	±0,1	0,8	±0,1
Abanicos aluviales	8	1,3	±1,3	0,6	±0,1
Llanuras aluviales	5	1,2	±1,2	0,4	±0,1
Erosión lateral	11	1,3	±1,3	0,5	±0,1
Uso agrícola	22	1,2	±0,2	1,0	±0,3
Bosque abierto	37	1,1	±0,2	2,8	±1,5
Bosque denso	23	1,0	±0,2	3,2	±1,3
Matorral	25	1,2	±0,2	1,7	±0,8
Pasto	14	1,3	±0,2	1,5	±0,7

Donde,

$CO_{\text{reservorio\_total}}$  = sumatorio del producto del  $CO_{\text{existencia}}$  por la superficie de todos los ámbitos de estudio, en los sedimentos fluviales o en los suelos de la cuenca.

## RESULTADOS

*Reverdecimiento en la cuenca de drenaje.* La cobertura del suelo se modificó considerablemente entre 1956 y 2015, principalmente el uso forestal, el cual aumentó 3.528 ha (280 %), mientras que los usos agrícola y matorral disminuyeron la superficie en 2.168 ha y 1.426 ha, el -58 % y -63 %, respectivamente. El pasto, pese a aumentar la superficie en 142 ha, experimentó un cambio del 57 %; y el bosque abierto se mantuvo, perdiendo 126 ha, lo que supuso un cambio del -4 % (cuadro 2, figura 2). De acuerdo a los cambios mostrados en Pérez-Cutillas *et al.* (2018) en la cuenca del Alto Taibilla, se aprecia una evidente transición del uso del suelo predominante en la cuenca, desde el uso agrícola al uso forestal. Se observa el aumento de la densidad forestal al Este y Sur de la cuenca, donde en 1956 el uso predominante era el bosque abierto y cambió al bosque denso; aunque también se observa la transición desde el matorral al bosque denso en el centro y Oeste de la cuenca. La desaparición de las parcelas agrícolas se aprecia a lo largo de toda la cuenca, especialmente al Norte.

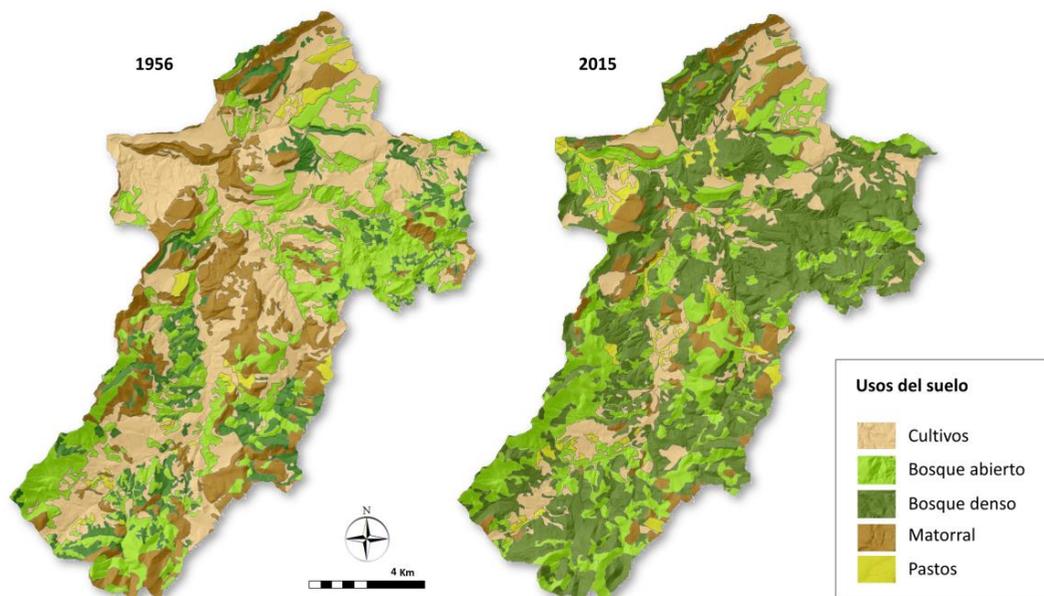
*Transformaciones geomorfológicas.* Entre 1956 y 2015 la longitud de cauce del río Turrilla disminuyó 0,5 km, y la anchura media y la superficie del cauce activo se redujo el 63 % en ambos casos, aunque la transformación varía según los tramos del cauce. En el tramo superior, la lon-

gitud aumentó ligeramente, mientras que la superficie y la anchura del cauce activo disminuyeron un 63 % y un 60 %, respectivamente. En el tramo intermedio la longitud aumentó de nuevo escasamente, al tiempo que tanto la superficie como la anchura decrecieron el 51 %. En el tramo inferior, a diferencia de los anteriores, la longitud del cauce activo se redujo alrededor de 0,6 km, mientras que la superficie y la anchura se redujeron el 65 % (figura 3). Además, en ese período, el conjunto de formas geomorfológicas identificadas aumentó el 14 % en superficie y el 77 % en número, pero los diferentes tipos no evolucionaron de forma homogénea. Las formas de erosión fueron muy ac-

**Cuadro 2.** Distribución de los usos del suelo en la cuenca del río Turrilla en 1956 y 2015 y el cambio observado en ha y proporcional (%).

Land use cover of Turrilla Basin in 1956 and 2015 and the change observed in ha and proportional (%).

Tipo de uso	1956	2015	Cambio (ha)	Cambio (%)
Uso agrícola	3.765	1.643	-2.122	-58
Bosque abierto	3.135	3.009	-126	-4
Bosque denso	1.260	4.788	3.528	280
Matorral	2.272	846	-1.426	-63
Pasto	248	390	142	57
Embalse del Taibilla	-	3	3	-
Total	10.680	10.680	0	-



**Figura 2.** Cobertura del suelo de la cuenca del río Turrilla en 1956 y 2015.

Maps of land use cover in Turrilla Basin in 1956 and 2015.

tivas: la erosión lateral aumentó en superficie el 34 %, y el 59 % en número de formas, lo cual encaja en una dinámica fluvial con alta capacidad de carga y con la incisión del cauce sobre el lecho; y la erosión en cárcavas aumentó en superficie y número el 21 % y 24 %, respectivamente. De otra parte, las formas sedimentarias se ampliaron a medida que el cauce activo se estrechaba: la superficie de los abanicos aluviales aumentó el 13 % sin modificarse el número de formas identificadas; y la superficie de las llanuras aluviales aumentó el 7 % y el número de formas aumentó un 65 %, de acuerdo a un escenario con incisión del cauce (figura 3).

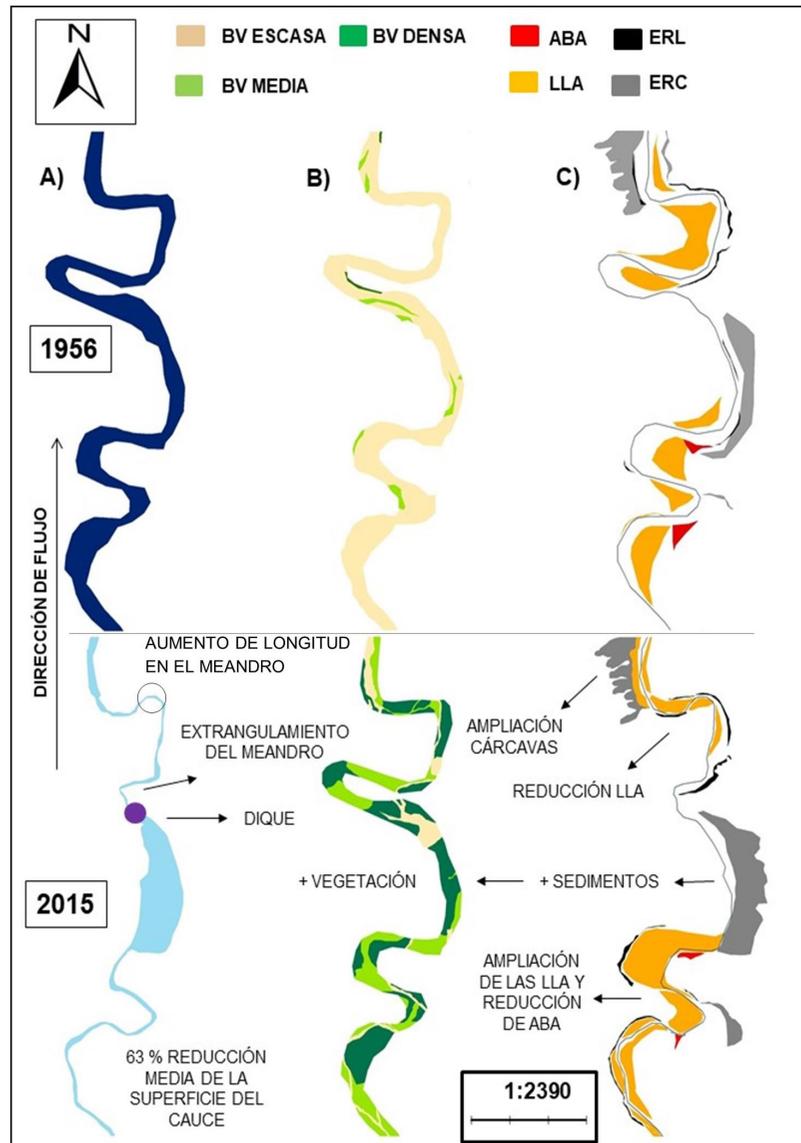
La transformación de las formas geomorfológicas todavía fue más heterogénea según el tramo del cauce dónde se localizaron: i) en el tramo superior el número de formas aumentó en las llanuras aluviales (92 %) y en la erosión lateral (82 %). Respecto a la superficie ocupada, apareció una disparidad entre las formas de erosión que aumentaron en torno al 70 % y las formas sedimentarias que lo hacen en torno al 20 %; ii) en el tramo intermedio la transformación del número de formas es similar en la erosión en cárcavas y en las llanuras aluviales (60 %) mientras que la erosión lateral aumenta más (95 %) y los abanicos aluviales se mantienen. En cuanto a la superficie, destaca la erosión en cárcavas (60 %); y, por último, iii) la transformación es parecida en el tramo inferior para todas las formas geomorfológicas, aunque en aumento de superficie destaca la erosión lateral (30 %), y en aumento del número de formas las llanuras aluviales (37 %). En todos los tramos las formas de erosión aumentan más en superficie que las sedimentarias (figura 4).

*Reverdecimiento y estabilización del cauce del río Turrilla.* El cauce experimentó un importante reverdecimiento entre 1956-2015: las barras fluviales vegetadas densamente (cobertura vegetal  $\geq 70$  %) aumentaron el 841 %; las barras con vegetación media (cobertura  $> 30$  y  $< 70$  %) aumentaron el 368 %; y el sedimento fluvial poco vegetado (cobertura  $\leq 30$  %) se redujo un 80 %. El reverdecimiento de estas formas todavía fue más evidente analizando los tramos del cauce. Por otra parte, tanto el trazado del curso fluvial como el número de cauces sobre el lecho fluvial variaron. Los resultados apuntaron hacia un cauce más estable en 2015. El índice *braided*, con una reducción de 1,19 (2,65 en 1956, 1,46 en 2015), mostró una estabilización considerable del cauce principal sobre los cauces secundarios, debido a la incisión de este en el lecho. El índice de sinuosidad, que analiza la morfología del trazado de flujo, disminuyó de 1,28 a 1,24 lo cual concuerda con la tendencia hacia un trazado rectilíneo y de acortamiento del cauce.

*Evolución del reservorio de carbono orgánico en la cuenca del río Turrilla.* El reservorio de carbono orgánico (CO) se cuantificó tanto en los diferentes usos del suelo en la cuenca de drenaje, como en el sedimento fluvial del cauce y en las formas geomorfológicas adyacentes al mismo. Los datos de muestreo se extrapolaron utilizando las superficies cartografiadas, en la cuenca y cauce, en 1956 y 2015 (cuadros 3 y 4). El sedimento fluvial contiene más CO cuanto más estable se encuentra el depósito y con mayor cobertura vegetal. El cuadro 3 muestra cómo las barras con cobertura vegetal densa aumentaron su reservorio de CO el 841 %, y con cobertura media el 368 %. Ambos tipos de

barra fluvial albergaban el 57 % del CO en el sedimento fluvial en 2015. En cambio, en las barras con cobertura escasa el reservorio de CO disminuyó el 80 % comparado con 1956, debido a que éstas desaparecieron en una gran parte y evolucionaron hacia barras con cobertura media o densa (figura 5). Estos resultados concuerdan con el reverdecimiento del cauce observado en este período (figura 3). Por su parte, el reservorio de CO en los depósitos de las

formas geomorfológicas adyacentes también se incrementó, aunque de forma más moderada. Las llanuras aluviales aumentaron un 7 % el reservorio de CO en 2015, representando el 23 % del CO total de los sedimentos. Los abanicos aumentaron su reservorio un 14 %, y los depósitos generados por erosión lateral un 34 %, aunque ambas formas suponen menos del 10 % del CO en el entorno fluvial en 2015. Con esto, el reservorio total de CO del conjunto de

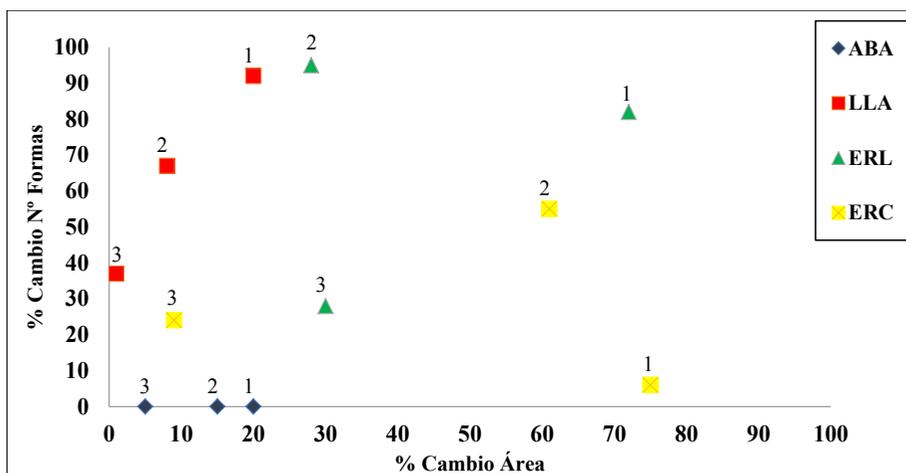


**Figura 3.** Análisis integral de las transformaciones en un sector del tramo intermedio del cauce: A) la superficie del cauce en 1956 y 2015 tras la instalación de un dique; B) la transformación de la cobertura vegetal en el cauce de 1956 transcurridos 59 años; y C) la transformación de las formas geomorfológicas durante 1956-2015. Representación de los tres tipos de cobertura vegetal y formas geomorfológicas analizadas: barras fluviales (BV), llanuras aluviales (LLA), abanicos aluviales (ABA), y procesos de erosión lateral (ERL) y erosión en cárcavas (ERC).

Analysis of the changes in a sector of the 2nd section of the channel: A) the surface of the channel in 1956 and 2015 after the construction of a check-dam; B) the change of the vegetal cover in the channel since 1956; and C) the change of geomorphological forms during 1956-2015. Representation of the three types of vegetation cover and geomorphological forms analyzed: type of fluvial bars (BV), alluvial plains (ALL), alluvial fans (ABA), bank erosion processes (ERL) and gully erosion (ERC).

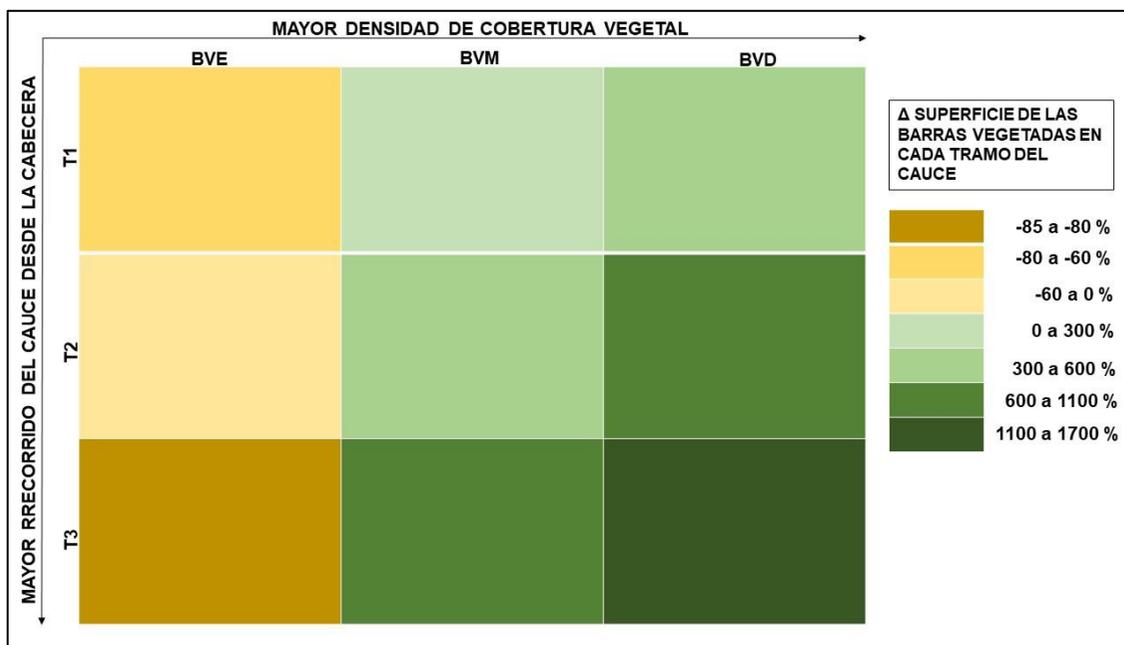
sedimentos fluviales aumentó 81 Mg, lo que supone un incremento del 27 % respecto al reservorio de 1956 (cuadros 3 y 4), siendo este aumento paralelo a un aumento de la superficie del entorno fluvial, del cauce y las formas geomorfológicas, del 3,8 % debido al ampliación de las últimas.

Paralelamente, el reservorio de CO en los suelos de la cuenca de drenaje mostró un aumento considerable debido al aumento de la masa forestal (Pérez-Cutillas *et al.* 2018). El cuadro 3 también recoge estas transformaciones en el mismo período, en la que se observa que el bosque denso



**Figura 4.** Transformación proporcional (%) del área y número de formas de las FG entre 1956 y 2015. Se representa la transformación de los abanicos aluviales (ABA), las llanuras aluviales (LLA), la erosión lateral (ERL), y la erosión en cárcavas (ERC) en los diferentes tramos del cauce: superior (1), intermedio (2) e inferior (3).

Proportional changes (%) of the area and number of geomorphological forms during 1956 and 2015. The transformation of alluvial fans (ABA), alluvial plains (ALL), bank erosion (ERL), and gullies (ERC) are represented in the different sections of the channel: high (1), second (2) and final (3).



**Figura 5.** Transformación de las barras fluviales según densidad de cobertura vegetal y el tramo del río (BVE: Barra de vegetación escasa; BVM. Barra de vegetación media; BVD: Barra de vegetación densa).

Proportional changes (%) of fluvial bars according to vegetation cover density and river section during 1956 and 2015: low vegetation bar (BVE), medium vegetation bar (BVM) and dense vegetation bar (BVD).

**Cuadro 3.** Reservorio de CO en toneladas (Mg) y porcentajes (%) de cada ámbito espacial de muestreo en 1956 y 2015, y la transformación durante ese período, en toneladas y en porcentaje.

Stocks of organic carbon (CO) in tons (Mg) and percentages (%) in each spatial area of sampling in 1956 and 2015, and changes during that period, in tons and percentage. (\*): There were no irrigated crops in 1956.

Ámbitos de muestreo	Reserva CO (Mg)		% Reserva CO		Cambio	
	1956	2015	1956	2015	(Mg)	(%)
Barra Vegetada Escasa	146	29	49	8	-116	-80
Barra Vegetada Media	14	64	5	17	51	368
Barra Vegetada Densa	16	150	5	40	134	841
Abanicos Aluviales	31	35	10	9	4	14
Llanuras Aluviales	80	85	27	23	6	7
Depósitos de erosión Lateral	9	11	3	3	3	34
<b>Total</b>	<b>294</b>	<b>375</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>81</b>	<b>27</b>
Cultivo de Regadío	-	552	1	-	552	-
Cultivo de Secano	45.177	19.161	19	7	-26.017	-58
Bosque Abierto	96.554	92.692	41	32	-3.862	-4
Bosque Denso	40.324	153.210	17	53	112.886	280
Matorral	46.345	17.270	20	6	-29.076	-63
Pasto	4.841	7.605	2	3	2.764	57
<b>Total</b>	<b>233.241</b>	<b>290.489</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>57.247</b>	<b>25</b>

**Cuadro 4.** Reservorio total de CO (Mg), existencia de CO (Mg ha<sup>-1</sup>) y tasa de variación (TV) en el sedimento fluvial y en los suelos de la cuenca en los años 1956 y 2015.

Reservoir of organic carbon (CO) (total value, Mg) and stock (Mg ha<sup>-1</sup>) and variation rate (TV \*) in the fluvial sediment and the soil of the basin in 1956 and 2015.

Sedimento fluvial (Barras fluviales y FG)			
	1956	2015	Cambio (%)
Superficie (ha)	56	58	4
Reservorio total de CO (Mg)	294	375	27
Existencia de CO (Mg ha <sup>-1</sup> )	5	6	23
Suelos de la cuenca (Usos)			
	1956	2015	Cambio (%)
Superficie (ha)	10.690	10.690	-
Reservorio total de CO (Mg)	233.241	290.489	25
Existencia de CO (Mg ha <sup>-1</sup> )	22	27	25
Ratio reservorio CO (Sedimentos/Suelos)			
	1956	2015	
Ratio de reservorio total de CO sedimentos/suelo	0,0013	0,0013	
Ratio de existencia de CO sedimentos/suelo	0,24	0,24	

incrementó su reservorio de CO el 280 %, el único uso del suelo con incremento junto a los pastos (46 %). Además, el bosque denso junto al bosque abierto albergó el 92 % del CO total en 2015. En el lado opuesto, el descenso de la superficie agrícola propició la disminución del reservorio de CO (-58 %). Algo similar sucedió con el bosque abierto debido a que se transformó a bosque denso (-4 %). En el matorral el reservorio de CO descendió el 63 %, de acuerdo al decrecimiento de su extensión. En el balance global, el CO en la cuenca de drenaje aumentó 57.247 Mg, lo que supuso un incremento del 25 % respecto a 1956 (cuadros 3 y 4).

El cuadro 4 muestra los cambios en el reservorio total y la existencia de CO en los suelos de la cuenca y en el sedimento fluvial durante el período de estudio. Mientras que la superficie de la cuenca no cambió en el tiempo, el cauce activo se estrechó y los depósitos fluviales dentro del cauce aumentaron su extensión (figura 3). El reservorio total de CO aumentó un 25 % en los suelos de la cuenca, con el mismo aumento por unidad espacial, del 25 % en la existencia. En los depósitos de sedimentos del cauce y formas geomorfológicas adyacentes, el reservorio total de CO aumentó el 27 %, al revegetarse el cauce, extenderse las barras fluviales con cobertura vegetal densa y aumentar la extensión de las formas sedimentarias. Sin embargo, la existencia aumenta el 23 %. Así observamos un aumento muy similar del reservorio total de CO en los sedimentos y en los suelos (27 % y 25 %, respectivamente). Así como

el aumento de la existencia muy similar en sedimentos y suelos (23 % y 25%, respectivamente).

La razón entre el reservorio total de CO de los sedimentos y la de los suelos es muy baja, teniendo en cuenta que el cauce representa aproximadamente solo un 0,5 % de la superficie de la cuenca. Las razones entre CO en sedimentos y suelos tanto del reservorio total como de la existencia se mantienen a los mismos niveles en las dos fechas estudiadas (0,24 para 1956 y 2015). Mientras que en las dos fechas el CO almacenado en el cauce también se mantiene en un 0,13 % del CO almacenado en los suelos de la cuenca (cuadro 4).

## DISCUSIÓN

*Cambios principales en la morfología del cauce debido a modificaciones en la cuenca de drenaje.* El patrón de usos del suelo en la cuenca del río Turrilla varió notablemente durante los últimos 60 años como consecuencia del abandono progresivo de tierras agrícolas que favoreció la regeneración natural de la vegetación, así como por la implantación de políticas ambientales de restauración hidrológico-forestal (Pérez-Cutillas *et al.* 2018). De este modo, la cuenca experimentó un reverdecimiento significativo que coincide con lo observado durante las últimas décadas en España (Vadell *et al.* 2016), en otras cuencas mediterráneas de montaña (García-Ruiz y Lana-Renault 2011), así como en otras zonas del planeta (Wei *et al.* 2012, Sun-Kim *et al.* 2017). Como consecuencia, la estabilidad de los suelos aumentó, y con ello disminuyeron los procesos de erosión en laderas y la conectividad ladera-cauce (Boix-Fayos *et al.* 2007), lo que afectó a la dinámica sedimentaria en el conjunto de la cuenca, con una menor movilización de sedimentos en el cauce con respecto a lo observado en la década de 1950. Además de los impactos humanos en el área de drenaje, en la década de 1970 se alteraron un gran número de cauces, con la instalación de diques para laminación de avenidas y lucha contra la erosión (Gómez-Villar y Martínez-Castroviejo 1991). Concretamente se contabilizaron 58 diques (Boix-Fayos *et al.* 2007) en la rambla de la Rogativa (subcuenca afluente del río Turrilla), que implicaron evidentes transformaciones sobre la dinámica fluvial, alterando la distribución de los sedimentos en el cauce. En muchas ocasiones, los diques en el cauce generaron una mayor capacidad de carga del caudal aguas abajo de los mismos, debido a la retención de sedimentos aguas arriba tras la pared del dique, y, en numerosas ocasiones, a largo plazo esto derivó en procesos de erosión del lecho y erosión lateral (Kondolf *et al.* 2002, Boix-Fayos *et al.* 2007, Nadeu *et al.* 2012).

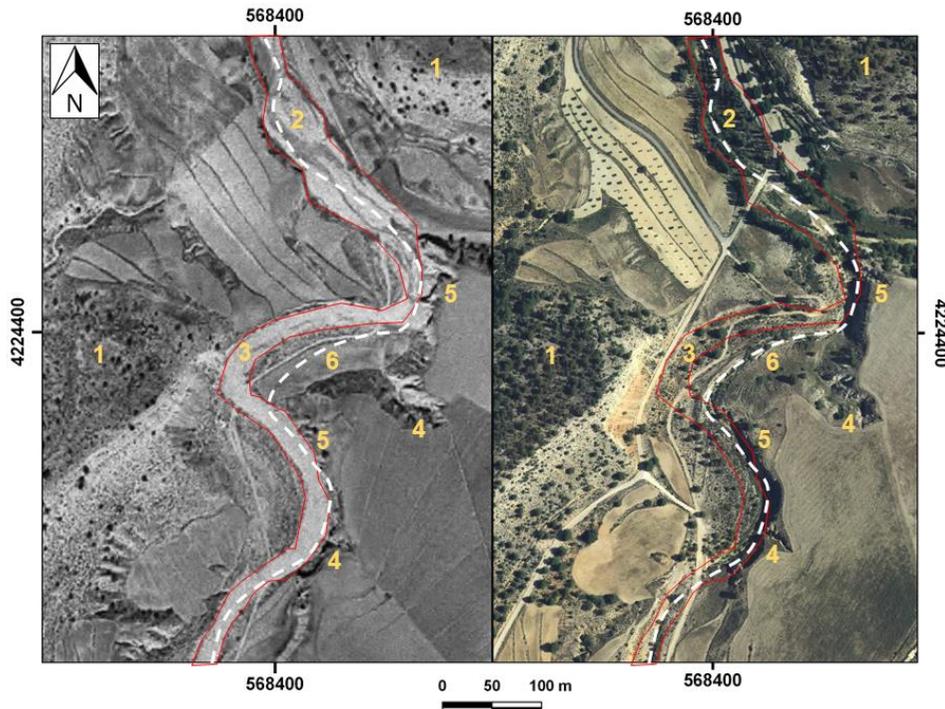
Todos estos procesos descritos se reflejan en las transformaciones morfológicas observadas en el cauce: i) tanto la superficie como la anchura del mismo se redujeron el 63 % en el período estudiado, ii) la longitud total del mismo también disminuyó (0,5 km), aunque no fue así en los tramos intermedio y superior, debido a la presencia de nume-

rosos diques que propiciaron la incisión del cauce aguas abajo, provocando que los meandros se extendieran en su margen de erosión (figura 4). Por su parte, la incisión y estrechamiento del cauce permitió la estabilización de los depósitos sedimentarios, y la colonización de la vegetación en los mismos (figura 4). Estos procesos son similares a los descritos en otras zonas (Kondolf *et al.* 2002, Stott y Mount 2004, Vanacker *et al.* 2005).

Además, los indicadores de la estabilidad del cauce empleados, el índice *braided* y el índice de sinuosidad, mostraron una tendencia hacia una mayor estabilidad durante el periodo de estudio. Los cambios de ambos índices implican una mayor longitud del cauce principal sobre la longitud de los cauces secundarios y una ligera tendencia hacia el trazado rectilíneo del cauce, respectivamente (Schumm 1963, Wei-Kuo *et al.* 2017).

De otra parte, se cuantificó un notable reverdecimiento de la superficie del cauce activo comparado con 1956 (figuras 3 y 6), con una ampliación considerable de la superficie de barras fluviales con cobertura vegetal densa y media (figura 5). En este escenario de dinámica fluvial, la superficie de depósitos de sedimentos en las formas adyacentes al cauce aumentó (figuras 3, 4 y 6). Los abanicos y llanuras aluviales, ampliaron su superficie a medida que el cauce activo se estrechaba (figuras 3 y 4), así como la evolución de la llanura aluvial previa a terrazas fluviales al aparecer incisión fluvial, lo que favoreció la estabilización de las mismas por colonización vegetal (figura 6). La erosión en cárcavas aumentó en algunas zonas, sobre todo en el tramo medio, debido al aumento de la capacidad de carga. Ello supuso un importante aporte de sedimentos al cauce en dos ambientes principalmente: en algunas laderas limítrofes y bien conectadas con el cauce; y en barrancos afluentes con flujos frecuentes o con mucha pendiente. El aumento de la capacidad de carga supuso también el aumento de la erosión lateral (> 80 % en los tramos superior y medio y 30 % en el tramo inferior), con gran aporte de sedimentos al cauce, coincidiendo con observaciones realizadas previamente en algunos tramos y barrancos subsidiarios (Boix-Fayos *et al.* 2007, Nadeu *et al.* 2012).

*Impactos de la dinámica sedimentaria en el reservorio de CO del cauce: ¿pueden ser los cauces un sumidero de carbono?* La gestión del suelo para reducir la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera aparece como una medida importante para la mitigación del cambio climático respaldada por la comunidad científica y las Naciones Unidas (Sanz-Cobena *et al.* 2017). Al mismo tiempo, todavía no se encuentran bien definidos los procesos que determinan el contenido de CO en el sedimento fluvial y su efecto en el ciclo global del carbono (Hoffman *et al.* 2013). Recientes investigaciones han señalado que la estabilización y reverdecimiento del sedimento fluvial puede suponer un importante aumento del reservorio de CO en las cuencas hidrológicas (Boix-Fayos *et al.* 2015), o, por el contrario,



**Figura 6.** Ejemplos de cambios observados en la cuenca de drenaje y el cauce del río Turrilla (tramo inferior) mediante la imagen aérea de 1956 (izquierda) y 2015 (derecha): 1) revegetación de la cuenca y extensión del bosque denso; 2) aumento del bosque de ribera en el cauce, especialmente en el tramo inferior tras la confluencia con Arroyo Blanco; 3) revegetación del cauce activo de 1956; 4) erosión remontante por acarcavamiento; 5) aumento de la erosión lateral; y 6) abandono y revegetación de parcelas de cultivo tradicionales desde 1956.

Examples of changes observed in the drainage basin and the channel of Turrilla River (lower section) using the aerial image of 1956 (left) and 2015 (right): 1) revegetation of the basin and extension of the dense forest; 2) increase of the riparian forest in the channel, especially in the lower section after the confluence with Arroyo Blanco; 3) revegetation of the active channel of 1956; 4) increased erosion by gullies; 5) bank erosion processes; and 6) abandonment and revegetation of traditional farming fields since 1956.

dependiendo de los ambientes sedimentarios y los procesos que los afectan podrían aumentar el volumen de emisiones de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera (Hoffman *et al.* 2013).

Los resultados en la cuenca del río Turrilla muestran que la cuenca de drenaje incrementó el reservorio de CO en los suelos en consonancia al aumento del suelo forestal, debido a la reducción de las actividades agrarias y a las políticas de reforestación. Todo ello facilitó la incorporación de CO al suelo (cuadro 3). Los cambios en la dinámica fluvial como consecuencia de los cambios en la cuenca drenaje, con la colonización vegetal de formas sedimentarias, extensión de la llanura aluvial en algunos tramos y estabilización y extensión de otros depósitos, llevaron a un aumento del reservorio total de carbono en el cauce, muy paralelo al aumento del reservorio total en los suelos de la cuenca (27 % y 25 %, respectivamente). Ello muestra el gran potencial de los sedimentos fluviales para generar sumideros de CO si se dan los procesos de revegetación y estabilización del sedimento fluvial. El aumento de la existencia de CO es similar en porcentaje en sedimentos y suelos (23 y 25 %, respectivamente). Sin embargo, en valores absolutos, el aumento fue de  $1,2 \text{ Mg ha}^{-1}$  en sedimentos y

de  $5,4 \text{ Mg ha}^{-1}$  en los suelos, reflejando la mayor capacidad de secuestro de carbono de los suelos, por su distintas características estructurales y texturales y por la vegetación existente. Aun así, los cambios en la morfología del cauce representaron una oportunidad para el aumento del sumidero de carbono en sedimentos, tanto por su extensión como por su estabilización. La existencia de CO ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) en los sedimentos con respecto a los suelos se mantiene entre 1956 y 2015 (0,24 en ambos periodos) y coincide con observaciones realizadas a escala de cuenca de drenaje donde los sedimentos se encuentran empobrecidos en carbono orgánico en comparación con los suelos del área vertiente (Haregeweyn *et al.* 2007, Ran *et al.* 2014, Boix-Fayos *et al.* 2015). La razón entre la existencia de carbono en sedimentos respecto a los suelos se mantuvo en el tiempo en 0,24 mostrando la gran capacidad de los sedimentos de secuestrar carbono con los cambios acontecidos en la cuenca y cauce.

De este modo se observa: (i) una clara conexión entre el reverdecimiento de la cuenca y el reverdecimiento en el cauce (entorno fluvial), (ii) los sedimentos fluviales mostraron una capacidad similar a la de los suelos de la



**Figura 7.** Se observa la actividad geomorfológica junto al cauce del río Turrilla, densamente vegetado. La llanura aluvial del cauce en 1956 (1\*) disminuye por erosión lateral y se convierte en terraza fluvial, aparece una nueva llanura (2\*). La erosión lateral (3\*) y la erosión en cárcavas (4\*) se encuentran muy activas especialmente en el tramo medio e inferior. Las flechas verdes hacen referencia al aumento de la morfología señalada y las rojas al descenso de la misma entre los dos periodos estudiados.

The geomorphological activity is observed next to the fluvial channel of Turrilla, densely vegetated. The alluvial plains of the channel in 1956 (1\*) decreased while current alluvial plains increased (2\*), bank erosion (3\*) and gullies (4\*) are very active, especially in middle and lower sections. Green arrows refer to the increase and red arrows to the decrease of geomorphological forms during the study period.

cuenca para aumentar el reservorio total de CO<sub>2</sub>, lo que sugiere que los cauces con procesos de revegetación y reducción de la actividad hidrogeomorfológica tienen un gran potencial como sumideros de carbono; iii) las zonas sedimentarias una vez estabilizadas pueden convertirse en importantes sumideros de carbono, y aunque en extensión son mucho menores que el área de drenaje, el cauce y las morfologías adyacentes pueden suponer una trampa de sedimentos que ayudaría a mantener el carbono en el ecosistema fluvial. Además, la limitada extensión espacial puede compensarse con la profundidad de algunos depósitos sedimentarios (de varios metros). Aunque en este estudio se han comparado los 10 primeros centímetros tanto en sedimentos como en suelos, algunos depósitos sedimentarios de varios metros de profundidad (cuñas sedimentarias tras diques, depósitos de desplomes de erosión

lateral, etc.) poseen un elevado potencial para el secuestro de carbono en profundidad.

Estos resultados indican que la gestión adecuada de sedimentos en los cauces, atendiendo a los factores y condiciones ambientales locales, puede aumentar el secuestro de carbono en los mismos. Los resultados coinciden con los de otros autores que apuntan el posible potencial de los sedimentos fluviales como sumideros de carbono (Hoffman *et al.* 2013), contribuyendo a disminuir el volumen de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, considerado una amenaza ambiental para el ser humano durante el presente siglo (Wei *et al.* 2012, Lal *et al.* 2015). Los resultados indican que una gestión sostenible de los sedimentos fluviales podría contribuir a las políticas de mitigación del cambio climático, de acuerdo a las proyecciones y recomendaciones del IPCC para el Siglo XXI (IPCC 2014).

## CONCLUSIONES

El proceso de reverdecimiento en la cuenca genera impactos en la dinámica fluvial, altera la entrada de sedimentos al cauce desde las laderas, propicia un estrechamiento del cauce activo, al tiempo que activa otros procesos de erosión (erosión lateral, cárcavas adyacentes) y estabiliza los depósitos fluviales (barras, llanuras y abanicos), que son colonizados parcial o totalmente por la vegetación.

El reservorio total de CO en suelos y sedimentos aumenta de forma paralela (27 y 25 %, respectivamente), el aumento de la existencia de CO en los sedimentos es bastante alto (23 %), a pesar del tiempo limitado de estabilización de los depósitos y del dinamismo que implica un ambiente geomorfológico fluvial. El aumento de la existencia de CO en suelos es similar (25 %). A pesar que la superficie del cauce es muy limitada (~0,5-1 % de la cuenca), la profundidad y estabilidad de algunos depósitos sedimentarios representan una oportunidad para el secuestro de carbono en las zonas de ribera.

Se confirma que los sedimentos fluviales estabilizados tras cambios en la dinámica geomorfológica, pueden suponer importantes sumideros de CO, al igual que los suelos de las cuencas hidrológicas que experimentan recuperación de la cubierta vegetal. Con un manejo adecuado, tanto suelos como sedimentos, pueden contribuir significativamente a ampliar el sumidero de carbono en la biosfera terrestre.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha recibido apoyo financiero del proyecto DISECO (CGL2014-55405-R) del Plan Nacional de Ciencia del Ministerio de Economía y Competitividad de España, del proyecto SOGLO (P7/24 IAP BELSPO) del gobierno de Bélgica. AHM recibió apoyo financiero para una estancia en la Universidad Nacional de Córdoba (Argentina) del Banco de Santander mediante el Convenio Becas de Intercambio Latinoamérica (Programa ILA). CBF recibió apoyo financiero para dos estancias en el extranjero del programa Salvador de Madariaga 2017 (Ministerio de Educación, Cultura y Deporte, Gobierno de España) y del programa Jiménez de la Espada 2017 (Fundación Séneca, Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia). MAB fue parcialmente financiada por un contrato Juan de la Cierva-Incorporación (Ref: IJCI-2015-23500). Todas estas estancias permitieron el trabajo continuado en la redacción de este artículo.

## REFERENCIAS

AEMET e IM (Agencia Estatal de Meteorología, ES - Instituto de Meteorología, PT). 2011. Atlas Climático Ibérico: Temperatura del aire y precipitación durante 1971-2000. Consultado 17 jul. 2018. Disponible en <http://agroclimap.aemet.es/>  
Boix-Fayos C, GG Barbera, F López-Bermúdez VM Castillo.

2007. Effects of check dams, reforestation and land-use changes on river channel morphology: Case study of the Rogativa catchment (Murcia, Spain). *Geomorphology* 91(1-2): 103-123. DOI: [10.1016/j.geomorph.2007.02.003](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.02.003)  
Boix-Fayos C, E Nadeu, JM Quiñero, M Martínez-Mena, M Almagro, J de Vente. 2015. Sediment flow paths and associated organic carbon dynamics across a Mediterranean catchment. *Hydrology and Earth System Sciences* 19: 1209-1223. DOI: [10.5194/hess-19-1209-2015](https://doi.org/10.5194/hess-19-1209-2015)  
Chappell A, NP Webb, RA Viscarra Rossel, E Bui. 2014. Australian net (1950s–1990) soil organic carbon erosion: implications for CO<sub>2</sub> emission and land–atmosphere modelling. *Biogeosciences* 11: 5235-5244. DOI: [10.5194/bg-11-5235-2014](https://doi.org/10.5194/bg-11-5235-2014)  
García-Ruiz JM, N Lana-Renault. 2011. Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region – A review. *Agriculture, Ecosystems and Environments* 140: 317-338. DOI: [10.1016/j.agee.2011.01.003](https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003)  
Gómez-Villar A, R Martínez-Castroviejo. 1991. Channel degradation as a response to erosion control Works: a case study. In Sala M, JL Rubio, JM García-Ruiz eds. *Soil Erosion Studies in Spain*. Logroño, Spain. Geofoma. p. 109-122.  
Haregeweyn N, J Poesen, J Deckers, J Nyssen, M Hayle, G Govers, G Verstraeten, J Moeyersons. 2007. Sediment-bound nutrient export from micro-dam catchments in Northern Ethiopia. *Land Degradation & Development* 19: 136-152. DOI: [10.1002/ldr.830](https://doi.org/10.1002/ldr.830)  
Hoffmann T, SM Mudd, K van Oost, G Verstraeten, G Erkens, A Lang, H Middelkoop, J Boyle, JO Kaplan, J Willenbring, R Aalto. 2013. Short communication: Humans and the missing C-sink: erosion and burial of soil carbon through time. *Earth Surface Dynamics* 1: 45-52. DOI: [10.5194/esurf-1-45-2013](https://doi.org/10.5194/esurf-1-45-2013)  
Kondolf GM, H Piégay, N Landon. 2002. Channel response to increased and decrease bedload supply from land use change: contrasts between two catchments. *Geomorphology* 45: 35-51. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00188-X](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00188-X)  
IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. Cambio climático 2014: contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático IPCC. 157 p. (Informe de síntesis).  
Lal R, W Negassa, K Lorenz. 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 15: 79–86. DOI: [10.1016/j.cosust.2015.09.002](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002)  
Muñoz-Rojas M, A Jordán, LM Zavala, D De la Rosa, SK Abd-Elmabod, M Anaya-Romero. 2012. Organic carbon stocks in Mediterranean soil types under different land uses. *Solid Earth* 3: 375-386. DOI: [10.5194/se-3-375-2012](https://doi.org/10.5194/se-3-375-2012)  
Nadeu E, AA Berhe, J De Vente, C Boix-Fayos. 2012. Erosion, deposition and replacement of soil organic carbon in Mediterranean catchments: a geomorphological, isotopic and land use change approach. *Biogeosciences* 9: 1099-1111. DOI: [10.5194/bg-9-1099-2012](https://doi.org/10.5194/bg-9-1099-2012)  
Nadeu E. 2013. Soil erosion and organic carbon mobilization at the catchment scale. Factors, processes and impact on the carbon balance. Consultado 10 jul. 2018. Disponible en: <https://digitum.um.es/xmlui/handle/10201/30468>  
Nadeu E, K Van Oost, C Boix-Fayos, J de Vente. 2014. Importance of land use patterns for erosion-induced carbon fluxes in a Mediterranean catchment. *Agriculture, Ecosystems & En-*

- vironment. 189: 181-189. DOI: [10.1016/j.agee.2014.03.040](https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.040)
- Nadeu E, JM Quiñonero-Rubio, J de Vente, C Boix-Fayos. 2015. The influence of catchment morphology, lithology and land use on soil organic carbon export in a Mediterranean mountain region. *Catena* 126: 117-125. DOI: [10.1016/j.catena.2014.11.006](https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.11.006)
- Pérez-Cutillas P, MF Cataldo, DA Zema, J de Vente, C Boix-Fayos. 2018. Efectos de la revegetación a escala de cuenca sobre el caudal y la evapotranspiración en ambiente mediterráneo. Cuenca del Taibilla (SE de España). *Bosque* 39(1): 119-129. DOI: [10.4067/S0717-92002018000100011](https://doi.org/10.4067/S0717-92002018000100011)
- Ran L, XX Lu, Z Xin. 2014. Erosion-induced massive organic carbon burial and carbon emission in the Yellow River basin, China. *Biogeosciences* 11: 945-959. DOI: [10.5194/bg-11-945-2014](https://doi.org/10.5194/bg-11-945-2014)
- Sanz-Cobena A, L Lassaletta, J Garnier, P Smith. 2017. Mitigation and quantification of greenhouse gas emissions in Mediterranean cropping systems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 238: 1-4. DOI: [10.1016/j.agee.2016.12.032](https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.032)
- Schumm SA. 1963. A tentative classification of alluvial river channels. Washington, EE.UU. Government Printing Office. 9 p.
- Stott T, N Mount. 2004. Plantation forestry impacts on sediment yields and downstream channel dynamics in the UK: a review. *Progress in Physical Geography* 28: 197-240. DOI: [10.1191/0309133304pp410ra](https://doi.org/10.1191/0309133304pp410ra)
- Sun-Kim G, CH Lim, S Jin-Kim, J Lee, Y Son, WK Lee. 2017. Effect of National-Scale afforestation on forest water supply and soil loss in South Korea, 1971-2010. *Sustainability* 9(1017): 1-18. DOI: 10.3390/su9061017
- Vadell E, S de-Miguel J Pernán. 2016. Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: a historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics. *Land Use Policy* 55: 37-48. DOI: [10.1016/j.landusepol.2016.03.017](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.017)
- Vanacker V, A Molina, G Govers, J Poesen, G Dercon, S Deckers. 2005. River channel response to short-term human-induced change in landscape connectivity in Andean ecosystems. *Geomorphology* 72: 340-355. DOI: [10.1016/j.geomorph.2005.05.013](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.05.013)
- Wei-Kuo C, C Chi-Farn, C Su-Chin, Y Tun-Chi, C Chun-Wei. 2017. Channel Planform Dynamics monitoring and channel stability assessment in two sediment rich rivers in Taiwan. *Water* 9(2): 84. DOI: [10.3390/w9020084](https://doi.org/10.3390/w9020084)
- Wei X, L Qiu, M Shao, X Zhang, W Gale. 2012. The accumulation of organic carbon in mineral soils by afforestation of abandoned farmland. *PLoS ONE* 7(3). DOI: [10.1371/journal.pone.0032054](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032054)

Recibido: 14/04/18

Aceptado: 21/11/18

## **Modelación de la distribución espacial del muérdago (Santalales: Loranthaceae) en las áreas verdes de la delegación Tlalpan, México**

Modeling the spatial distribution of true mistletoe (Santalales: Loranthaceae) in the green areas of Tlalpan, Mexico Delegation

**Pablo Espinoza-Zúñiga <sup>a</sup>, José Francisco Ramírez-Dávila <sup>b\*</sup>, David Cibrián-Tovar <sup>c</sup>, Antonio Villanueva-Morales <sup>c</sup>, Víctor David Cibrián-Llenderal <sup>d</sup>, Dulce Karen Figueroa-Figueroa <sup>c</sup>, Roberto Rivera-Martínez <sup>e</sup>**

<sup>a</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Maestría en Ciencias en Ciencias Forestales, Texcoco, México.

\*Autor de correspondencia: <sup>b</sup>Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México, tel.: 7721952195, jframirezd@uaemex.mx

<sup>c</sup>Universidad Autónoma Chapingo, División de Ciencias Forestales, Texcoco, México.

<sup>d</sup>Instituto de Sanidad Forestal A.C, Texcoco, México.

<sup>e</sup>Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ciencias Agrícolas, Toluca, México.

### SUMMARY

The objective of the present investigation was to model the spatial distribution of true mistletoe (*Cladocolea loniceroides*, Santalales: Loranthaceae) through the use of classical statistics, spatial statistics, geostatistics and generate maps showing the aggregations of this organism in the green areas of Tlalpan Delegation, Mexico City. A total of 40 sampling sites were evaluated, of which 12 presented mistletoe. With the use of Geostatistics, the spatial pattern of the mistletoe was modeled, experimental semivariograms were obtained and maps of aggregation of this pest and infested surface were generated. The results generated with the Spatial and Geostatistics presented an aggregate spatial structure. In contrast, the use of classical statistics did not yield congruent results and the spatial distribution of mistletoe could not be modeled with this method. The species of tree, surface of cups and general state of hosts, as well as plantation designs, seem to play an important role in the autocorrelation of the mistletoe-tree; with the distribution maps, the most infested areas could be determined and the different points of aggregation could be observed. The obtained information will allow better planning in the selection of the species to be planted, improving tree densities and coordinating management plans directed at the areas most affected by these pathogenic organisms.

*Key words:* geostatistics, true mistletoe, host, infestation, spatial statistics.

### RESUMEN

El muérdago (*Cladocolea loniceroides*, Santales: Loranthaceae) es una planta hemiparásita que al impregnarse en el tallo de su hospedero, compite con él por agua y nutrimentos e impiden su desarrollo. Modelar la distribución espacial del muérdago en parques urbanos permite establecer mejores estrategias de control de esta hemiparásita. Por ello se hace uso de la estadística clásica, estadística espacial y geoestadística para generar mapas que muestren los diferentes focos de agregación de este organismo parásito en las áreas verdes de la Delegación Tlalpan, Ciudad de México. Se evaluaron 40 sitios de muestreo de los cuales 12 presentaron muérdago. Se modeló el patrón espacial del muérdago mediante geoestadística, se obtuvieron semivariogramas experimentales y se generaron mapas de agregación de esta plaga y superficie infestada. Los resultados generados con estadística espacial y geoestadística presentaron una estructura espacial agregada. Por el contrario, el uso de la estadística clásica no arrojó resultados congruentes y no se pudo modelar con este método la distribución espacial del muérdago. La especie de árbol, superficie de las copas y estado general de los hospederos, parecen jugar un papel importante en la auto correlación del muérdago-árbol; con los mapas se pudieron determinar las áreas mayormente infestadas y observar los diferentes puntos de agregación. La información obtenida permitirá mejores planeaciones en la selección de las especies a plantar, mejorar las densidades arbóreas y coordinar planes de manejo dirigidos sobre las áreas mayormente afectadas por estos organismos patógenos.

*Palabras clave:* geoestadística, muérdago verdadero, hospedero, infestación, estadística espacial.

## INTRODUCCIÓN

Los bosques urbanos son pulmones importantes para los entornos urbanizados, por lo tanto, su estudio y conservación son necesarios. En comparación con los árboles de áreas naturales, los árboles urbanos se desarrollan en condiciones más estresantes, lo que puede hacerlos más susceptibles a las infecciones por parásitos como el muérdago (Díaz *et al.* 2016). La presencia de las áreas verdes urbanas son importantes dentro de las ciudades ya que brindan muchos servicios ecosistémicos, incluyendo la captura de dióxido de carbono, mejor calidad del aire, reducción del ruido, la contaminación y un refugio para la fauna silvestre (Cantón *et al.* 2003).

Los muérdagos son plantas que se unen al tallo de los árboles, compiten con él por agua y nutrientes e impiden su desarrollo, cuando estos son abundantes sobre el árbol provocan la muerte del mismo (Alvarado y Saavedra 2007). El muérdago (*Cladocolea loniceroides* (Tiegh.) Kuijt, Santales: Loranthaceae) es una planta arbustiva que parasita los brotes aéreos de los hospederos; son organismos que pueden fotosintetizar, es decir, solo obtienen nutrientes minerales y agua del huésped (Mathiasen *et al.* 2008). Tienen un papel importante en el mantenimiento de la diversidad forestal al proporcionar recursos alimentarios claves para muchas especies animales debido a la disponibilidad de su fruto en épocas en que otros alimentos son escasos (Matula *et al.* 2015). Los efectos estudiados en el muérdago varían en función no solo de su capacidad de tomar agua y nutrientes del árbol hospedante, sino, también, dependen de las condiciones ambientales en las que se desarrolla el anfitrión, su tamaño, edad y densidad. En la ciudad de México se han realizado diversos estudios, en particular, se ha puesto especial atención en aquellas especies de árboles que han sido más susceptibles al ataque por muérdago (Alvarado y Saavedra 2007). El estudio del muérdago depende de la comprensión científica de la ecología de estos y el contexto del medio donde se desarrollan (Ramón *et al.* 2016); por lo tanto, es necesario tener en cuenta específicamente la ecología del muérdago, incluyendo la distribución espacial de la infección, los mecanismos de control relacionados y los procesos por los cuales se produce la propagación de la infestación (Rist *et al.* 2011).

Con el uso de nuevas herramientas, como métodos de análisis espacial, es posible describir la variación en la distribución espacial y la escala en las que se encuentran estos organismos (Aukema 2004). Entender el comportamiento espacial de las plantas parásitas (muérdago), puede brindar datos importantes para su manejo y de igual manera, proporcionar información sobre los mecanismos de dispersión de estas plantas parásitas (Andrew 2013). En un ambiente urbano, los árboles a menudo no se distribuyen al azar, sino que se plantan de tal manera que maximicen la estética y el sombreado, esto da lugar a una distribución con una alta dependencia espacial (Ricotta *et al.* 2001).

La geoestadística se define como un análisis estadístico de fenómenos naturales que se distribuyen de forma continua en el espacio o en el tiempo. Los estudios geoestadísticos proporcionan una medida más exacta de la dependencia espacial, ya que tienen en cuenta la naturaleza bidimensional de la distribución de los organismos a través de su localización espacial (Ramírez y Porcayo 2010). Se han realizado anteriormente investigaciones que determinan el comportamiento espacial de muérdago, los cuales han demostrado que la distribución espacial de este organismo en áreas naturales es agregada (Ward y Paton 2007). La distribución espacial del muérdago en áreas verdes urbanas no ha sido analizada ampliamente, por lo que resulta importante la aplicación de análisis espacial por índices de distancia (SADIE) para estudiar el comportamiento espacial de este parásito en ambientes urbanos. En la actualidad es casi nula la información sobre los patrones de distribución espacial del muérdago en los espacios verdes de las ciudades, por lo que es importante la aplicación de nuevas tecnologías que permitan ver la distribución espacial de estos organismos en el arbolado urbano.

El objetivo general de la presente investigación consiste en explorar los patrones de distribución espacial de las poblaciones del muérdago en las áreas verdes urbanas de la Delegación Tlalpan, Ciudad de México, mediante la aplicación de técnicas geoestadísticas, estadística espacial y estadística clásica, para contrastar la eficacia de estos métodos y elaborar mapas de densidad que muestren las áreas mayormente afectadas por estos organismos. La hipótesis de investigación supone que la distribución del muérdago es agregada y que las herramientas espaciales permiten modelar de mejor forma su distribución espacial.

## MÉTODOS

La delegación Tlalpan, Ciudad de México se encuentra localizada en las coordenadas: Longitud Oeste: 99° 13' 30" y Latitud Norte: 19° 18' 30" (INEGI 2014). Esta localidad cuenta con una superficie total de 307, 84 km<sup>2</sup>, de los cuales 4,38 km<sup>2</sup> son áreas verdes urbanas, concentrando el 4,93 % del total de la Ciudad de México (SEDEMA 2010).

Para realizar la modelación de la distribución espacial de muérdago en las áreas verdes de la Delegación Tlalpan, Ciudad de México se evaluaron 40 sitios de muestreo con una dimensión de 500 m<sup>2</sup>. Se levantó una muestra aleatoria de 20 árboles por cada sitio de muestreo, de los cuales se tomaron variables dasométricas como: diámetros, alturas, estrato arbóreo, condición física del árbol, especie del árbol, estado fitosanitario de los árboles, coordenadas espaciales y además se asignó una escala de nivel de infestación de la planta parásita (muérdago) que va de cero a seis; se generó una base de datos en el programa Excel® utilizando las coordenadas geográficas de los árboles y las escalas de infestación para su análisis correspondiente.

*Estadística clásica.* Existen dos métodos generales para establecer la distribución espacial de los organismos binomial negativa y Poisson y los índices de dispersión (de dispersión y de Green). El modelo binomial negativo es probablemente la distribución más comúnmente utilizada para modelizar fenómenos agrupados, es decir, poblaciones contagiosas o agregadas (Silva *et al.* 2016). La binomial negativa está definida por dos parámetros: la media  $m$  y un exponente  $k$ , o en términos del desarrollo de  $(q - p)^{-k}$ , donde  $p = m/k$  y  $q - p = 1$ . La probabilidad de encontrar  $r$  individuos en una muestra de una población de parámetros  $k$  y  $m$  será:

$$P[\varepsilon = r] = (k + r - 1) \left(\frac{1}{q}\right)^k \left(\frac{p}{q}\right)^r \quad [1]$$

Como  $m = kp$  y  $s^2 = kp(1 + p)$ , se deduce: para la población  $s^2 = m + m^2/k$  y para la muestra  $s^2 = \bar{x} + \bar{x}^2/k$  (Guyon 2010).

La distribución que responde a una distribución aleatoria es la de Poisson, cuya principal característica es que la varianza es igual a la media:  $s^2 = m$ . De aquí que se emplee como criterio de aleatoriedad de la distribución de frecuencias observadas a través de un muestreo, la realización entre la varianza y la media muestral es  $s^2/\bar{x}$  (Steel y Torrie 1985). Formalmente se puede expresar la distribución de Poisson de la siguiente manera: La probabilidad de encontrar un cierto número ( $r$ ) de individuos en una muestra de una población con media ( $\bar{x}$ ) y distribuida aleatoriamente es (Trujillo 2010):

$$P[\varepsilon = r] = e^{-\bar{x}} \frac{\bar{x}^r}{r!} \quad [2]$$

Multitud de índices han sido elaborados para establecer la distribución espacial de los organismos. Entre los índices más importantes se encuentran el índice de dispersión y el índice de Green (Rosas y Camarero 2004). El índice de dispersión se calcula con la siguiente fórmula:

$$ID = \frac{s^2}{\bar{x}} \quad [3]$$

Donde:  $\bar{x}$  y  $s^2$  son la media muestral y la varianza, respectivamente.

Si la muestra está en consonancia con una teórica serie de Poisson, se esperaría que este cociente fuera igual a 1. Por lo tanto, se puede comprobar, para una serie de datos cuando el número de muestras ( $N$ ) es inferior a 30, si  $ID$  se desvía significativamente de 1 usando la prueba chi-cuadrado ( $\chi^2$ ). Entonces, Si ( $s^2 = \bar{x}$ ) se acepta que se trata de una distribución de Poisson. Si ( $s^2 < \bar{x}$ ) habrá una distribución regular o uniforme, finalmente, si ( $s^2 > \bar{x}$ ) se estará ante una distribución en agregados o contagiosa.

Para tamaños de muestra grande ( $N \geq 30$ ),  $\sqrt{(\chi^2)}$  tiende hacia una distribución normal, y se puede emplear la prueba estadística denominada  $d$ .

$$d = \sqrt{\chi^2} - \sqrt{2(N-1)-1} \quad [4]$$

Si  $|d| < 1,96$ , se acepta que es una distribución al azar ( $P > 0,05$ ), si  $|d| < -1,96$ , se acepta que es una distribución regular o uniforme, y si  $|d| > 1,96$  se acepta que es una distribución agregada.

En cuanto al índice de Green, este se calcula con la siguiente fórmula:

$$GI = \frac{(s^2/\bar{x}) - 1}{N - 1} = \frac{IC}{N - 1} \quad [5]$$

El  $GI$  varía entre  $-1/(N-1)$  (distribución uniforme) y 1 (distribución agregada). Si el valor  $GI$  es igual a 0 se tendrá una distribución al azar. Los valores entre 0 y 1 indican la fuerza de la agregación o contagio. Cuando el contagio es positivo, el índice de Green es independiente de  $N$  y de la media, lo cual son cualidades muy deseables para un índice de dispersión (Rosas y camarero 2004).

Estos métodos fueron utilizados en la presente investigación con el objetivo de realizar una comparación pertinente entre lo encontrado con la estadística no espacial y la estadística espacial. Para las distribuciones estadísticas se utilizó el programa MLP de máxima verosimilitud para ajustar los modelos a los datos obtenidos (Ross 1987). Las bondades de ajuste fueron examinadas con una prueba  $\chi^2$  (Ramírez y Porcayo 2010).

*Estadística espacial SADIE.* La base matemática de SADIE evalúa si un fenómeno es agregado, aleatorio o regular, para que se puedan evaluar dichos patrones se estima la distancia mínima en el espacio,  $D$ , requerida para obtener la regularidad, esto es, que los distintos valores de la variable estudiada alcancen el valor promedio de todas las posiciones en el espacio (Quero 2006). Los datos colectados en un sitio de muestreo prediseñado, se consideran un sistema de conteos de individuos, donde  $i = 1, \dots, n$  unidades de muestreo, se conoce además, la posición bidimensional ( $X_i, Y_i$ ) de cada unidad de muestreo y su conteo asociado,  $N_i$ . La distancia para la regularidad, " $D$ ", es el valor mínimo de la distancia total que los individuos en la muestra pueden haberse movido, de una unidad de muestreo a otra. Si los conteos observados se permutan aleatoriamente entre las unidades de muestreo, de tal forma que la muestra que resulta sea un cambio o un reajuste simple de la original, entonces  $P_a$  (probabilidad de agregación) representa la proporción de muestras seleccionadas al azar con distancia para la regularidad tan grande como el valor observado. Un valor de  $P_a$  derivado de un número suficientemente grande de aleatorizaciones proporciona una prueba formal de aleatoriedad; la hipótesis nula de aleatoriedad espacial

se puede rechazar, si  $P_a < 0,025$  (en favor de una hipótesis alternativa de agregación), o si  $P_a > 0,975$  (en favor de la alternativa de regularidad). Usualmente se dice que una muestra es agregada si  $I_a > 1$ , la muestra es espacialmente aleatoria si  $I_a = 1$ , y la muestra es regular si  $I_a < 1$  (Ramírez y Porcayo 2009). El programa utilizado en este trabajo para determinar los valores y las probabilidades de ambos índices fue el SADIE 1.22

*Kriging.* Se generó el semivariograma experimental con los valores de la escala de infestación del muérdago presente en las copas de los árboles muestreados en cada uno de los sitios de muestreo, calculado con la siguiente expresión (Moral 2004):

$$y^*(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i + h) - z(x_i)]^2 \quad [6]$$

Donde,  $z$  = variable medida,  $x_i$  = coordenada de una muestra,  $x_i + h$  = coordenada de otra muestra a distancia (*lag*)  $h$  y  $N(h)$  = número de pares de muestras  $z(x_i)$  y  $z(x_i + h)$ .

La semivarianza esencialmente expresa la varianza promedio de pares de puntos a una distancia dada.

Para describir la auto correlación espacial de una variable cuantitativamente, se puede ajustar un modelo teórico al variograma empírico, para poder obtener los parámetros del modelo (efecto pepita, rango y meseta); el efecto pepita es el valor que representa la incertidumbre asociada a los datos experimentales o a la variabilidad espacial que pueda existir a una escala de muestreo menor que la efectuada (Sayad *et al.* 2017). El *sill* (umbral) es la varianza a la que el modelo del variograma alcanza (asintóticamente) un máximo; en muchas ocasiones, el variograma empírico se estabiliza a una cierta distancia (Sayad *et al.* 2017). Si  $z$  es estacionaria,  $\gamma$  alcanza un valor límite constante llamado meseta ( $C + Co$ ) que coincide con la varianza  $\sigma^2$  de  $z$ . La distancia a la que se alcanza este valor se le denomina rango, este valor marca la zona de influencia en torno a un punto, más allá de la cual la auto correlación es nula.

*Estimación de los parámetros del modelo de semivariograma.* Una vez calculado el semivariograma experimental a cada sitio de muestreo se le ajustó un modelo teórico. Los modelos teóricos utilizados en la presente investigación fueron el esférico, exponencial y gaussiano, siguiendo los parámetros determinados por Samper y Carrera (1996). Para ajustar los semivariogramas experimentales a los semivariogramas de los muestreos en cada sitio se usó el programa Variowin 2.2 (Maldonado *et al.* 2016).

*Validación del modelo teórico.* Los modelos teóricos comúnmente usados para ajustar los semivariogramas experimentales son: esférico, gaussiano, exponencial, logarítmico, el de efecto pepita puro y el monómico; para la va-

lidación de los parámetros ( $Co$ , efecto pepita,  $C$ , meseta y  $a$ , rango o alcance) se van modificando hasta la obtención de validación cruzada adecuada (Maldonado *et al.* 2016). Estos estadísticos se mencionan a continuación:

- A. Media de los errores de estimación. El MEE no debe ser significativamente diferente de 0 (prueba de  $t$ ), en cuyo caso indicaría que el modelo del semivariograma permite el cálculo de estimaciones no sesgadas.
- B. Error cuadrático medio (ECM). Un modelo de semivariograma se considera adecuado si, como regla práctica, el ECM es menor que la varianza de los valores muestrales.
- C. Error cuadrático medio adimensional (ECMA). La validez del modelo se satisface si ECMA está comprendido entre los valores  $1 \pm 2 (2/N)^{0.5}$ . Además se debe cumplir que la varianza de los errores de estimación debe ser  $\leq$  que la varianza muestral (Samper y Carrera 1996).

*Nivel de dependencia espacial.* La determinación del grado de relación o nivel de dependencia espacial se obtuvo al dividir el efecto pepita entre la meseta y expresado en porcentaje su resultado. Si el resultado es menor que el 25 % el nivel de dependencia espacial es alta, si se encuentra entre 26 y 75 % el nivel de dependencia espacial es moderado y si es mayor del 76 % el nivel de dependencia es bajo (Sayad *et al.* 2017).

*Elaboración de mapas.* Se realizó la interpolación a través del Krigeado ordinario, esta técnica permite la estimación insesgada de valores asociados a puntos que no fueron muestreados, las estimaciones obtenidas fueron representadas en forma de mapas para cada sitio de muestreo mediante el uso del programa Surfer 9.0. Con los mapas realizados, se calculó la superficie infestada, utilizando el método del Krigeado ordinario, se determinó el porcentaje de infestación cubierto por el muérdago en los sitios de muestreo; para la elaboración de los mapas se utilizó el programa Surfer 9.0 (Moral 2004).

## RESULTADOS

*Estado general del arbolado muestreado en la Delegación Tlalpan, Ciudad de México.* Hay una diversidad de 34 especies arbóreas, siendo *Fraxinus uhdei* (Wenz.) Lingelsh. (Fresno) el más frecuente, con una presencia del 26,1 %. Del total de sitios muestreados el 62,5 % se encuentran afectados por muérdago, mientras que el 37,5 % no presenta ningún tipo de afectación. La especie de muérdago encontrada en los sitios de muestreo fue *Cladocolea loniceroides* (Tiegh.) Kuijt, con un 44,4 % del arbolado infestado, le sigue *Strthanthus interruptus* (Kunth) G. Don (5,7 %) y *Phoradendron velutinum* (DC.) Olic. (9,7 %), sin embargo, estos se encontraron en porcentajes muy ba-

jos; mientras que el 37,5 % de los árboles muestreados no presentó infestación de este organismo. El arbolado de la Delegación Tlalpan también presentó afectaciones por insectos defoliadores en un 10,5 %. Con relación a los daños físicos el 58,9 % se encuentran afectados por malas podas. El diámetro normal estimado fue de 29,5 cm, con un valor mínimo de 10 cm y un máximo de 30 m. Respecto a la altura promedio, se estimó en 18,3 m, con un valor mínimo de 3 m y un máximo de 30 m. Con relación a las copas de los árboles, el 36,1 % correspondes al estrato arbóreo co-dominante. Por otro lado, de los árboles muestreados (800), el 61,8 % era adulto, mientras que el 38,2 % correspondió a la etapa juvenil.

El muérdago se encontró en cinco especies, sin embargo, el árbol más susceptible fue *Populus tremuloides* Michx., con un 100 %; después se encontró el *Populus alba* L. con un 82,4 %, seguido de *Ulmus parvifolia* Jacq. con un 50 %, *Fraxinus uhdei* con 25 % y *Schinus terebinthifolia* Raddi con 11,1 %. En general los árboles que presentaban infestación de muérdago son aquellos árboles vigorosos de copas amplias y de buen tallo y posterior a la infestación estos árboles presentaban clorosis, tumores y hongos.

*Estadística no espacial.* En términos generales el índice de dispersión mostró que la distribución del muérdago es agregada, sin embargo, en los sitios 13 y 30 este índice mostró una distribución aleatoria. Con el índice de Green se confirmó la agregación encontrada con el índice de dispersión, los valores arrojados por este índice son bajos, por lo que se puede decir que la agregación del muérdago en los sitios de muestreo es leve (cuadro 1). Con relación a las

distribuciones estadísticas los resultados muestran que en los sitios 1, 11, 13, 19, 24, 26, 29 30, 32 y 38 los datos se ajustaron a una binomial negativa (agregación), el sitio 30 se ajustó a una distribución de Poisson (distribución aleatoria). Los datos de los sitios 40 y 18 no se ajustaron a ningún tipo de distribución con la aplicación de estos índices.

*Estadística espacial.* Los resultados obtenidos con los índices ( $I_a, J_a$ ) evaluados con el SADIE se muestran en el cuadro 2. El índice  $I_a$  toma el valor más alto en el sitio 11, por el contrario el valor más bajo se encuentra en el sitio 19; en la mayoría de los sitios de muestreo este índice tomo un valor mayor a 1, lo cual indica que el muérdago tiene una distribución espacial agregada.

Por su parte el índice  $J_a$  su valor más alto se encontró en el sitio 32 y el valor más bajo se dio en el sitio 24. Los valores que tomo el índice  $J_a$  fueron mayores a 1, esto refuerza lo encontrado con el índice  $I_a$  de que la distribución del muérdago es agregada. El valor del índice  $J_a$  en los sitios de muestreo no fue significativamente superior a 1, esto indica que la distribución espacial del muérdago se concentra en diferentes zonas de agregación (cuadro 2).

*Análisis geoestadístico.* Los modelos de semivariogramas ajustados a los datos del estudio fueron en su mayoría esféricos, sin embargo, también se ajustaron modelos gaussianos y exponenciales (cuadro 3). El efecto pepita para todos fueron valores cercanos a cero; este valor representa el error experimental. El nivel de dependencia espacial de las poblaciones de muérdago en todos los casos fue alta (cuadro 3). Los estadísticos de la validación cruzada permitieron la validación de los modelos ajustados, al hallarse

**Cuadro 1.** Índices de dispersión y distribuciones estadísticas del muérdago.  
 Scatter rates and statistical distributions of true mistletoe.

	Sitio/Colonia	Índice de dispersión	Índice de Green	Poisson	Binomial negativa	$k$
1	Miguel Hidalgo	3,54 <sup>s</sup>	0,012	NS	S	1,14
11	Tlalpan	2,51 <sup>s</sup>	0,007	NS	S	2,21
13	Guadalupe	1,47 <sup>ns</sup>	0,002	NS	S	4,12
18	Ajusco	2,08 <sup>s</sup>	0,003	NA	NA	-
19	Jardines de La Montaña	3,49 <sup>s</sup>	0,009	NS	S	2,75
24	Glorieta de Vaqueritos	2,87 <sup>s</sup>	0,008	NS	S	1,99
26	La Fama	2,66 <sup>s</sup>	0,011	NS	S	2,63
29	San Miguel Ajusco	2,35 <sup>s</sup>	0,006	NS	S	3,28
30	Nueva Oriental	1,74 <sup>ns</sup>	0,004	S	S	6,45
32	San Andrés Totoltepec	3,07 <sup>s</sup>	0,005	NS	S	2,17
38	Fuentes del Pedregal	2,91 <sup>s</sup>	0,010	NS	S	2,04
40	Parque Torriella	2,63 <sup>s</sup>	0,002	NA	NA	-

S = significativa; NS = no significativa; nivel de significación al 5 %; NA = no ajustado.

en los rangos de aceptación matemática (cuadro 4). Los semivariogramas (modelos ajustados) elaborados para las poblaciones del muérdago en los sitios de muestreo se muestran en la figura 1.

*Elaboración de mapas de densidad (Kriging).* Con la elaboración de los mapas de densidad de las poblaciones de la planta parásita (muérdago) se pudo observar que la distribución espacial es en agregados (figura 2). Para representar el nivel de infestación del muérdago presente en

las copas de los árboles (1, 2, 3, 4, 5, 6) en cada uno de los sitios de muestreo se utilizaron colores, el blanco indica que no hay presencia de este parásito y el rojo es el color que representa la escala de infestación más alta. En los mapas elaborados para cada uno de los sitios de muestreo se puede observar que hay diferentes focos de agregación de esta planta parásita; de igual forma con la representación de estos mapas se logró visualizar la distribución espacial en agregados de las poblaciones de muérdago, tal y como lo indicó el análisis geoestadístico y la estadística clásica.

**Cuadro 2.** Valores de los índices ( $I_a, J_a$ ) y sus probabilidades  $P_a$  y  $Q_a$  (s = significativa; ns = no significativa).

Values of indices ( $I_a, J_a$ ) and their probabilities  $P_a$  and  $Q_a$ .

	Sitio/Colonia	Sitio/Colonia	$I_a$	$P_a$	$J_a$	$Q_a$
1	Miguel Hidalgo	1	1,62	0,011 <sup>s</sup>	1,20	0,19 <sup>ns</sup>
11	Tlalpan	11	1,73	0,008 <sup>s</sup>	1,09	0,21 <sup>ns</sup>
13	Guadalupe	13	1,56	0,010 <sup>s</sup>	1,17	0,14 <sup>ns</sup>
18	Ajusco	18	1,67	0,015 <sup>s</sup>	1,13	0,26 <sup>ns</sup>
19	Jardines de La Montaña	19	1,44	0,009 <sup>s</sup>	1,16	0,17 <sup>ns</sup>
24	Glorieta de Vaqueritos	24	1,58	0,012 <sup>s</sup>	1,08	0,13 <sup>ns</sup>
26	La Fama	26	1,70	0,007 <sup>s</sup>	1,14	0,25 <sup>ns</sup>
29	San Miguel Ajusco	29	1,55	0,012 <sup>s</sup>	1,10	0,16 <sup>ns</sup>
30	Nueva Oriental	30	1,49	0,008 <sup>s</sup>	1,12	0,22 <sup>ns</sup>
32	San Andrés Totoltepec	32	1,53	0,014 <sup>s</sup>	1,21	0,15 <sup>ns</sup>
38	Fuentes del Pedregal	38	1,64	0,009 <sup>s</sup>	1,11	0,20 <sup>ns</sup>
40	Parque Torriella	40	1,51	0,013 <sup>s</sup>	1,15	0,18 <sup>ns</sup>

**Cuadro 3.** Parámetros de los modelos teóricos ajustados a los semivariogramas de muérdago por sitios de muestreo.

Parameters of theoretical models adjusted to true mistletoe semivariograms by sampling sites.

	Sitio/Colonia	Varianza	Modelo	Pepita	Rango	Meseta	Pepita/ Meseta (%)
1	Miguel Hidalgo	0,47	Esférico	0	10,40	0,19	0
11	Tlalpan	0,67	Gaussiano	0	5,76	0,22	0
13	Guadalupe	0,14	Esférico	0,008	10,36	0,10	8
18	Ajusco	0,65	Esférico	0,045	11,90	0,23	19
19	Jardines de La Montaña	0,40	Esférico	0	10,22	0,11	0
24	Glorieta de Vaqueritos	0,40	Exponencial	0	11,88	0,13	0
26	La Fama	0,58	Esférico	0	11,50	0,27	0
29	San Miguel Ajusco	1,33	Gaussiano	0	6,50	1,18	0
30	Nueva Oriental	0,80	Esférico	0	10,80	0,45	0
32	San Andrés Totoltepec	0,82	Esférico	0,042	10,80	0,37	11
38	Fuentes del Pedregal	1,95	Gaussiano	0	7,36	2,76	0
40	Parque Torriella	1,21	Gaussiano	0	6,4	1,06	0

**Cuadro 4.** Valores de los estadísticos de la validación cruzada.  
 Statistical values of cross validation.

	Sitio/Colonia	Tamaño de la muestra	Varianza muestral	MEE	Varianza de los errores	ECM	ECMA
1	Miguel Hidalgo	20	0,47	0,06 <sup>ns</sup>	0,22	0,14	1,08
11	Tlalpan	20	0,67	0,13 <sup>ns</sup>	0,46	0,10	1,13
13	Guadalupe	20	0,14	0,08 <sup>ns</sup>	0,10	0,08	1,10
18	Ajusco	20	0,65	0,10 <sup>ns</sup>	0,41	0,13	1,09
19	Jardines de La Montaña	20	0,40	0,15 <sup>ns</sup>	0,25	0,11	1,11
24	Glorieta de Vaqueritos	20	0,40	0,09 <sup>ns</sup>	0,19	0,09	1,15
26	La Fama	20	0,58	0,14 <sup>ns</sup>	0,50	0,06	1,07
29	San Miguel Ajusco	20	1,33	0,07 <sup>ns</sup>	1,14	0,12	1,12
30	Nueva Oriental	20	0,80	0,11 <sup>ns</sup>	0,67	0,07	1,14
32	San Andrés Totoltepec	20	0,82	0,12 <sup>ns</sup>	0,69	0,11	1,10
38	Fuentes del Pedregal	20	1,95	0,09 <sup>ns</sup>	1,52	0,10	1,09
40	Parque Torriella	20	1,21	0,10 <sup>ns</sup>	1,03	0,09	1,12

MEE = media de los errores de estimación; ECM = error cuadrático medio; ECMA = error cuadrático medio adimensional

*Superficie infestada.* A partir de los mapas elaborados a través del Krigeado se pudo observar que hubo sitios de muestreo que presentaron una superficie infestada mayor al 50 % (cuadro 5), el sitio 38 presentó el mayor porcentaje de infestación (88 %) de sus árboles y, por el contrario, el sitio 13 presentó el valor menor, ya que el 79 % de los árboles de este sitio no presentó muérdago.

**Cuadro 5.** Porcentaje de superficie infestada y no infestada de muérdago por sitio de muestreo en la delegación Tlalpan.

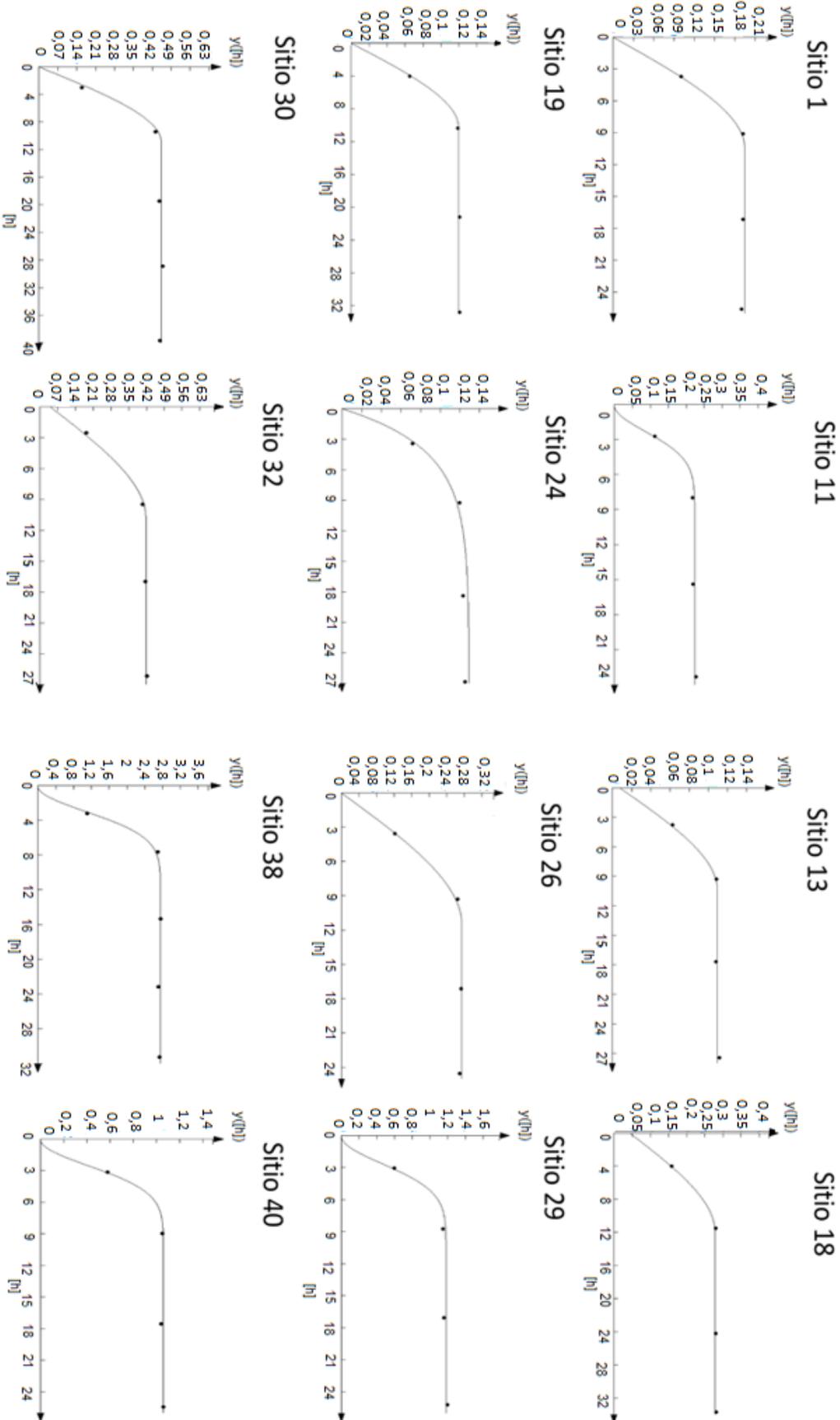
Distribution maps of true mistletoe, based on Krigeado per sampling site.

	Sitio/Colonia	% infestado	% no infestado
1	Miguel Hidalgo	79	21
11	Tlalpan	81	19
13	Guadalupe	21	79
18	Ajusco	43	57
19	Jardines de La Montaña	41	59
24	Glorieta de Vaqueritos	45	55
26	La Fama	42	58
29	San Miguel Ajusco	30	70
30	Nueva Oriental	75	25
32	San Andrés Totoltepec	56	44
38	Fuentes del Pedregal	81	12
40	Parque Torriella	61	39

## DISCUSIÓN

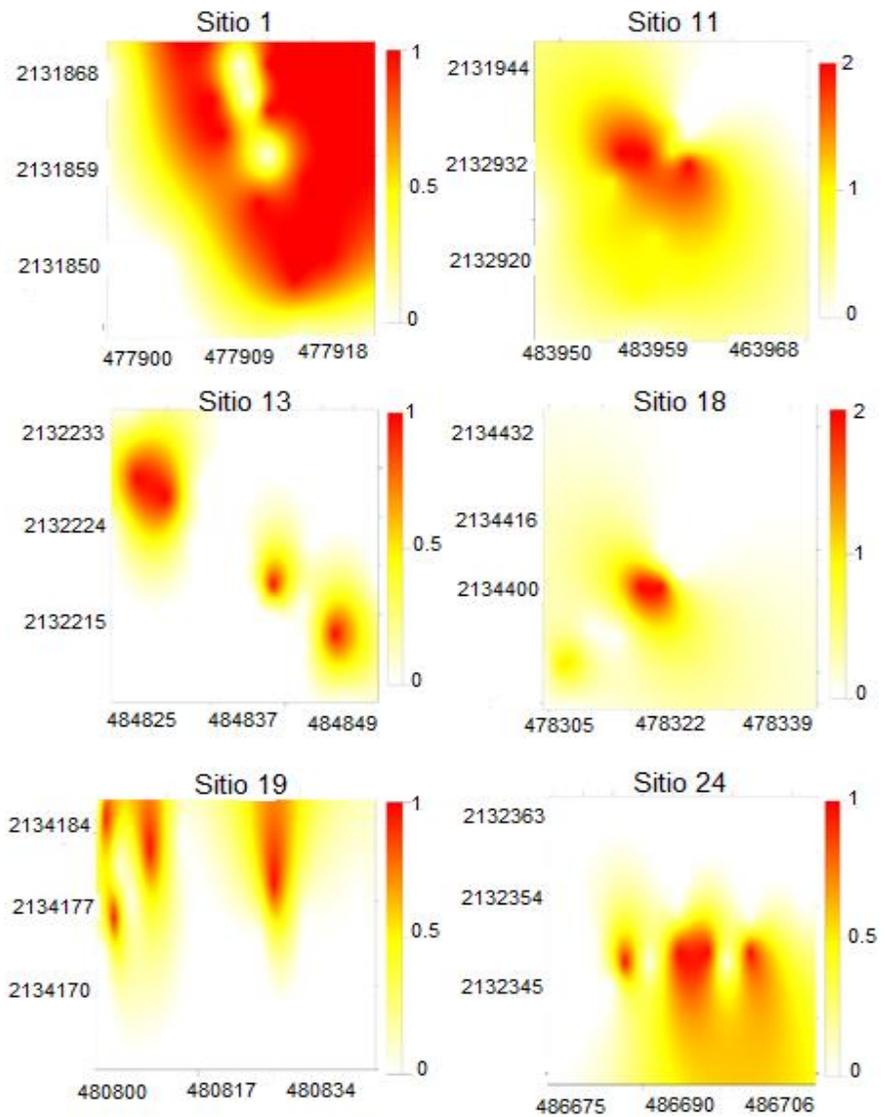
La especie de árbol más frecuente en la zona de estudio fue *Fraxinus uhdei* con un 26,1 %, sin embargo, la población de estos árboles no fue la más susceptible al contagio de muérdago; las especies más afectadas por este organismo fueron *Populus tremuloides*, con un 100 %, después se encuentra *Populus alba* con un 82,4 %, seguido de *Ulmus parvifolia* con un 50 %. El muérdago encontrado en los sitios de muestreo fue *Cladocolea loniceroides* con un 44,4 % del arbolado infestado Yunuen *et al.* (2015) registraron la presencia de plantas parásitas del género *Cladocolea* y *Struthanthus*, siendo el *Populus tremuloides* la más afectada por estos muérdagos. Por otro lado, Arriola *et al.* (2012) encontraron *Cladocolea loniceroides*, *Phoradendron velutinum* y *Struthanthus interruptus* en siete delegaciones de la Ciudad de México sobre 17 hospederas pertenecientes a 10 familias botánicas. La presencia de insectos descortezadores, daños físicos y malas podas condicionan el estado del arbolado de la delegación, ya que debilitan la fisiología de estos, volviéndolos más vulnerables al ataque e infestación por estas plantas parásitas. Yunuen *et al.* (2015) Identificaron que dentro de los principales problemas del arbolado urbano de la Ciudad de México está el vandalismo, presencia de insectos chupadores, la limitación de espacio para el desarrollo de las raíces, plantaciones inadecuadas y traslape de doseles (copas). Esto último provoca que los árboles no reciban la luz del sol, limitando su fotosíntesis y otras funciones vitales y favoreciendo su debilitamiento. El huésped y las condiciones generales del hábitat, pueden ser factores que influyen en la distribución espacial de los muérdagos (Sayad *et al.* 2017).

**Figura 1.** Semivariogramas de la distribución espacial del muérdago verdadero en los sitios de muestreo de la delegación Tlalpam. Semivariogramas of the spatial distribution of true mistletoe at the sampling sites of Tlalpam Delegation.



Los resultados obtenidos con los índices de dispersión y Green, mostraron una estructura espacial agregada, sin embargo, con la aplicación de estos índices se denotaron irregularidades, ya que en algunos casos se ajustaban a una distribución agregada y también a una aleatoria. En un estudio realizado por (Ramírez y Porcayo 2010), donde aplicaron estos métodos para determinar el patrón espacial de muérdago, encontraron que el índice de Green y de dispersión muestran una agregación en general de estos organismos; sin embargo, señalan ciertas incongruencias en la determinación de esa distribución. Estos autores indican en su estudio que el índice de Green es el más adecuado de los índices de dispersión, ya que es independiente del número de individuos y del valor medio de su abundancia, pero no es independiente del tamaño de la muestra. Un incon-

veniente del índice de Green es que no tiene una varianza conocida, lo que impide calcular sus límites de significancia, esto aunado a que no incluye datos geoespaciales, por lo que no es posible indicar donde se encuentran los agregados. Probablemente esta desventaja es responsable del bajo uso de este índice para detectar patrones (Malhado y Petreire 2004). Con respecto a las distribuciones estadísticas, la mayoría de los sitios de muestreo presentó un ajuste a una binomial negativa (agregación), excepto el sitio 30, que se ajustó a una distribución de Poisson (distribución aleatoria) y los sitios 18 y 40, a los que no se les pudo ajustar ninguna distribución. En los sitios en los que se ajustó la binomial negativa, el valor de  $k$  osciló entre 1,12 y 4,12, observándose los mayores valores (mayores grados de agregación) en los sitios 1 y 24. El índice  $k$  es un buen

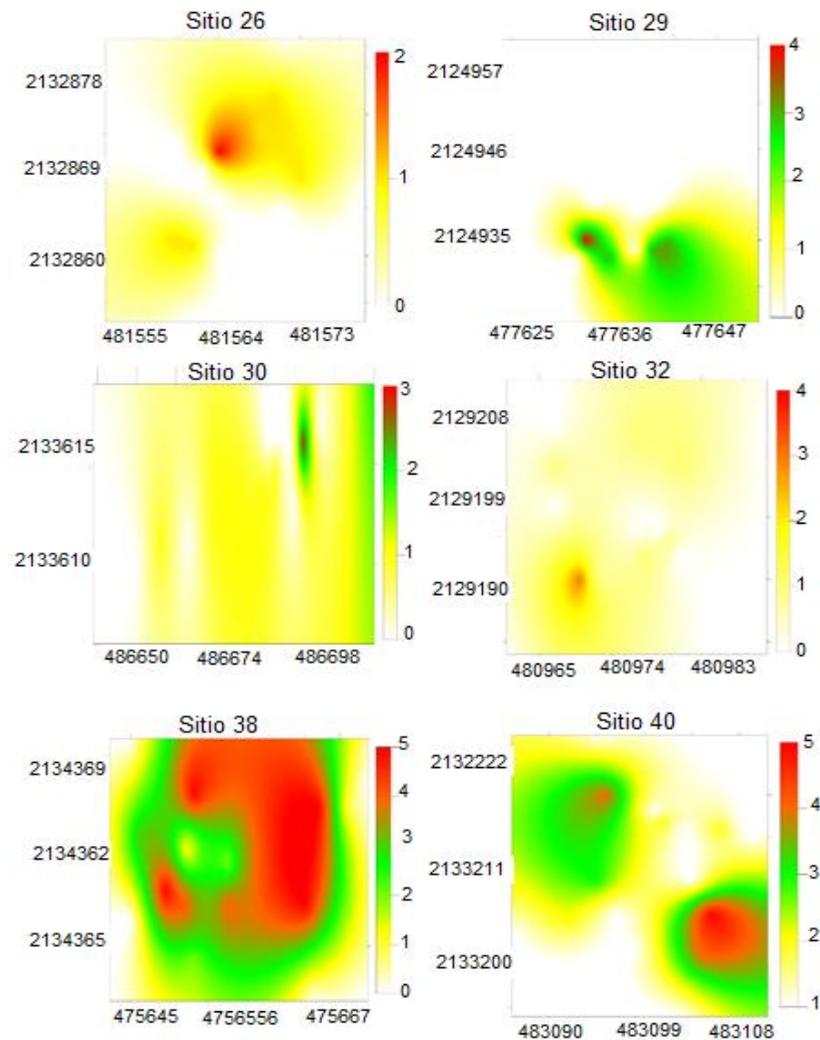


Continúa

**Figura 2.** Mapas de distribución del muérdago verdadero, en base al Krigado por sitio de muestreo.

Distribution maps of true mistletoe, based on Krigado per sampling site.

Continuación Figura 2



indicativo cuando el tamaño y el número de unidades de muestreo por muestra son los mismos, porque este índice es a menudo influenciado por el tamaño de las unidades de muestreo; este parámetro es una medida inversa del grado de agregación y valores negativos indican distribución regular o uniforme, los valores positivos cercanos a 0 indican una distribución agregada y valores superiores a 8 indican una disposición al azar (Melo *et al.* 2006).

La estadística clásica presentó ciertas limitaciones, ya que no cuenta con la naturaleza bidimensional de los datos por lo que no es posible saber dónde se ubican los centros de agregación por lo que no describe de forma clara y contundente el patrón espacial del muérdago; en muchos casos los resultados no son claros y en otros casos los datos no se ajustaron ningún tipo de distribución. Otro factor limitante del uso de la estadística clásica es que no toma en cuenta los datos bidimensionales de las poblaciones estudiadas, por lo que no se pudieron elaborar mapas de densidad del muérdago y ver en donde se encontraba la agregación.

Los resultados encontrados con los índices ( $I_a$  y  $J_a$ ) señalan una agregación en general del muérdago. Ramírez y Porcayo (2009) encontraron una disposición espacial agregada de muérdago en un ambiente natural usando estos índices. Con esto se puede decir que el muérdago toma un patrón de distribución agregada tanto en áreas verdes urbanas como en bosques naturales. En el estudio gracias al índice  $J_a$  se encontró que existen varios centros de agregación distribuidos en los 16 sitios de muestreo evaluados. Dávila *et al.* (2013) señalan que este índice, al no tener un valor significativamente superior a 1, muestra una distribución agregada y que, además de esto, dicha agregación se concentra en diferentes puntos del área estudiada. Estas agregaciones se corroboraron con los mapas elaborados mediante el Krigeado (figura 2) (Maldonado *et al.* 2016).

El uso de la geoestadística permitió modelar la estructura espacial del muérdago, se ajustaron modelos esféricos en la mayoría de los sitios de muestreo, con un efecto pepita equivalente a cero. Los resultados encontrados mediante este método determinaron la existencia de una

estructura espacial agregada. Una distribución agregada puede indicar que es más probable que el vector o agente dispersante disemine el parásito a cortas distancias, en lugar de a huéspedes más lejanos (Byamukama *et al.* 2011). Los niveles de dependencia espacial fueron altos para todos los casos, esto quiere decir que el muérdago tiene una fuerte dependencia espacial; Se considera que una variable tiene una fuerte dependencia espacial si el valor es menor que 25 % y una dependencia espacial moderada si el valor está entre el 25 y 75 %, de lo contrario, la variable tiene una débil dependencia espacial. Una dependencia espacial alta sugiere que la presencia de muérdago tendrá una mayor presencia en el tiempo en el lugar observado, determinando nichos ecológicos estables (Davila *et al.* 2013). Las distancias indicadas por el rango permiten inferir que hay altas probabilidades de que los árboles situados dentro de ese rango en una zona afectada sean infectados en un periodo de tiempo relativamente corto (Ramírez y Porcayo 2010). Este valor podría estar relacionado principalmente con el comportamiento de los vectores principales que son las aves, ya que primero visitan a los árboles más cercanos, infectados o no, lo que promueve una mayor transmisión de semillas de muérdago hacia estos (López *et al.* 2002). Para este estudio, el rango osciló entre 5,76 y 11,90 m; sería interesante en estudios posteriores evaluar el comportamiento de las aves que cohabitan en las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México, así como, evaluar la auto correlación espacial entre el muérdago y la densidad de árboles presentes, otro aspecto importante a considerar si el tipo de suelo juega un papel importante en la distribución espacial de esta planta parásita. Con la geoestadística se elaboraron mapas de densidad mediante la técnica del Krigeado simple, se pudieron determinar las áreas potencialmente infestadas y no infestadas por el muérdago, con la información generada con los mapas se pueden hacer planes de manejo de estos organismos y de esa forma optimizar los gastos económicos para su manejo y control.

## CONCLUSIONES

Los métodos de estadística clásica (distribuciones estadísticas e índices de dispersión) muestran de forma general una estructura espacial agregada del muérdago; sin embargo, los resultados obtenidos denotan ciertas incongruencias y no dan una idea clara sobre la localización espacial de estos organismos. Por otro lado, con este método no es posible la elaboración de mapas de densidad que muestren los diferentes focos de agregación de esta planta parásita en las áreas estudiadas.

El uso de herramientas espaciales como el SADIE y la geoestadística permiten de forma pertinente modelar la distribución espacial de las poblaciones de muérdago. La información obtenida mediante el uso de métodos geoestadísticos indica la existencia de una estructura espacial agregada con un alto nivel de dependencia espacial. Los

mapas elaborados mediante la técnica del Krigeado muestran los diferentes focos de agregación y manifiestan ser de gran utilidad en el análisis de la distribución de estas plantas parásitas. La identificación de áreas con porcentajes variables de infestación permitirá operar un control dirigido de la plaga en las zonas requeridas y reducir los gastos económicos para su manejo. La información recabada en este trabajo permitirá percatarse de la dimensión del problema que representa el muérdago para las áreas verdes de la zona y ayudará en gran medida a la propuesta, desarrollo y puesta en marcha de un programa de manejo para este problema fitosanitario preciso, adecuado y eficaz para reducir las poblaciones de esta planta hemiparásita.

## AGRADECIMIENTOS

Al Dr. David Cibrián Tovar por el apoyo brindado para la realización del estudio. Al CONACyT por el financiamiento proporcionado para la realización de estudios de maestría. Al Instituto de Sanidad Forestal y, en especial, al Ing. Jesús Morales Bautista por el apoyo otorgado para el levantamiento de datos.

## REFERENCIAS

- Alvarado RD, L Saavedra. 2007. El género *Cladocolea* (Loranthaceae) en México: Muérdago verdadero o injerto. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1): 5-9.
- Andrew VG. 2013. Spatial distribution of eastern mistletoe (*Phoradendron leucarpum*, Viscaceae) in an urban environment. *Journal of Alabama Academy of Science* 84: 155-167.
- Arriola VJ, E Velasco, T Hernández, A González, ME Romero. 2012. True Mistletoes of the Trees of Mexico City. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(19): 34-45. DOI: [10.29298/rmcf.v4i19.377](https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i19.377)
- Aukema JE. 2004. Distribution and dispersal of desert mistletoe is scale-dependent, hierarchically nested. *Ecography* 27(2): 137-144.
- Byamukama E, AE Robertson, FWJ Nutter. 2011. Quantifying the Within-Field Temporal and Spatial Dynamics of Bean pod mottle virus in Soybean. *Plant Disease* 95(2): 126-136. DOI: [10.1094/PDIS-07-09-0469](https://doi.org/10.1094/PDIS-07-09-0469)
- Cantón MA, C De Rosa, H Kasperidus. 2003. Sustentabilidad del bosque urbano en el área metropolitana de la ciudad de Mendoza. Análisis y diagnóstico de la condición de las arboledas. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente* 7(1): 29-34.
- Díaz LM, Z Cano, ME Queijeiro. 2016. Mistletoe infection in an urban forest in Mexico City. *Urban Forestry & Urban Greening* 17: 126-134. DOI: [10.1016/j.ufug.2016.04.004](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.004)
- López L, F Ornelas, G García, J Franco. 2002. Mistletoe infection of trees located at fragmented forest edges in the cloud forests of Central Veracruz, Mexico. *Forest Ecology and Management* 164(1-3): 293-302. DOI: [10.1016/S0378-1127\(01\)00624-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00624-7)
- Maldonado ZF, JF Ramírez, AV Lara. 2016. Distribución espacial de trips en aguacate en Coatepec Harinas, Estado de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 7(4): 845-856.

- Malhado CM, M Petreere. 2004. Behaviour of dispersion indices in pattern detection of a population of angico, *Anadenanthera peregrina* (Leguminosae). *Brazilian Journal of Biology* 64(2): 243-249.
- Mathiasen RL, DC Shaw, DL Nickrent, D Watson. 2008. Mistletoes: Pathology, Systematics, Ecology, and Management. *Plant Disease* 92(7): 988-1006.
- Matula R, M Svátek, M Pálková, D Volařík, T Vrška. 2015. Mistletoe infection in an oak forest is influenced by competition and host size. *PloS one* 10(5): 1-11. DOI: [10.1371/journal.pone.0127055](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127055)
- Melo EP, MG De Fernandes, PE Degrande, RMA Cessa, L Jorge. 2006. Distribuição espacial de plantas infestadas por *Spodoptera frugiperda* (J. E. Smith) (Lepidoptera : Noctuidae) na cultura do milho. *Neotropical Entomology* 35(5): 689-697. DOI: [10.1590/S1519-566X2006000500018](https://doi.org/10.1590/S1519-566X2006000500018)
- Moral FL. 2004. Aplicación de la geoestadística en las ciencias ambientales. *Revista Ecosistemas* 13(1): 78-86.
- Quero JL. 2006. SADIE como herramienta de cuantificación de la heterogeneidad espacial: casos prácticos en el Parque Nacional de Sierra Nevada (Granada, España). *Revista Ecosistemas* 15(3): 40-47.
- Ramírez JF, E Porcayo. 2009. Estudio de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en el Nevado de Toluca, México. *Madera y Bosques* 15(2): 93-112.
- Ramírez JF, E Porcayo. 2010. Estudio comparativo de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en la ladera norte del Parque Nacional Nevado de Toluca, México. *Bosque* 31(1): 28-38. DOI: [10.4067/S0717-92002010000100004](https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000100004)
- Ramírez JF, VM Solares, DK Figueroa, JR Sanchez. 2013. Comportamiento espacial de trips (Insecta: Thysanoptera), en Plantaciones comerciales de aguacate (*Persea Americana* Mill.) en Zitácuaro, Michoacán, México. *Acta Zoologica Mexicana* 29(3): 545-562.
- Ramón BP, M Cruz, MA Zavala. 2016. Factors influencing the dispersion of *Arceuthobium oxycedri* in Central Spain: evaluation with a new null model for marked point patterns. *Forest Pathology* 46(6): 1-12. DOI: [10.1111/efp.12279](https://doi.org/10.1111/efp.12279)
- Ricotta C, LC Grapow, G Avena, C Blasi. 2001. Topological analysis of the spatial distribution of plant species richness across the city of Rome (Italy) with the echelon approach. *Landscape and Urban Planning* 57(2): 69-76. DOI: [10.1016/S0169-2046\(01\)00187-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00187-6)
- Rist L, U Shaanker, J Ghazoul. 2011. The Spatial Distribution of Mistletoe in a Southern Indian Tropical Forest at Multiple Scales. *Biotropica* 43(1): 50-57. DOI: [10.1111/j.1744-7429.2010.00643.x](https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00643.x)
- Ross CJS. 1987. Maximum likelihood program. Londres, Reino Unido. Rothamsted Experimental Station Harpenden. 95 p.
- Rozas V, JJ Camarero. 2005. Técnicas de análisis espacial de patrones de puntos aplicadas en ecología forestal. *Investigación Agraria: Sistemas Recursos Forestales* 14(1): 79-97.
- Samper FJ, J Carrera. 1996. Geoestadística, aplicaciones a la hidrogeología. Barcelona, España. Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería. 484 p.
- Sayad E, E Boshkar, S Gholami. 2017. Different role of host and habitat features in determining spatial distribution of mistletoe infection. *Forest Ecology and Management* 384: 323-330. DOI: [10.1016/j.foreco.2016.11.012](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.012)
- SEDEMA (Secretaría del Medio Ambiente, MX). 2010. Integración de Sistemas de Gestión para las Áreas verdes del Distrito Federal mediante un Sistema de Información Geográfica. Gobierno del Distrito Federal. México DF, México. Lemus. 120 p.
- Silva AS, TA Mota, NY Pineyro, MG Fernandes, FF Pereira. 2016. Distribución espacial de *Vatiga* spp. (Hemiptera: Tingidae) en el cultivo de yuca. *Acta Biológica Colombiana* 21(1):195-200. DOI: [10.15446/abc.v21n1.46762](https://doi.org/10.15446/abc.v21n1.46762)
- Steel RG, JH Torrie, JM Castaño. 1985. Bioestadística: principios y procedimientos (Vol. 2). Bogotá, Colombia. McGraw-Hill. 622 p.
- Trujillo GM. 2010. Distribución de Poisson. Consultado 08 nov. 2017. Disponible en <http://hdl.handle.net/10251/8216>
- Wang C, R Liu, J Shi, C Martínez. 2015. Traveling waves of a mutualistic model of mistletoes and birds. *Dynamical Systems* 35(4) 1743-1765. DOI: [10.3934/dcds.2015.35.1743](https://doi.org/10.3934/dcds.2015.35.1743)
- Ward MJ, DC Paton. 2007. Predicting mistletoe seed shadow and patterns of seed rain from movements of the mistletoebird, *Dicaeum hirundinaceum*. *Austral Ecology* 32(2): 113-121. DOI: [10.1111/j.1442-9993.2006.01668.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01668.x)
- Yunuen A, Z Hernández, V Manuel, C Alcalá, L López. 2015. Identificación de daños en el arbolado de tres parques del Distrito Federal. Identification of tree damages of three parks of Mexico City. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6(32): 63-82.

Recibido: 22/11/17  
Aceptado: 07/12/18

## Root wood anatomy of 14 Brazilian Cerrado species

### Anatomía de la madera de raíz de 14 especies del Cerrado Brasileño

**Eduardo Luiz Longui <sup>\*\*,</sup> Juliana Arce de Goes Pacheco <sup>a,</sup> Sandra Monteiro Borges Florsheim <sup>a,</sup>  
Gabriela Trindade Pires <sup>a,</sup> Julia Sonsin-Oliveira <sup>b\*</sup>**

\*Corresponding author: <sup>a</sup> Instituto Florestal, Divisão de Dasonomia, R. do Horto 931, CEP 02377-000, São Paulo, SP, Brazil, [jsonsini@yahoo.com.br](mailto:jsonsini@yahoo.com.br), [edulongui@gmail.com](mailto:edulongui@gmail.com)

<sup>b</sup> Universidade de Brasília - UNB, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Instituto de Ciências Biológicas, Asa Norte, CEP 70910-900, Brasília, DF, Brazil.

#### SUMMARY

Studies on root wood anatomy are scarce, mainly due to the lack of commercial interest and the difficulty to collect. In Brazilian Cerrado, local craftsmen use root wood for marquetry, the manufacture of such small items as lampshades or ornaments, and table bases. However, taxonomy based on root wood can serve as a guide toward the conservation and management of tree stocks in urban environment. Therefore, we herein describe the root wood anatomy of 14 tree species that occur in the Brazilian Cerrado. To accomplish this, we studied samples from main sinker root, at a depth of about 20 cm, from 37 trees aged 5 to 10 years. Anatomical procedures followed the standard techniques for preparation and analyses of wood samples. We used stem or branch samples from other studies to carry out anatomical description and comparison. However, we encountered some problems, such as: difficulty to distinguish growth rings, sample processing and, in some cases, sample description, since quantity, distribution and type of axial parenchyma differed substantially from that of the main stem. Nonetheless, we did find a variation in the presence/absence of septate fibers among the samples, and noted differences in ray composition.

*Key words:* Cerrado species, tropical wood, wood identification, xylem anatomy.

#### RESUMEN

Los estudios sobre la anatomía de la madera de raíz son escasos, principalmente por la falta de interés comercial y la dificultad de recolección. En el Cerrado brasileño, los artesanos locales utilizan la madera de raíz para la marquetería, la fabricación de objetos pequeños como pantallas de lámparas o adornos, y la base de la mesa. Sin embargo, la taxonomía basada en la madera de raíz puede servir como una guía para la conservación y el manejo de las reservas de árboles en entornos urbanos. Por lo tanto, se describió la anatomía de la raíz de la madera de 14 especies de árboles que se encuentran en el Cerrado brasileño.

Se estudiaron muestras de la raíz principal, a una profundidad de aproximadamente 20 cm, de 37 árboles de 5 a 10 años. Los procedimientos anatómicos siguieron las técnicas estándar para la preparación y el análisis de muestras de madera. Se utilizaron muestras de tallo o rama de otros estudios para llevar a cabo la descripción anatómica y la comparación. Sin embargo, se encontraron algunos problemas, tales como: los anillos de crecimiento difíciles de distinguir; además, era problemático procesar la muestra y, en algunos casos, describirla dado que la cantidad, distribución y tipo de parénquima axial difería sustancialmente de la del tallo principal. No obstante, se encontró una variación en la presencia/ausencia de fibras septadas entre las muestras, y también diferencias en la composición de los radios.

*Palabras clave:* especies de Cerrado, madera tropical, identificación de madera, anatomía del xilema.

#### INTRODUCTION

Cerrado represents a vast tropical savanna ecoregion of Brazil, and woody species in this region are used by local populations for fuel and charcoal (Ratter *et al.* 1997). Local craftsmen are known to use root wood for marquetry, as well as for the manufacture of such small items as lampshades or ornaments. According to Krause *et al.* (2010), the scarcity of xylem research at root level can be explained by the lack of commercial interest. Besides, because

it is generally time-consuming and often costly (Maeght *et al.* 2013). However, apart from the use of root wood in crafts, the knowledge of root anatomy, irrespective of vegetation, can be very useful in instances where roots are the only evidence of such environmental crimes as deforestation. In urban settings, an analysis of roots following damage to underground pipes may help identify the offending trees from others.

Studies of root wood anatomy gain more prominence when comparisons are made between root wood and stem

wood regarding anatomy, wood properties, hydraulic conductivity and wood properties along axial variation within the tree. Such studies expand our knowledge of how such a variation occurs and the physiological and mechanical impact of such differences (Caldwell *et al.* 1998, Machado *et al.* 2007, Pratt *et al.* 2007, Longui *et al.* 2012, 2017, Fortunel *et al.* 2014, Marcati *et al.* 2014).

We acknowledge the difficulties involved in collecting samples of root wood in Cerrado species because of their sheer depth. Hence, the wood anatomy of roots from Cerrado species are largely unexplored, in addition many papers are focused in comparative wood anatomy (root versus stem or branches) and have only been reported on shrubs or small trees (Machado *et al.* 1997, Machado *et al.* 2007, Longui *et al.* 2012, 2017, Goulart and Marcati 2012, Marcati *et al.* 2014, Goulart *et al.* 2015).

Except for *Eriotheca gracilipes* roots studied by Longui *et al.* (2012) and *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Handroanthus ochraceus*, *Ocotea corymbosa* and *Xylopia aromatica* roots studied by Longui *et al.* (2017), this is the first time we have a complete description for root anatomy of the selected species. Therefore, the present study contributes to fill a gap, especially by describing the root wood anatomy of 14 tree species that occur in the Brazilian Cerrado.

## METHODS

*Experimental area.* The study was carried out in the Cerrado area of Assis State Forest (22°34'19" S, 50°23'32" W, ele-

vation 588 m), Assis, São Paulo. The soil in this region has low organic matter, although good water permeability. The climate is Cwa by the Köppen classification. Warm with dry winters, it is characterized by mean annual temperature of 20-25 °C (average minimum temperature of 18 °C) and average annual rainfall of 1,441.5 mm (CEPAGRI 2016). The dry season falls between April and September. Water deficit in April is -1.6 (sum of water deficit mm) and in August, it is -1.2 mm.

*Collection of samples.* We collected samples from 37 selected trees aged 5 to 10 years, comprising 14 tree species (table 1). We measured height and stem diameter at breast height (1.3 m from the ground) from each tree. To obtain root samples about 20 cm from the main sinker root, selected trees were uprooted. For standardization, anatomical studies were carried out on the wood portion adjacent to the cambium. Samples of 1.5 cm<sup>3</sup> were cut from each disc.

Transverse and longitudinal radial and tangential sections, approximately 15 to 20 mm thick, were obtained. Sections were bleached in a solution of sodium hypochlorite and distilled water (50 %) and afterwards double-stained with aqueous 1 % safranin and aqueous 1 % astra blue (1:9) (Bukatsch 1972), followed by dehydration in an alcoholic series and, finally, passed through butyl acetate. To obtain cells dimensions, preparations of wood macerates were done according to Franklin's method (1945, modified by Kraus and Arduim 1997) and stained with aqueous 1 % safranin dye (Bukatsch 1972). Anatomical descriptions were based on the IAWA Committee (1989), for each fea-

**Table 1.** Studied species, number of samples, tree height and diameter at breast height (DBH).

Especies estudiadas, número de muestras, altura del árbol y diámetro a la altura de pecho (DAP).

Family	Species	N° samples	Height (m)	DBH (cm)
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	4	4.2	4.8
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	5	2.9	4.3
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum tortuosum</i> A. St.-Hil.	1	2.8	4.9
Fabaceae-Caesalpinoideae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	5	4.0	4.5
Fabaceae-Mimosoideae	<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	3	3.4	5.6
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> Benth.	2	3.0	5.1
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez.	5	4.0	4.0
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns.	3	3.6	6.1
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana.	1	4.8	4.9
Myrtaceae	<i>Myrcia bella</i> Cambess.	2	4.1	8.1
	<i>Eugenia aurata</i> O. Berg.	2	1.9	3.5
	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	2	3.1	2.9
Ochnaceae	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	1	2.1	2.8
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	1	5.2	10.4

ture  $n = 25$  was used initially, except for the pits, where  $n = 10$  was adopted.

Qualitative and quantitative anatomical data were obtained with Image Pro Plus, v. 6.3, software attached to an Olympus CX 31 microscope.

## RESULTS

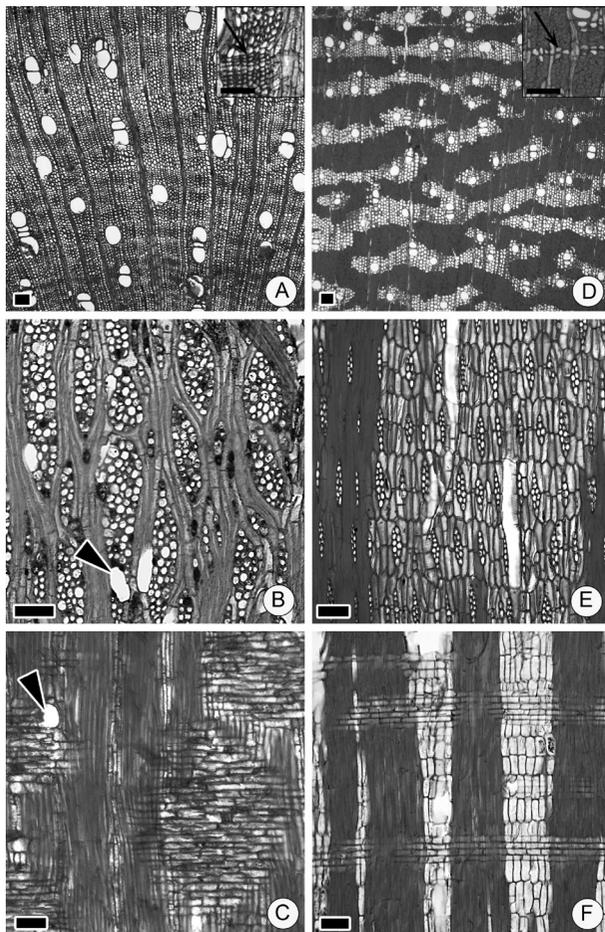
*Wood anatomical descriptions.* Each species is described below and exemplified in figures 1-7; some details are in figure 8. All the quantitative values will be given as average and (maximum/minimum and standard deviation = SD).

*Xylopia aromatica.* Growth rings: marked by thick-walled and radially flattened latewood fibers (figure 1A, detail). Vessels: diffuse porosity, solitary and multiple (figure 1A);  $437 \mu\text{m}$  ( $613/155 \text{ SD} = 81$ ) in length, 15 per square milli-

meter ( $\text{mm}^{-2}$ ) ( $34/5 \text{ SD} = 7$ ),  $79 \mu\text{m}$  ( $137/31 \text{ SD} = 25$ ) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits alternate, circular; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape; few deposits. Fibers: with distinctly bordered pits (less than  $3 \mu\text{m}$ ) (figure 8A); thin-to thick-walled;  $880 \mu\text{m}$  ( $1455/534 \text{ SD} = 166$ ) in length. Axial parenchyma: predominantly scalariform, and in irregular lines, sometimes reticulate (figure 1A); 2 to 5 cells per parenchyma strand. Rays: 1 to 6 cells wide (figure 1B);  $462 \mu\text{m}$  ( $1087/172 \text{ SD} = 192$ ) tall,  $59 \mu\text{m}$  ( $118/24 \text{ SD} = 55$ ) wide,  $11/\text{mm}$  ( $16/5 \text{ SD} = 2$ ), all ray cells procumbent; body ray cells procumbent with one row of upright and/or square marginal cells (figure 1C); secretory elements: oil cells associated with ray and axial parenchyma (figure 1B,C, arrowhead). Aggregate rays in 1B.

*Handroanthus ochraceus.* Growth rings: marked by marginal bands of axial parenchyma, sometimes more than 10 cells wide, and occasionally by lines (figure 1D, detail), high quantity of vessels adjacent to the growth layer can occur. Vessels: diffuse porosity; solitary and multiple vessels (figure 1D);  $227 \mu\text{m}$  ( $350/130 \text{ SD} = 47$ ) in length, 25 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) ( $113/6 \text{ SD} = 25$ ),  $79 \mu\text{m}$  ( $130/38 \text{ SD} = 18$ ) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pit alternate, circular; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape. Fibers: very thick-walled;  $903 \mu\text{m}$  ( $1354/294 \text{ SD} = 270$ ) in length; with simple to minutely bordered pits; gelatinous fibers may occur. Axial parenchyma: unilateral, short to long confluent forming irregular bands, lozenge-aliform and marginal bands (figure 1D); mostly with 2 to 4, or rarely 6, cells per parenchyma strand. Rays: 1 to 2 cells wide (figure 1E);  $145 \mu\text{m}$  ( $293/66 \text{ SD} = 33$ ) tall,  $18 \mu\text{m}$  ( $36/7 \text{ SD} = 5$ ) wide,  $6/\text{mm}$  ( $14/3 \text{ SD} = 2$ ); all ray cells procumbent (figure 1F); perforated ray cells. Storied structure: axial parenchyma regularly storied; rays regular to irregularly storied (figure 1E).

*Erythroxylum tortuosum.* Growth rings: marked by fiber zones (figure 2A, arrow). Vessels: diffuse-porous; solitary and multiples (figure 2A);  $331 \mu\text{m}$  ( $477/205 \text{ SD} = 69$ ) in length, 33 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) ( $57/18 \text{ SD} = 10$ ),  $73 \mu\text{m}$  ( $88/60 \text{ SD} = 8$ ) in tangential diameter; simple perforation plates; intervessel pits alternate, circular; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape throughout and pits with many reduced borders to apparently simple, horizontal to vertical; tyloses; deposits. Fibers: fibers with distinctly bordered pits (figure 8B); very thick-walled;  $763 \mu\text{m}$  ( $952/538 \text{ SD} = 104$ ) in length; gelatinous fibers. Axial parenchyma: diffuse-in-aggregates, diffuse, unilateral and scanty paratracheal (figure 2A); 2 to 8 cells per parenchyma strand. Rays: 1 to 3 ray cells in width;  $271 \mu\text{m}$  ( $477/205 \text{ SD} = 45$ ) tall,  $35 \mu\text{m}$  ( $46/25 \text{ SD} = 5$ ) wide,  $10/\text{mm}$  ( $14/5 \text{ SD} = 2$ ); uniseriate portion as wide as multiseriate portions (figure 2B); body ray cells procumbent with 2-4 rows of upright and/or square marginal cells and square and upright cells mixed throughout the ray (figure 2C). In-



**Figure 1.** Root wood anatomical features of *Xylopia aromatica* (A-C); arrow points growth ring in A, detail; arrow points oil cell in C; and *Handroanthus ochraceus* (D-F); arrow points growth ring in D, detail. Scale bars =  $100 \mu\text{m}$ ; details =  $50 \mu\text{m}$ .

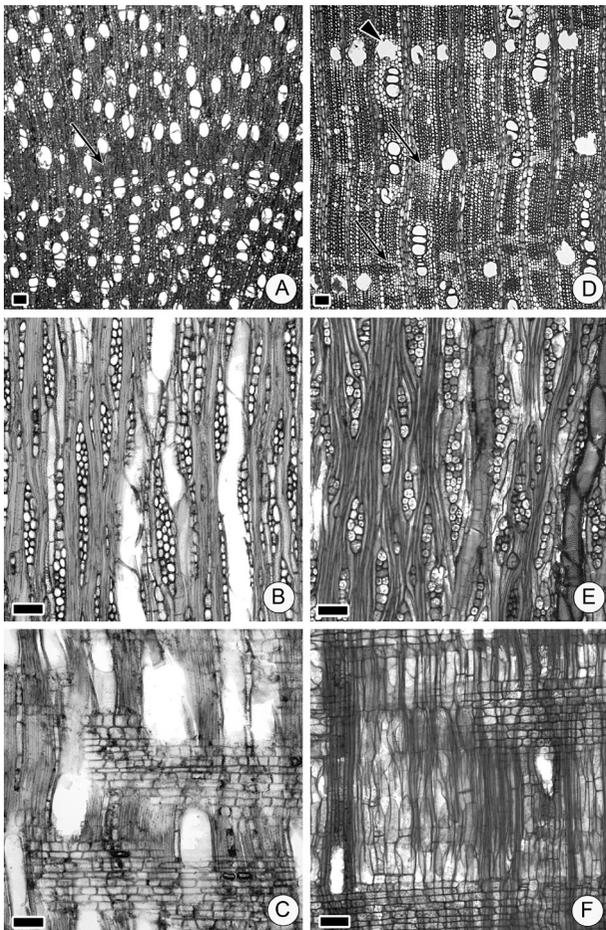
Características anatómicas de la madera de raíz de *Xylopia aromatica* (a-c) y *Handroanthus ochraceus* (D-F). Barras =  $100 \mu\text{m}$ ; detalles =  $50 \mu\text{m}$ .

organic inclusions: prismatic crystals in chambered axial parenchyma cells and in ray cells.

*Copaifera langsdorffii*. Growth rings: marked by marginal bands of axial parenchyma (figure 2D, arrows). Vessels: diffuse-porous; solitary and multiple (figure 2D); 416  $\mu\text{m}$  (880/121 SD = 118) in length, 17 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (25/3 SD = 4), 83  $\mu\text{m}$  (215/35 SD = 30) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits alternate, circular, vestured; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape; deposits. Fibers: with simple to minutely bordered pits; thin- to very thick-walled; 891  $\mu\text{m}$  (1896/150 SD = 267) in length. Axial parenchyma: in bands, lozenge and short confluent; 2 to 4 cells per parenchyma strand (figure 2D). Rays: 1 to 5 cells wide (figure 2E); 299  $\mu\text{m}$  (1030/84 SD = 145) tall, 50  $\mu\text{m}$  (89/10 SD = 17) wide, 7/mm (10/4 SD = 1); all ray

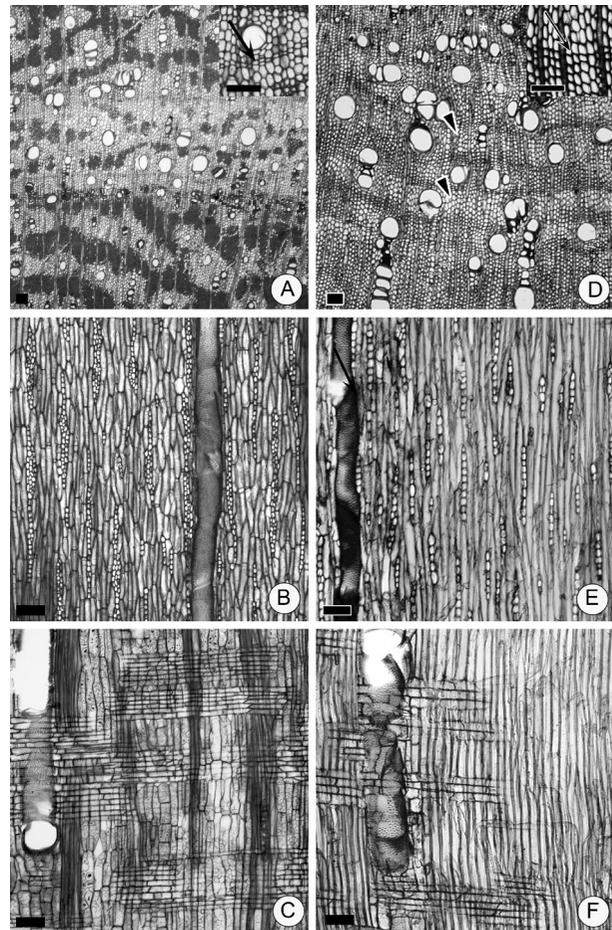
cells procumbent; body ray cells procumbent with one to two rows of upright and/or square marginal cells (figure 2F). Secretory structures: axial canal in long tangential lines (figure 2D - arrow head; figure 8C - arrow). Inorganic inclusions: prismatic crystals in chambered axial parenchyma cells.

*Anadenanthera peregrina* var. *falcata*. Growth rings: marked by axial parenchyma flattened cells and by flattened latewood fibers (figure 3A, detail). Vessels: diffuse-porous; solitary and multiples of three (figure 3A) and some up to six; 251  $\mu\text{m}$  (386/117 SD = 55) in length, 14 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (39/7 SD = 5), 90  $\mu\text{m}$  (211/55 SD = 35) in tangential diameter; simple perforation plates; intervessel pits alternate, circular, vestured; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape, and with many reduced



**Figure 2.** Root wood anatomical features of *Erythroxylum tortuosum* (A-C) and *Copaifera langsdorffii* (D-F); arrows point growth ring in A and D, detail. Scale bars = 100  $\mu\text{m}$ ; details = 50  $\mu\text{m}$ .

Características anatómicas de la madera de raíz de *Erythroxylum tortuosum* (A-C) y *Copaifera langsdorffii* (D-F). Barras = 100  $\mu\text{m}$ ; detalles = 50  $\mu\text{m}$ .



**Figure 3.** Root wood anatomical features of *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (A-C) and *Stryphnodendron adstringens* (D-F); parenchyma-like fiber bands alternating with ordinary fibers (arrow head); arrows point growth ring in A and D, detail. Scale bars = 100  $\mu\text{m}$ ; details = 50  $\mu\text{m}$ .

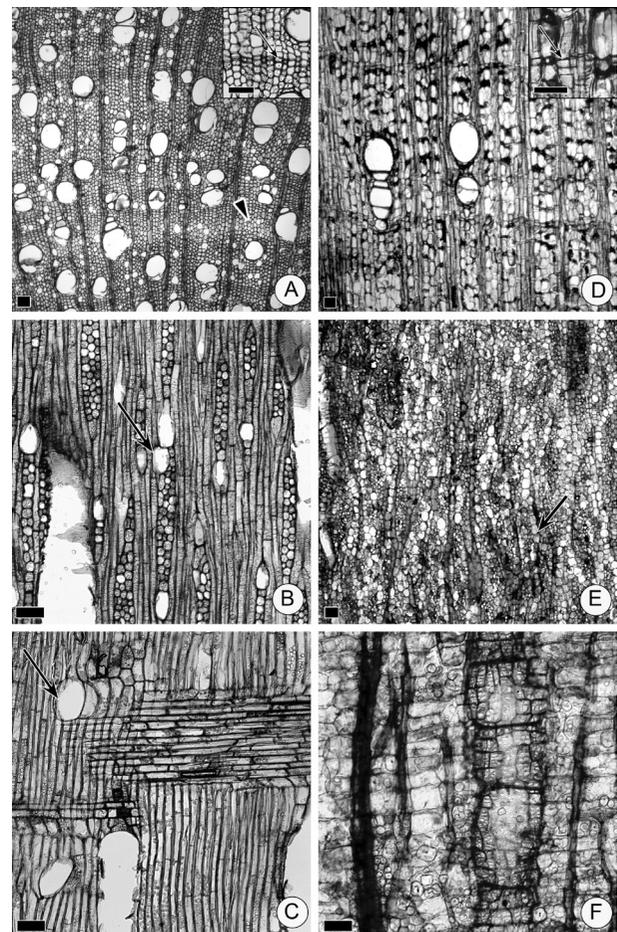
Características anatómicas de la madera de raíz de *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* (A-C) y *Stryphnodendron adstringens* (D-F). Barras = 100  $\mu\text{m}$ ; detalles = 50  $\mu\text{m}$ .

borders to apparently simple, rounded; deposits. Fibers: simple to minutely bordered pits; very thick-walled; 1311  $\mu\text{m}$  (2197/681 SD = 340) in length; gelatinous fibers in small groups, sometimes forming bands intercalating with the axial parenchyma. Axial parenchyma: predominantly in bands more than three cells wide, long confluent, few short confluent and lozenge (figure 3A); 2 to 4 cells per parenchyma strand; great quantity of starch. Rays: 1 to 3 ray cells in width (figure 3B); 195  $\mu\text{m}$  (442/92 SD = 68) tall, 28  $\mu\text{m}$  (47/9 SD = 8) wide, 6/mm (12/4 SD = 2); all ray cells procumbent (figure 3C). Inorganic inclusions: prismatic crystals in chambered axial parenchyma cells and in fibers.

*Stryphnodendron adstringens*. Growth rings: poorly marked by flattened latewood fibers (figure 3D, detail). Vessels: solitary and multiples (figure 3D); 351  $\mu\text{m}$  (521/190 SD = 81) in length, 11 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (34/1 SD = 7), 127  $\mu\text{m}$  (184/78 SD = 24) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits alternate, circular and vested; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape; deposits. Fibers: thin-walled; 639  $\mu\text{m}$  (884/441 SD = 112) in length; with simple to minutely bordered pits; septate; parenchyma-like fiber bands alternating with ordinary fibers (figure 3D, arrow head). Axial parenchyma: vasicentric and few lozenge (figure 3D); 2 to 4 cells per parenchyma strand. Rays: uniseriate and few locally biseriate (figure 3E); 364  $\mu\text{m}$  (748/169 SD = 155) tall, 36  $\mu\text{m}$  (67/13 SD = 17) wide, 6/mm (10/2 SD = 2); all ray cells procumbent, and few body ray cells procumbent with one row of upright and/or square marginal cells (figure 3F). Inorganic inclusions: prismatic crystals in chambered fibers. Pith flecks: present (figure 8D).

*Ocotea corymbosa*. Growth rings: marked by radially flattened latewood fibers (figure 4A, detail). Vessels: diffuse-porous; solitary and multiples (figure 4A); 613  $\mu\text{m}$  (1737/233 SD = 319) in length, 13 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (24/4 SD = 4), 117  $\mu\text{m}$  (216/63 SD = 29) in tangential diameter; simple perforation plates; intervessel pits alternate, circular; vessel-ray pits with many reduced borders to apparently simple, pits rounded, horizontal to vertical, and two types in the same ray cell; tyloses. Fibers: thin-walled; 1000  $\mu\text{m}$  (1462/624 SD = 222) in length; simple to minutely bordered pits; septate; parenchyma-like fiber bands alternating with ordinary fibers (figure 4A, arrow head). Axial parenchyma: scanty paratracheal (figure 4A); 3 to 7 cells per parenchyma strand; few vasicentric. Rays: 1 to 3, and few up to 6 cells wide (figure 4B); 491  $\mu\text{m}$  (972/176 SD = 180) tall, 54  $\mu\text{m}$  (84/27 SD = 12) wide, 6/mm (8/3 SD = 1); body ray cells procumbent with one row upright and/or square, and few 2-4 rows; rays with procumbent, square (figure 4C) and upright cells mixed throughout the ray. Secretory elements: oil cells associated with ray parenchyma and fibers (figure 4 B and C, arrows).

*Eriotheca gracilipes*. Growth rings: poorly marked by flattened latewood fibers (figure 4D). Vessels: diffuse porosity; solitary and multiple (figure 4D); 362  $\mu\text{m}$  (549/204 SD = 66) in length, 2 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (6/0 SD = 1), 174  $\mu\text{m}$  (266/93 SD = 39) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits alternate, circular; vessel-ray pits with many reduced borders to apparently simple, rounded and similar to intervessel pits in size and shape; tyloses. Fibers: few fibers (very thick-walled) embedded in parenchyma cells; 1784  $\mu\text{m}$  (3996/975 SD = 464) in length; with distinctly bordered pits (less than 3  $\mu\text{m}$ ); septate. Axial parenchyma: apparently in bands given the few fibers (figure 4D); 2 to 5 cells per parenchyma strand. Rays: few 1 to 3 and mostly wider than 10-seriate by the relative absence of fibers (figure 4E); sheath cells (figure 4E, arrow); with procumbent, square and upright

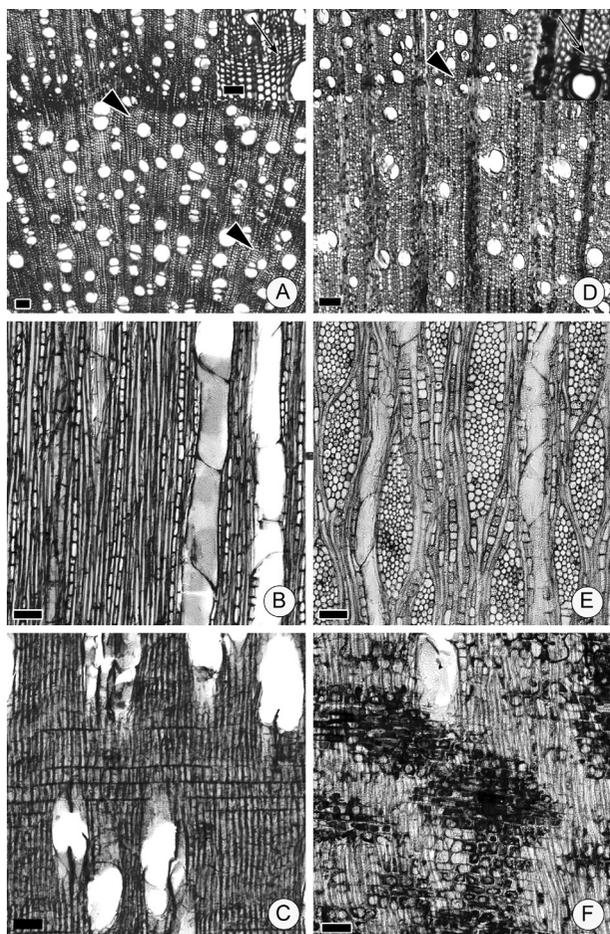


**Figure 4.** Root wood anatomical features of *Ocotea corymbosa* (A-C); parenchyma-like fiber bands alternating with ordinary fibers (arrow head) (A); and *Eriotheca gracilipes* (D-F); arrows point growth ring in A and D, detail. Scale bars = 100  $\mu\text{m}$ ; details = 50  $\mu\text{m}$ .

Características anatómicas de la madera de raíz de *Ocotea corymbosa* (A-C) y *Eriotheca gracilipes* (D-F). Barras = 100  $\mu\text{m}$ ; detalles = 50  $\mu\text{m}$ .

cells mixed throughout the ray (figure 4F); perforated ray cells. Ray measurements in the root were not performed due to difficulty in visualizing the ray cells that overlapped with the parenchyma cells that occur on a large scale, associated with the tiny proportion of fibers and vessels. Inorganic inclusions.

*Miconia albicans*. Growth rings: marked by thick-walled and radially flattened latewood fibers (figure 5A, detail). Vessels: diffuse porosity; solitary and multiple (figure 5A); 398  $\mu\text{m}$  (1233/129 SD = 203) in length, 41 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (66/20 SD = 8), 37  $\mu\text{m}$  (129/13 SD = 36) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits alternate, circular and vested; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape; deposits. Fibers: very thin- to thick-walled; septate; 1300  $\mu\text{m}$  (2239/769 SD = 297)



**Figure 5.** Root wood anatomical features of *Miconia albicans* (A-C); parenchyma-like fiber bands alternating with ordinary fibers (arrow head) (A); and *Myrcia bella* (D-F); arrows point growth ring in A and D, detail wood. Scale bars = 100  $\mu\text{m}$ ; details = 50  $\mu\text{m}$ .

Características anatómicas de la madera de raíz de *Miconia albicans* (A-C) and y *Myrcia bella* (D-F). Barras = 100  $\mu\text{m}$ ; detalles = 50  $\mu\text{m}$ .

length; parenchyma-like fiber bands alternating with ordinary fibers (figure 5A); gelatinous fibers. Axial parenchyma: scanty (figure 5A); 3 to 5 cells per parenchyma strand; 488  $\mu\text{m}$  (658/321 SD = 83) tall, 24  $\mu\text{m}$  (32/18 SD = 3) wide, 7/mm (11/5 SD = 1); Rays: exclusively uniseriate (figure 5B); all ray cells upright and/or square (figure 5C).

*Myrcia bella*. Growth rings: marked by thick-walled and radially flattened latewood fibers (figure 5D, arrow head). Vessels: diffuse porosity; exclusively solitary (figure 5D); 632  $\mu\text{m}$  (797/451 SD = 86) in length, 6 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (11/2 SD = 2), 82  $\mu\text{m}$  (123/58 SD = 17) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits alternate, circular and vested; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape. Fibers: with distinctly bordered pits (figure 8E); thin- to thick-walled; 1085  $\mu\text{m}$  (1355/833 SD = 150) in length; few with septa. Axial parenchyma: diffuse-in-aggregates and scanty (figure 5D); 2 to 6 cells per parenchyma strand. Rays: uniseriate and 1 to 7 cells wide, with two distinct sizes (figure 5E); 455  $\mu\text{m}$  (577/341 SD = 69) tall, 60  $\mu\text{m}$  (79/46 SD = 9) wide, 8/mm (10/5 SD = 1), measurements refer to multiseriate rays; body ray cells procumbent with mostly 2 to more than 4 rows of upright and/or square marginal cells; all ray cells upright and/or square (figure 5F); perforated ray cells. Aggregated rays.

*Eugenia aurata*. Growth rings: marked by fiber zones and higher frequency of vessels adjacent to the growth rings (figure 6A, detail). Vessels: diffuse porosity; solitary and few multiple (figure 6A); 424  $\mu\text{m}$  (572/287 SD = 79) in length, 127 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (165/67 SD = 26), 36  $\mu\text{m}$  (49/28 SD = 5) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits alternate, circular, vested; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape; few deposits. Fibers: with distinctly bordered pits (figure 8F); very thick-walled; 951  $\mu\text{m}$  (1163/678 SD = 124) in length; gelatinous fibers. Axial parenchyma: diffuse-in-aggregates forming lines and diffuse (figure 6A); predominantly 4 to 8 cells, and some more than 8 cells per parenchyma strand. Rays: 1 to 3 ray cells in width (figure 6B); 298  $\mu\text{m}$  (425/209 SD = 45) tall, 38  $\mu\text{m}$  (49/25 SD = 5) wide, 12/mm (16/8 SD = 2); predominantly with body ray cells procumbent with over 4 rows of upright and/or square marginal cells; few having all one row of upright and/or square marginal cells; and square and upright cells mixed throughout the ray (figure 6C). Inorganic inclusions: prismatic crystals in enlarged cells.

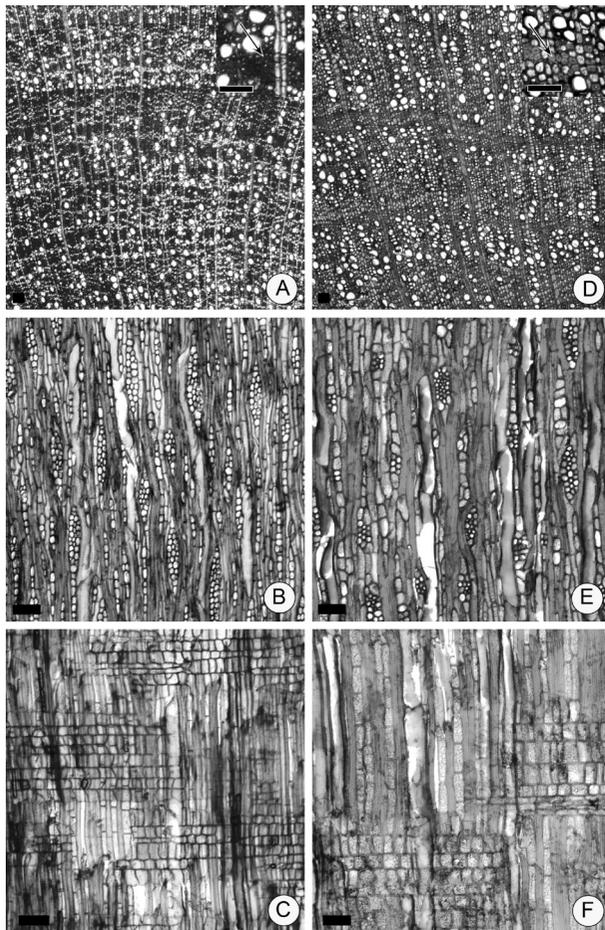
*Eugenia puniceifolia*. Growth rings: marked by fiber zones (figure 6D, detail). Vessels: diffuse porosity; solitary and few multiple (figure 6D); 519  $\mu\text{m}$  (767/233 SD = 126) in length, 86 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (146/46 SD = 22), 43  $\mu\text{m}$  (58/24 SD = 7) in tangential diameter; intervessel pits alternate, circular and vested; vessel-ray pits similar to intervessel pits in size and shape; deposits. Fibers: with

distinctly bordered pits (figure 8G); very thick-walled; 788  $\mu\text{m}$  (1182/591 SD = 122) in length. Axial parenchyma: diffuse-in-aggregates forming lines (figure 6D); 4 to 8 cells per parenchyma strand. Rays: 1 to 3 cells wide (figure 6E); 434  $\mu\text{m}$  (652/276 SD = 85) tall, 46  $\mu\text{m}$  (68/24 SD = 8) wide, 7/mm (11/4 SD = 1); with uniseriate portion as wide as multiseriate portions (figure 6E); body ray cells procumbent with one to over 4 rows of upright and/or square marginal cells (figure 6F), and rays with procumbent, square and upright cells mixed throughout the ray; perforated ray cells.

*Ouratea spectabilis*. Growth rings: marked by fiber zones (figure 7A, detail). Vessels: diffuse porosity; exclusively solitary (figure 7A); 547  $\mu\text{m}$  (773/334 SD = 122) in length, 13 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (19/9 SD = 2), 55  $\mu\text{m}$  (69/41 SD = 7) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits alternate, circular; vessel-ray pits si-

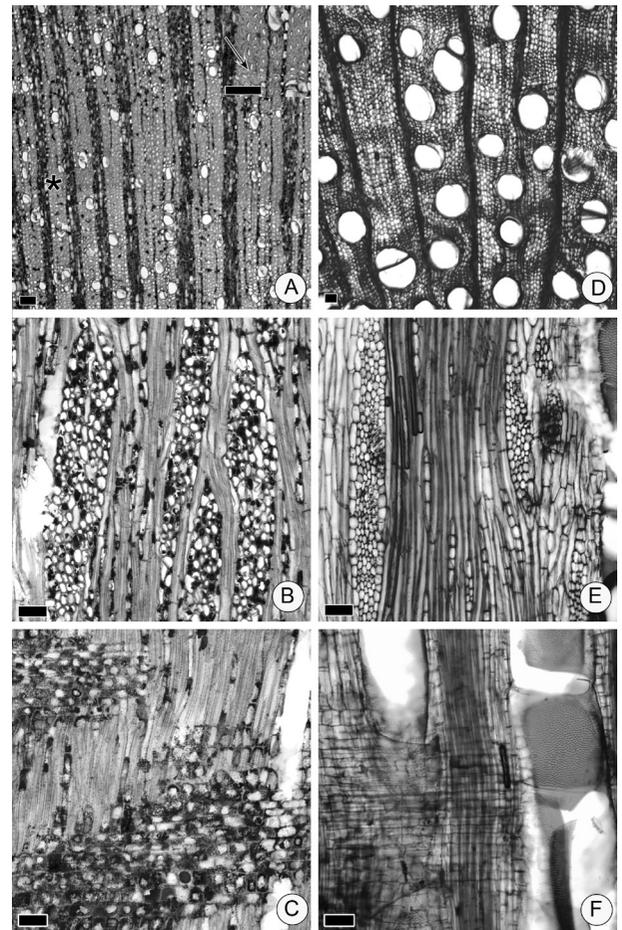
milar to intervessel pits in size and shape; few deposits. Fibers: with distinctly bordered pits (figure 8I); very thick-walled; few septate (figure 8H); 1331  $\mu\text{m}$  (1832/888 SD = 249) in length. Axial parenchyma: diffuse and diffuse-in-aggregates, scanty paratracheal (figure 7A); 2 to 6 cells per parenchyma strand. Rays: 1-seriate and larger rays to 6 cells wide (figure 7B); 1058  $\mu\text{m}$  (1796/605 SD = 257) tall, 101  $\mu\text{m}$  (153/60 SD = 19) wide, 5/mm (7/3 SD = 1); of two distinct sizes, measurements refer to multiseriate rays; with procumbent, square and upright cells mixed throughout the ray (figure 7C); all ray cells upright and/or square. Inorganic inclusions: prismatic crystals in square ray cells.

*Vochysia tucanorum*. Growth rings: indistinct. Vessels: diffuse porosity; solitary and multiple (figure 7D); 465  $\mu\text{m}$  (707/274 SD = 112) in length, 11 per square millimeter ( $\text{mm}^{-2}$ ) (25/6 SD = 4), 155  $\mu\text{m}$  (232/96 SD = 31) in tangential diameter; simple perforation plate; intervessel pits



**Figure 6.** Root wood anatomical features of *Eugenia aurata* (A-C) and *Eugenia puniceifolia* (D-F); arrows point growth ring in A and D, detail. Scale bars = 100  $\mu\text{m}$ ; details = 50  $\mu\text{m}$ .

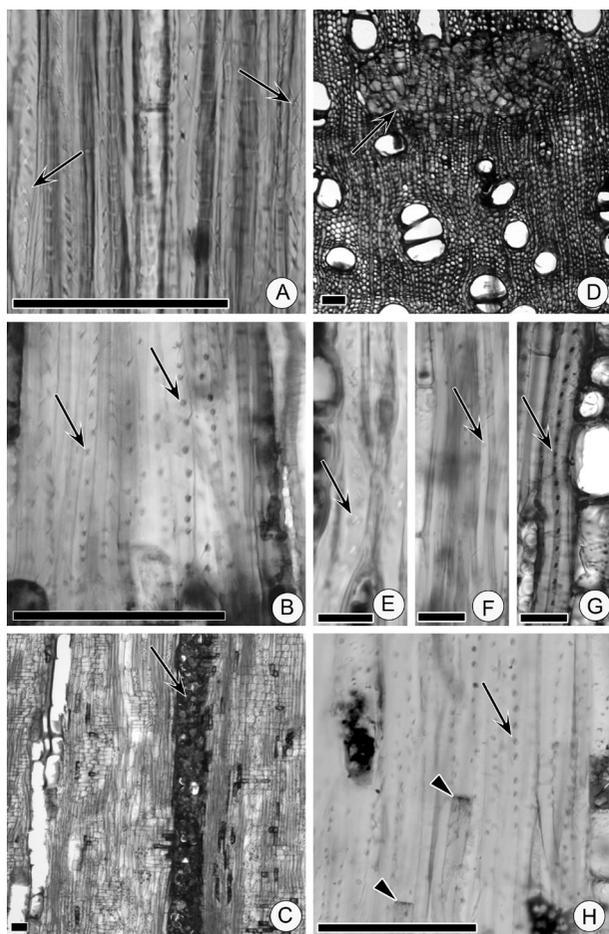
Características anatómicas de la madera de raíz de *Eugenia aurata* (A-C) y *Eugenia puniceifolia* (D-F). Barras = 100  $\mu\text{m}$ ; detalles = 50  $\mu\text{m}$ .



**Figure 7.** Root wood anatomical features of *Ouratea spectabilis* (A-C) arrow points growth ring in (A), detail and *Vochysia tucanorum* (D-F). Scale bars = 100  $\mu\text{m}$ ; details = 50  $\mu\text{m}$ .

Características anatómicas de la madera de raíz de *Ouratea spectabilis* (A-C) y *Vochysia tucanorum* (D-F). Barras = 100  $\mu\text{m}$ ; detalles = 50  $\mu\text{m}$ .

alternate, circular, vested; vessel–ray pits similar to inter-vessel pits in size and shape; deposits. Fibers: with simple to minutely bordered pits; thin- to very thick-walled; septate; 1266  $\mu\text{m}$  (1578/758 SD = 228) in length. Axial parenchyma in bands more than 3 cells wide (figure 7D); 2 to 6 cells per parenchyma strand. Rays: 3 to 7 cells wide, few uniseriate (figure 7E); 937  $\mu\text{m}$  (1293/657 SD = 148) tall, 85  $\mu\text{m}$  (125/46 SD = 18) wide, 4/mm (6/2 SD = 1) of two distinct sizes, measurements refer to multiseriate rays; sheath cells (figure 7E); body ray cells procumbent with one to 4 rows of upright and/or square marginal cells (figure 7F); all rays upright and/or square, and rays with procumbent, square and upright cells mixed throughout the ray.



**Figure 8.** Root wood anatomical features. *Xylopi aromaticata* fiber pits (A) in TLS, arrows; detail in macerate; *Erythroxyllum tortuosum* fiber pits in RLS (B), arrows; *Copaifera langsdorffii* axial canal in RLS (C), arrow; *Stryphnodendron adstringens* pith flecks (arrow) TS (D); fiber pits (arrow) in: *Myrcia bella* in TLS (E), *Eugenia aurata* in RLS (F), *Eugenia puniceifolia* in TLS (G), *Ouratea spectabilis* and septate fiber (arrow head) (H) in RLS. Scale bars A-D;H = 100  $\mu\text{m}$ ; E-G and details = 25  $\mu\text{m}$ .

Características anatómicas de la madera de raíz de *Ouratea spectabilis* (A-C) y *Vochysia tucanorum* (D-F). Barras A-D;H = 100  $\mu\text{m}$ ; E-G y detalles = 25  $\mu\text{m}$ .

## DISCUSSION

Qualitative wood anatomical descriptions of roots were compared with literature for main stem or branch wood for the same species and, when possible, with Cerrado species from São Paulo, using the work of Sonsin *et al.* (2014) and InsideWood, a Web resource (2016), containing descriptions of wood anatomy from different biomes of Brazil, or other countries, and many authors.

According to Sonsin *et al.* (2014) studying stem wood, growth rings are not as easy to interpret as they are in temperate woods. The authors also stand out that the growth ring markers are more easily observed at low magnification with the naked eye or using a hand lens than under the microscope. While analyzing roots we noticed growth rings, in general, are harder to distinguish than the main stem or branch because of the quantity and distribution of axial parenchyma, which consequently complicated description. In some cases, there were islands of fibers among the axial parenchyma cells as in *Anadenanthera peregrina* var. *falcata* and *Vochysia tucanorum*, very different from the branch or main stem (see Sonsin *et al.* 2014 and InsideWood).

The higher quantity of axial parenchyma observed in roots and the presence of septate fibers in some roots (*Erythroxyllum tortuosum*, *Sthyphnodendron adstringens*, *Eriotheca gracilipes*, *Ouratea spectabilis* and *Vochysia tucanorum* species), although not in stem or branches (see Sonsin *et al.* 2014 and InsideWood), may indicate an evolutionary adjustment to provide for more storage tissue (Dickson 2000).

The root wood anatomical data of *Xylopi aromatica* were similar to those cited by Detienne and Jacquet (1983) at stem wood; however, the axial parenchyma was not as well defined as that in stem wood, essentially because of the high quantity of axial parenchyma in root wood where lines are not clearly scalariform. Furthermore; ray composition is highly varied.

For *Handroanthus ochraceus*, we observed growth rings well marked by marginal bands of axial parenchyma, different from the observation of Teixeira *et al.* (2003), who reported indistinct growth rings at stem level. Again, in this species, we observed variation in the quantity of axial parenchyma, mostly very large bands more than 10 cells wide. Even, the storied structure was not always regular.

Generally, the anatomical root features of *Erythroxyllum tortuosum* were similar to those of stem wood (see Sonsin *et al.* 2014), however, the fibers are very thick-walled in this study, while in Sonsin *et al.* (2014), the fibers were thin- to thick-walled. The author noted variation in ray composition, whereas in the present study, we noted body ray cells procumbent with 2-4 rows of upright and/or square marginal cells. In addition, we reported only square and upright cells mixed throughout the ray, whereas Sonsin *et al.* (2014) reported procumbent, square and upright

**Table 2.** Comparison of qualitative anatomical features of roots in the present study (#) and among qualitative anatomical features of stem by Sonsin *et al.* (2014) (\*) and Inside Wood information (†).

Comparación de las características anatómicas cualitativas de las raíces en el presente estudio (#) y entre las características anatómicas cualitativas del tallo por Sonsin *et al.* (2014) (\*) e información de Inside Wood (†).

Species	Tracheids			Fiber with distinct borders			Septate			Parenchyma-like fibre			Rays - distinct sizes			Crystals			Perforated ray cells		
	#	*	†	#	*	†	#	*	†	#	*	†	#	*	†	#	*	†	#	*	†
<i>Xylopia aromatica</i>	0	-	0	3	-	1	0	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	0	1	-	1
<i>Handroanthus ochraceus</i>	0	-	-	0	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	0	1	1	0
<i>Erythroxylum tortuosum</i>	0	1	-	1	1	-	-	0	-	0	-	0	0	-	0	0	-	0	0	-	1
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i>	0	0	-	0	0	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Ocotea corymbosa</i>	0	0	-	0	0	-	1	1	-	1	1	-	0	0	0	0	-	0	0	0	0
<i>Eriotheca gracilipes</i>	0	0	-	3	0	-	1	0	-	0	0	-	0	1	-	0	0	-	1	1	1
<i>Miconia albicans</i>	0	0	-	0	0	-	1	1	-	1	1	-	0	0	0	0	-	0	0	0	0
<i>Myrcia bella</i>	0	1	-	0	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	1	0	-	0	1	1	1
<i>Eugenia aurata</i>	0	-	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Eugenia puniceifolia</i>	0	-	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Ouratea spectabilis</i>	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
<i>Lochysia tucanorum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0

1 = present; - = no species information; 0 = absent; 3 = fiber with bordered pit, but less than 3µm; 4 = few.

(#) studied species in the present study.

(\*) Sonsin *et al.* (2014) (*Stryphnodendron polyphyllum*, *Eugenia bimarg* and *E. rigida*).

(†) Inside Wood (*Handroanthus impetiginosus* and *H. serratifolius*, *Anadenanthera peregrina*, *Eugenia lucida* and *E. tinifolia* (spp.), *Ouratea castaneaefolia*, *Lochysia lanceolata* and *L. ferruginea*).

cells mixed throughout the ray. Finally, we observed prismatic crystals in chambered axial parenchyma cells.

The general anatomical features of *Copaifera langsdorffii* were similar to those noted in literature for main stem and branch (Richter and Dallwitz 2000, Sonsin *et al.* 2014), nonetheless we observed variation in ray composition with all ray cells procumbent and body ray cells procumbent with one to two rows of upright and/or square marginal cells. In contrast, only one or two rows of upright and/or marginal cells have, thus far, been noted in the literature.

For *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*, we observed a great variation in the quantity of paratracheal parenchyma, either in bands or long confluent, with fibers appearing to be embedded within axial parenchyma cells when compared to stem studied by Sonsin *et al.* (2014).

For *Stryphnodendron adstringens*, the main difference observed was the presence of parenchyma-like fiber bands alternating with ordinary fibers when compared to root wood studied by Goulart *et al.* (2015) and wood stem studied by Montefusco (2005). In the present study, fibers were septate. According to Goulart *et al.* (2015), prismatic crystals were observed in fibers and in chambered axial parenchyma cells.

For *Ocotea corymbosa*, we observed variation in ray composition and thickness of fibers when compared to Paula *et al.* (2000), studying stem wood of gallery forest species. Our observations are more in line with those of Sonsin *et al.* (2014) in both axial and radial parenchyma.

For *Eriotheca gracilipes*, we observed a few very thick-walled fibers which seem to be embedded in parenchyma cells that occur in large bands, not diffuse-in-aggregates, forming lines, as in the stem wood observed by Sonsin *et al.* (2014). Also, growth rings were very difficult to see in roots in this study, while in Longui *et al.* (2012) and Marcati *et al.* (2006), thick-walled and radially flattened latewood fibers were noted at the main stem and branch.

The anatomical description of *Miconia albicans* was similar to that of Sonsin *et al.* (2014) at stem level.

Compared to Sonsin *et al.* (2014), the description of *Myrcia bella* differed only in the presence of a few septate fibers present in roots, while tracheids were only observed in branches.

We did not find a basis for comparison of either *Eugenia aurata* or *E. puniceifolia*. However, apart from variation in the presence or absence and size of prismatic crystals, the anatomical features are like the genera described by Soffiatti and Angyalossy-Alfonso (1999) and Sonsin *et al.* (2014).

For *Ouratea spectabilis*, the fibers were thicker in roots compared to Sonsin *et al.* (2014). We observed variation in ray composition, with procumbent, square and upright cells mixed throughout the ray in both papers, we also found all ray cells to be upright and/or square.

We did not observe the presence of growth rings in *Vochysia tucanorum*, nevertheless we did note septate fibers,

whereas Sonsin *et al.* (2014) did not. The high quantity of axial parenchyma, which forms sinuous bands, was variable, being higher in roots, while in branches, paratracheal parenchyma varied, with less quantity, though. We saw variation in ray composition when compared to Sonsin *et al.* (2014), with more rows and rays with mixed up cells. Paula *et al.* (2000) observed only homogeneous rays and included phloem, which was not observed in the present work or that of Sonsin *et al.* (2014).

## CONCLUSIONS

In general, the quantity and distribution of axial parenchyma of root wood are very different from that of the main stem, being higher in roots, in which we concluded that the roots main function is not focused on support, but on storage. This same quantity of axial parenchyma in root wood made it difficult to describe; growth rings are hard to distinguish.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank Yara R. W. Vianello for laboratory assistance and Antônio C. G. de Melo for fieldwork. We also thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (National Council for Scientific and Technological Development - 145829/2012-0 and 121304/2013-2) for grants to Gabriela T. Pires and the Fundação do Desenvolvimento Administrativo (FUN-DAP) for the grant to Juliana Arce de Goes Pacheco.

## REFERENCES

- Bukatsch F. 1972. Bemerkungen zur Doppelfärbung Astrablau-Safranin. *Mikrokosmos* 61(8): 255.
- Caldwell MM, TE Dawson, JH Richards. 1998. Hydraulic lift: consequences of water efflux from the roots of plants. *Oecologia* 113(2):151-161.
- CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura, BR). Clima dos Municípios Paulistas. Accessed 18 Sep. 2016. Available in <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>
- Detienne P, P Jacquet. 1983. Atlas d'identification des bois de l'amazonie et des regions voisines. Nogent-sur-Marne, France. Centre Technique Forestier Tropical. 640 p.
- Fortunel C, J Ruelle, J Beauchene, PVA Fine, C Baraloto. 2014. Wood specific gravity and anatomy of branches and roots in 113 Amazonian rainforest tree species across environmental gradients. *New Phytologist* 202(1):79-94. [doi/10.1111/nph.12632](https://doi.org/10.1111/nph.12632)
- Franklin G. 1945. Preparations of thin sections of synthetic resins and wood - resin composites and a new macerating method for wood. *Nature* 155:51.
- Goulart SL, AO Ribeiro, FA Mori, NF Almeida, CO Assis. 2015. Anatomia do lenho de raiz, tronco e galho de barbatimão (*Stryphnodendron adstringens* (Mart) Coville). *Cerne* 21(2):329-338. [doi.org/10.1590/01047760201521021627](https://doi.org/10.1590/01047760201521021627)

- Goulart SL, CR Marcati. 2008. Anatomia comparada do lenho em raiz e caule de *Lippia salviifolia* Cham. (Verbenaceae). *Revista Brasileira de Botânica* 31(2):263-275.
- IAWA Committee. 1989. IAWA list of microscopic features for hardwood identification. *IAWA Bulletin* 10(2):219-332.
- Inside Wood - NC State University. accessed 24 Aug. 2016. Available in <http://insidewood.lib.ncsu.edu>
- Kraus JE, M Arduin. 1997. Manual básico de métodos em morfologia vegetal. Rio de Janeiro, Brazil. EDUR. 198 p.
- Krause C, S Rossi, M Thibeault-Martel, P-Y. Plourde. 2010. Relationships of climate and cell features in stems and roots of black spruce and balsam fir. *Annals of Forest Science* 67(4):402.
- Longui EL, KS Rajput, AC Galvão de Melo, LA Alves, CB Nascimento. 2017. Root to branch wood anatomical variation and its influence on hydraulic conductivity in five Brazilian Cerrado species. *Bosque* 38(1): 183-193. DOI: [10.4067/S0717-92002017000100018](https://doi.org/10.4067/S0717-92002017000100018)
- Longui EL, RABG Silva, D Romeiro, IL Lima, SMB Florsheim, ACG Melo. 2012. Root-branch anatomical investigation of *Eriotheca gracilipes* young trees: a biomechanical and ecological approach. *Scientia Forestalis* 40(93):23-33.
- Machado SR, Angyalossy-Alfonso V, BL Morretes. 1997. Comparative wood anatomy of root and stem in *Styrax camporum* (Styracaceae). *IAWA Journal* 18(1): 13-25. DOI: [10.1163/22941932-90001454](https://doi.org/10.1163/22941932-90001454)
- Machado SR, RA Rodella, V Angyalossy, CR Marcati. 2007. Structural variations in root and stem wood of *Styrax* (Styracaceae) from Brazilian forest and Cerrado. *IAWA Journal* 28(2): 173-188.
- Maeght JL, Rewald B, Pierret A. 2013. How to study deep roots—and why it matters. *Functional Plant Ecology* 4(299): 1-15. DOI: [10.3389/fpls.2013.00299](https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00299)
- Marcati CR, J Sonsin-Oliveira, SR Machado. 2006. Growth rings in Cerrado woody species: occurrence and anatomical markers. *Biota Neotropica* v6(3). [http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn\\_00206032006](http://www.biotaneotropica.org.br/v6n3/pt/abstract?article+bn_00206032006)
- Marcati CR, LR Longo, A Wiedenhoeft, CF Barros. 2014. Comparative wood anatomy of root and stem of *Citharexylum myrianthum* (Verbenaceae). *Rodriguésia* 65(3): 567-576.
- Montefusco ARG. 2005. Anatomia Ecológica do Lenho de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville (Leguminosae), Barbatimão, no Parque Estadual do Cerrado – Jaguariava-PR. Cutitiba, Brasil. Dissertação de Mestre em Ciências Florestais. Universidade Federal do Paraná. 105 p.
- Paula JE, FG Silva-Júnior, APP Silva. 2000. Caracterização anatômica de madeiras nativas de matas ciliares do centro-oeste brasileiro. *Scientia Forestalis* 58:73-89.
- Pratt RB, AL Jacobse, FW Ewer, SD Davis. 2007. Relationships among xylem transport, biomechanics and storage in stems and roots of nine Rhamnaceae species of the California chaparral. *New Phytologist* 174(4):787-798.
- Ratter JA, JF Ribeiro, S Bridgewater. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80(3): 223-230.
- Richter HG, MJ Dallwitz. 2000 onwards. Commercial timbers: descriptions, illustrations, identification, and information retrieval. In English, French, German, and Spanish. Version: 25th June 2009. Accessed 5 Set. 2016. Available in <http://delta-intkey.com>
- Soffiatti P, V Angyalossy-Alfonso. 1999. Estudo anatômico comparativo do lenho e da casca de duas espécies de *Eugenia* L. (Myrtaceae). *Revista Brasileira de Botânica* 22(2): 175-184.
- Sonsin JO, P Gasson, SR Machado, C Caum, CR Marcati. 2014. Atlas da diversidade de madeiras do Cerrado paulista. Botucatu, Brasil. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais. 423 p.
- Teixeira LL, PP Matos, Paulo César Botosso, RA Seitz, SM Salis. 2003. Anatomia de madeiras do Pantanal Mato-Grossense - Características microscópicas. Colombo, Brasil. Embrapa Florestas. 182 p.

Recibido: 20/04/18  
Aceptado: 27/12/18



## Estimation of forest litter fractions by regression analysis in different aged stands of *Pinus nigra*

Estimación de los patrones del mantillo por análisis de regresión  
en rodales de *Pinus nigra* de diferentes edades

Hüseyin Barış Tecimen <sup>a,b,\*</sup>, Orhan Sevgi <sup>a</sup>, Osman Yalçın Yılmaz <sup>c</sup>,  
Serdar Carus <sup>d</sup>, Ali Kavgacı <sup>e</sup>, Serdar Akburak <sup>a</sup>

\*Corresponding author: <sup>a</sup> Istanbul University-Cerrahpaşa, Faculty of Forestry, Soil Science and Ecology Department, 34473 İstanbul, Turkey, [hbarist@gmail.com](mailto:hbarist@gmail.com)

<sup>b</sup> University of Florida, Indian River Research and Education Center, Institute of Food and Agricultural Sciences, 34945, Fort Pierce, FL, USA.

<sup>c</sup> Istanbul University- Cerrahpaşa, Faculty of Forestry, Department of Measurement and Cadastre, 34473 İstanbul, Turkey.

<sup>d</sup> Suleyman Demirel University, Faculty of Forestry, Biometry and Yield Department, Isparta, Turkey.

<sup>e</sup> West Mediterranean Forest Research Institute, Antalya, Turkey.

### SUMMARY

Forest litter (FL) carbon accumulation patterns can be predicted by certain tree and stand parameters to assess how variably managed forests may accumulate carbon. The aim of our study was to use tree stand data to refine methods to predict the composition of FL fragments in temperate, semi-humid black pine forests (*Pinus nigra*) in western Anatolia, Turkey. Predictive models were established between FL fractions (fine fragments of < 2, 2–4, and > 4 mm and coarse woody debris of branches < 5 cm, > 5 cm, cones and bark) and tree parameters (stand age, tree height, diameter at breast height, tree basal area, tree density, lowest tree crown height and tree crown thickness). We sampled 105 stands of ages < 50, 50-100, and > 100 years, that were distributed at 5 altitudinal steps (500 to 1,750 m). A multi-regression analysis was used to estimate FL fraction for different-age stands. Total FL dry biomass varied from 18 to 213 Mg/ha (average: 94 Mg/ha). The fine fragment fraction (> 4 mm) represented the largest proportion of FL (36 %). Coarse woody debris amounted for 6.6-7.8 % of the FL and branches < 5 cm accounted for the highest proportion (12.4-26.4 %) of coarse woody debris. The most influential parameters predicting FL fragment proportions included dry branch thickness, thinning rate, height and age ( $R^2$ : 0.11 to 0.67). The combination of long-term observation and fine and coarse litter trapping methods should improve the estimation rates of sequestered carbon in forest ecosystems.

*Key words*: black pine, dry branch thickness, forest litter, stand age.

### RESUMEN

Los patrones de acumulación del mantillo posiblemente se pueden predecir por ciertos parámetros del árbol y rodal para evaluar cómo los bosques manejados por diferentes métodos acumulan carbono. El objetivo de este estudio fue usar datos de parcelas de árboles para refinar métodos que predicen la composición de los tamaños de fragmentos del mantillo en bosques templados semi-húmedos de pino negro (*Pinus nigra*) en el occidente de Anatolia, Turquía. Se establecieron modelos predictivos entre los componentes del mantillo (fragmentos finos de <2, 2–4 y >4 mm y detrito leñoso grueso de ramas de <5 cm, >5 cm, piña y corteza) y parámetros de los árboles (edad, altura, dap, área basal, densidad, altura del comienzo de copa y su diámetro). Se muestrearon 105 parcelas (edades <50, 50-100, >100 años) distribuidas en cinco altitudes (500-1.750 m). Mediante análisis de multiregresión se estimaron las cantidades de los componentes del mantillo. El mantillo varió de 18 a 213 Mg/ha (promedio: 94 Mg/ha). Los fragmentos finos (>4 mm) representaron la mayor proporción (36 %). El detrito leñoso grueso representó 6,6-7,8 %; las ramas <5 cm fueron la mayor proporción de este componente (12,4-26,4 %). Las variables más influyentes para predecir las proporciones de los componentes del mantillo incluyeron el grosor de las ramas secas, tasa de raleo, altura y edad. La combinación de las observaciones de largo plazo y los métodos de captura del detrito fino y grueso deben mejorar las tasas de estimación del carbono secuestrado en los ecosistemas forestales.

*Palabras clave*: pino negro, grosor las ramas secas, mantillo, edad.

## INTRODUCTION

Researches have attempted to estimate the carbon amount sequestered in forests either as live biomass or dead litter (Fahey *et al.* 2010). The high cost of data collection for models prompted scientists and policy makers to seek effortless methods such as less parameter requiring models. The variety of the ecosystem types and dynamics in carbon pools of diverse forests present a complex challenge.

Changes occur in sequestered carbon of terrestrial ecosystems by forests, related to different management regimes. The forest litter is composed of fine forest litter and coarse woody debris which account for 0.28 Pg/year ( $\text{Pg} = 10^{15} \text{ g}$ ) of the terrestrial carbon sink in the northern hemisphere (Goodale *et al.* 2002). The carbon stored in forest litter has a key importance for global carbon cycling, hydrological processes, nutrient cycling (Carnol and Bazgir 2013) and greenhouse gas emissions. Based on the importance of forest litter to the global carbon cycle, accurate estimation and monitoring the status of annual carbon sequestration by forest litter is critical (Woodall *et al.* 2012).

The relationships between forest litter carbon distribution and tree stand properties should be investigated to improve our understanding of the elemental and decomposition cycles within forest litter layers (Oe-Oi) that are dependent on tree and stand structure. Ranius *et al.* (2003) modeled forest litter amount and distribution among size fractions, although estimation models mainly focused on decay processes and nutrients released from decomposed organic matter (Olajuyigbe *et al.* 2011). Efforts to quantify leaf and coarse woody debris input to the forest litter focuses on nutrient cycling in forest ecosystems (Saarsalmi *et al.* 2007). Since the forests are major sinks for terrestrial carbon, the lag times of carbon release as a result of decomposition are often related to site and environmental conditions. As the forest litter carbon amount is a function of litter input (accumulation) and litter decomposition (subtraction), data on stand properties are needed to make predictions about forest litter quantities. Stand properties such as canopy structure (Penne *et al.* 2010), branch mortality (Maguire 1994) and stand density (Hennessey *et al.* 1992) are shown to be major factors regulating forest litter carbon distribution and accumulation models. According to a study by Hale *et al.* (1999), coarse woody debris accumulation and distribution patterns vary according to stand age, species diversity and live tree characteristics. Maguire (1994) hypothesizes that differential crown recession and crown development among stands of variable density may provide an opportunity to control the input of fine woody litter into the forest ecosystem by manipulating stand density.

Black pine (*Pinus nigra* Arnold.) is a southern European species that extends from Spain into the west to central Turkey in the east (Lučić *et al.* 2000) and covers an area of 4.2 million hectares in Turkey (Anonymous 2006). It is most intensively distributed in the Alaçam Mountains

in Kütahya – Balıkesir provinces. These forests have been managed since the 1950's by the Turkish General Directorate of Forestry following forest management plans. During management activities, the stand structure is controlled by cuttings and thinning operations. The post-harvest residuals of trees comprise the main source of forest litter. Ground skidding of logs causes removal and random accumulation and distribution of forest litter in stands. Thus, forest harvesting operations have impacts on the distribution of litter on forest litter by sweeping, piling and turning down while logging.

Some research on ecological and yield properties at Alaçam mountains have been done (Sevim 1954), but there is still a lack of knowledge on the relationship between forest litter distribution and stand properties. Within the current study, models have been calculated by incorporating selected tree and stand property parameters that were measured in the field and the relations between those parameters and dry litter biomass have been estimated. In this context, the objectives were to (i) determine the differentiation of forest litter fractions through stand age classes, (ii) identify relationships between stands properties and forest litter patterns, and (iii) specify the most efficient parameters to predict forest litter carbon accumulation.

## METHODS

*Study site.* The study area is located in northwestern Turkey between 39°38'00" - 39°07'30" northern latitudes and 29°15'30" - 28°15'00" eastern longitudes. Sampling points were determined by using parent rock maps, stand maps and Shuttle Radar Topography Mission data layers in geographical information systems. Sampling points were distributed to five altitudinal grades from 500 to 1,750 m with 250 m steps concluding the sampling altitude intervals: 500-750 m, 751-1,000 m, 1,001-1,250 m, 1,251 - 1,500 m, 1,501 - 1,750 m. The sampling plots were selected from five parent rock formations including tuff-agglomerate, granite, melange, dacite and Paleozoic metamorphic rock. Meteorological data was obtained by interpolating the data of the closest meteorological station. According to re-calculated climatic data, the annual mean precipitation is 548 and 927 mm and the annual mean temperature is 12.1 and 6.7 °C for the elevations 500 m and 1,750 m, respectively.

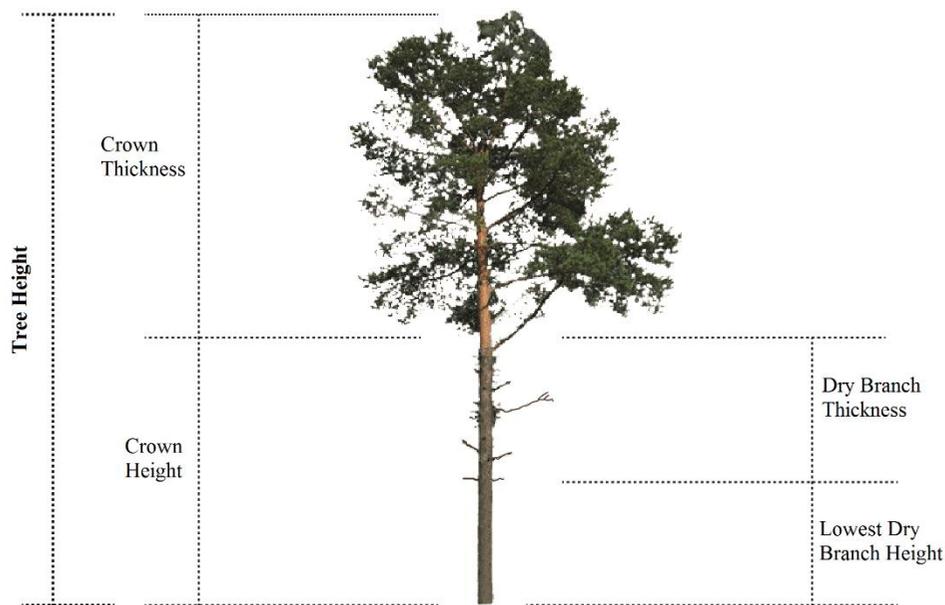
*Sampling and measuring stand parameters.* The ages of sampled stands ranged between 24 and 212 years of which the highest frequency between ages was 50-100. We compared the stands according to ages < 50 (young stands), 50-100 (mature stands) to > 100 (old stands) years which correspond to 20, 63 and 22 stands respectively. The samples were collected from 1,279 sampling points with 95 young, 808 mature and 376 old stands. The age classification has been made to collect results per stand growth stage that are consistent with the forest management stand

classifications. The ages of trees were determined by counting the year rings on the pencils cored from 5 to 15 trees per stand. Canopy closures were visually predicted between the values 0.1 and 1.0. The sizes of the sampling plots were 100, 400, 900 and 2,500 m<sup>2</sup> to provide a minimum of 50 trees per plot. Height, lowest height of dry branch and crown thickness were measured by Vertex III Laser instruments for each tree in the sampled stand (figure 1). Each tree diameter was measured by caliper from two dimensions. The basal area for each tree was calculated as circle area, summed for each plot and multiplied with conversion factors 100, 25, 11.11 and 4 to convert 1 hectare to the sampling plot sizes of 100, 400, 900 and 2,500 m<sup>2</sup>, respectively. Stand densities were calculated according to Clutter (1983). Dominant tree height was assessed by determining the height value of the median tree among the tallest 100 trees in a stand from the stand-height graph (Kalipsız 1982). The productivity index or the productivity class was obtained from the black pine productivity index table (Kalipsız 1982), and the volume of each tree was calculated and converted to value per ha. Mean values for each sampling plot and general properties of parameters assumed to be relevant variants on stand dynamics are listed in table 1. Variables used in the models for single trees are illustrated in figure 1.

*Forest litter sampling.* Within the current study, we defined the forest litter as the total detritus material laying above the mineral soil composed by leaves (L) (very recently shed light brown leaves which have length or width > 4 mm), decomposing layer (F) (brown or dark brown, keeps the morphological traces of the original substance

2-4 mm), humus (H) (humified and in a fine grainy form organic layer which lays between mineral soil and decomposing layer < 2 mm) classified herein as fine forest litter and coarse woody debris as bark pieces, branches (> 5 cm and < 5 cm) and cones. The additional branch, cone and bark parts found in fine forest litter samples were added back to coarse woody debris fractions. All samples were weighed after drying in oven at 65 °C for 24 hours. The thickness of this layer changed from 0 to 20 cm depending on the stand structure and forest litter micro-physiography. The sampling plot selection criterion include altitude, parent rock, exposure, stand age and productivity index. In total 105 plots were sampled. Sub-sampling of forest litter samples were made systematically to avoid subjectivity (figure 2). Sub-sampling was made from 3, 5, 10 and 36 replications of 1 m<sup>2</sup> quadrates at 100, 400, 900 and 2,500 m<sup>2</sup> size sampling plots, respectively. Initially the coarse woody debris were collected in plastic bags from a 1 m<sup>2</sup> quadrate to be classified into sub-fractions such as branches (> 5 cm and < 5 cm), bark and cones. Fine forest litter samples were collected using a ring (r = 11.25 cm) with three replicates from the same 1 m<sup>2</sup> quadrates.

*Data analyses.* The weight of forest litter fractions obtained from fine forest litter and coarse woody debris were converted into 1 ha area values. A multi-regression analysis was applied for estimation of forest litter fraction patterns in SPSS 17v using the “step by step” method. The parameters with less than 0.05 significance were used for the model equations. The equations with the highest significance and containing the fewest variables were chosen and evaluated for the model.



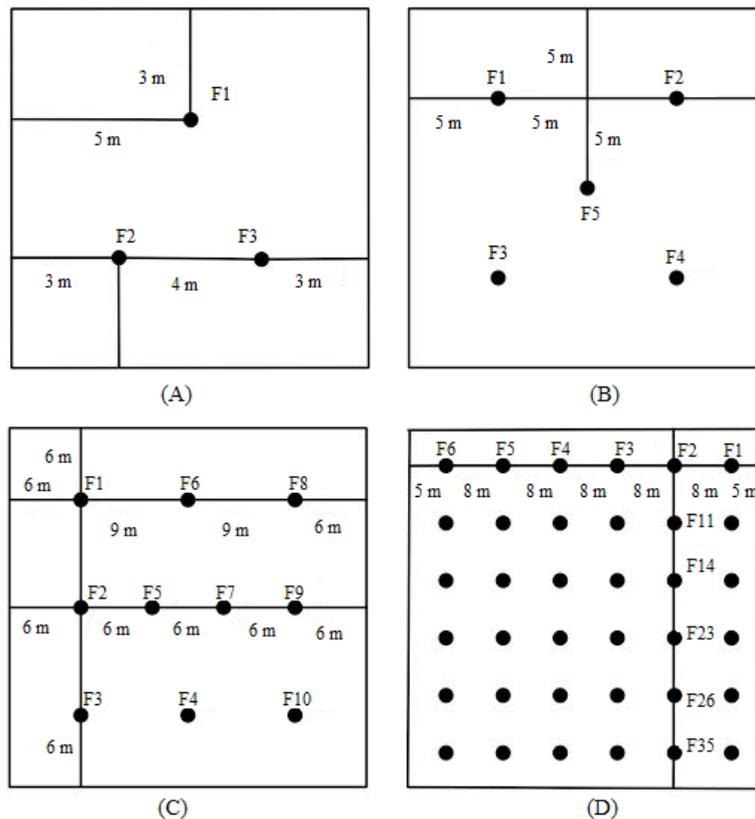
**Figure 1.** Diagram illustrating the tree sections subjected to forest litter estimation models.

Diagrama de las secciones del árbol que se midieron para derivar los modelos de estimación del mantillo.

**Table 1.** Descriptive statistics of stand and individual tree parameters (N = 105 sampling plot).  
 Estadísticas descriptivas de los parámetros de parcelas y árboles individuales (N= 105 parcela de muestreo).

	Variables	Minimum	Maximum	Mean	Standard deviation
Stand features	Age	22.00	207.00	85.49	40.42
	Canopy closure (%)	0.30	1.00	0.73	0.15
	Stand volume (m <sup>3</sup> )	49.61	1449.53	440.16	222.88
	Productivity index	8.06	34.27	21.94	5.21
	Productivity class	1.00	5.00	3.02	1.12
	Stand density degree	0.26	1.44	0.79	0.22
	Stand diameter breast height area (m <sup>2</sup> )	12.91	78.52	45.31	12.83
	Mean stand diameter breast height (cm)	7.74	58.83	27.85	10.73
	Major stand height (m)	6.25	30.18	19.38	5.99
	Mean stand height (m)	4.95	30.10	17.78	6.13
	Thinning rate (%)	0.00	52.32	12.63	13.47
	Single tree features	Lowest dry branch height (m)	0.30	16.90	5.35
Crown height (m)		1.43	19.62	8.80	4.37
Height (tree height) (m)		3.97	27.39	15.19	5.74
Dry branch thickness (m)		0.76	7.77	3.45	1.61
Crown thickness (m)		2.19	11.05	6.40	1.83
Lowest dry branch height/Height*		0.05	0.65	0.31	0.12

\* Lowest dry branch height/Height = (Lowest dry branch height/Height) \* 100



**Figure 2.** Forest litter sample collection points (F1-35) in A) 100, B) 400, C) 900 and D) 2,500 m<sup>2</sup> plots of black pine.

Sitios de colección (F1-35) de muestras del mantillo en parcelas de A) 100, B) 400, C) 900 y D) 2.500 m<sup>2</sup>.

RESULTS

*Forest litter fraction distribution in age classes.* The forest litter fractions as fine forest litter and coarse woody debris did not present significant difference among stand ages. The mean sum of total fine forest litter fractions was 89 Mg/ha and coarse woody debris fractions were 6.5 Mg/ha of total forest litter in all stand ages. The amount of < 2 mm and 2-4 mm fraction of forest litter were 2 to 5 Mg/ha higher in young stands than in mature and old stands. On the other hand, we found 2 times higher bark and cone in coarse woody debris fractions at old and mature stands (figure 3).

*Relationship between stand age and forest litter fractions.* Twenty, 63 and 22 plots were sampled from the stands for ages < 50, 50-100 and > 100, respectively. Total forest litter amounts varied from 18 to 213 Mg/ha with average quantities of 98, 96 and 91 Mg/ha at young, mature and old stands, respectively.

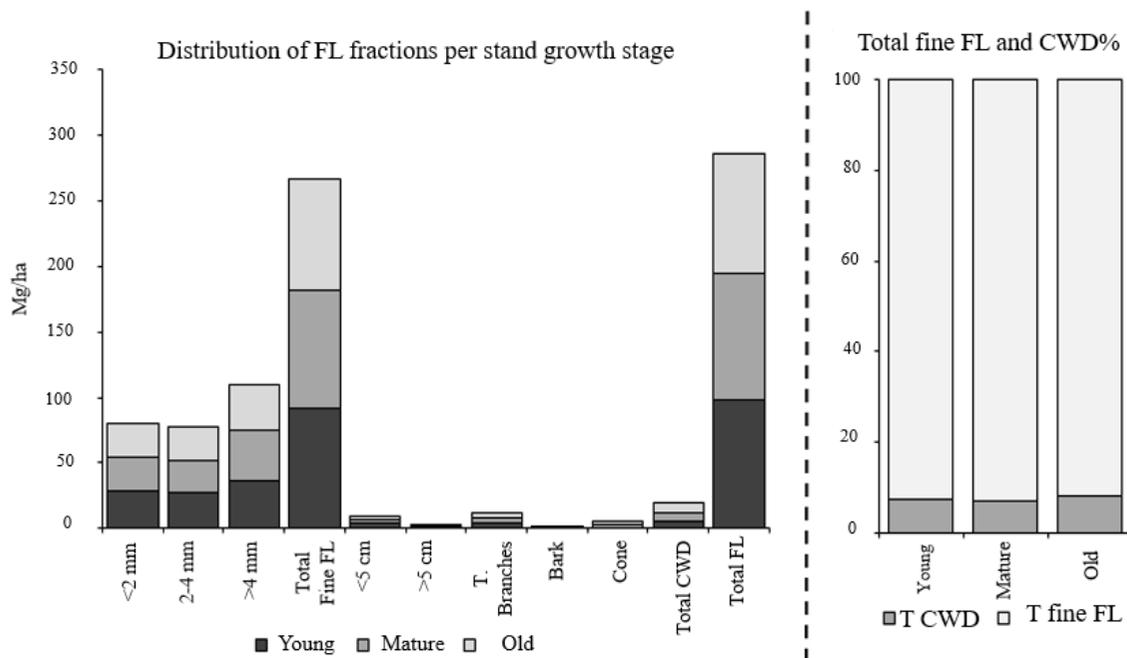
The most prominently relevant variants used in the models were productivity index and dry branch thickness for young stands ( $R^2 = 0.43$ ). For mature stands, the most suitable variables for equations were dry branch thickness, lowest dry branch height/height, dry branch thickness/height, stand volume, crown height, productivity index and major stand height ( $R^2$  ranged between 0.15 and 0.39). For old stands, the suitable variables used for equations were

mean diameter, age, dry branch thickness and productivity index ( $R^2$  ranged between 0.30 and 0.67) (table 2).

Considering the total forest litter dry biomass, the most prominent variants for young stands is thinning rate (positive correlation); for mature stands are dry branch thickness (positive correlation), lowest dry branch height/height (positive correlation) and major stand height (negative correlation); and for old stands are mean diameter (positive correlation) and age (negative correlation).

DISCUSSION

The wide range of forest litter amounts in sampled plots is a function of heterogeneous crown structure (Penne *et al.* 2010). In the study conducted by Maguire (1994), annual branch mortality ranged from 33 to 430 g/m<sup>2</sup> crown projection area for individual trees, and from 236 to 1,035 kg/ha for individual plots (Maguire 1994). In the current study, the amounts of total forest litter ranged between 18 and 213 Mg/ha and averages are 98, 96 and 91 Mg/ha for young, mature and old stands, respectively, with insignificant differences (ANOVA  $P > 0.05$ ) (figure 3B). Woodall *et al.* (2012) stated that forest litter exhibited a high variance in terms of spatial distribution and landform. The differences between the lowest and highest amounts of floor litter might be caused by (i), uneven spatial distribution of trees in a stand, (ii) the competition among trees for light and acute dead stem incorporation to the forest litter (iii)



**Figure 3.** Comparison of amounts of forest litter fractions according to stand age: (A) Distribution of forest litter fractions (Mg/ha) per stand growth stage, (B) Comparison of total fine forest litter and coarse woody debris (%).

Comparación de las cantidades de los componentes del mantillo según la edad de los árboles: (A) distribución de las fracciones del mantillo del bosque (FL) (Mg/ha) según estado de crecimiento del rodal. (B) La comparación total de suelo fino del bosque y el porcentaje (%) del grosor de los desechos de madera.

**Table 2.** Model parameters for estimation of forest litter fractions according to age classes<sup>#</sup>.  
 Parámetros del modelo para estimar los componentes del mantillo según la edad del rodal.

Estimated forest litter components	Age class	Equation	R <sup>2</sup>	Std. error	Df (Total)*	F	P
< 2 mm	Young	23962.5 + (788.9 × TR)	0.20	21,507	19	4.463	0.049
	Mature	14849.1 + (5653.1 × DBT) - (23.5 × SV)	0.22	13,328	62	8.355	0.001
	Old	(1520.1 × MD) - (274.9 × Age) - 34291.0	0.58	14,174	21	13.344	0.001
2-4 mm	Young	23311.7 + (641.5 × TR)	0.28	14,088	19	6.876	0.017
	Mature	(1297.15 × DBT/H) + (337.49 × LDBH/H) - 15877.2	0.31	9,597	62	13.728	0.001
	Old	(6389.0 × DBT) + (1231.6 × MD) - 44347.0	0.67	10,822	21	19.343	0.001
> 4 mm	Mature	34021.5 + (7825.0 × DBT) - (3812.4 × CT)	0.32	13,888	62	14.060	0.001
	Old	(5934.9 × DBT) + (967.8 × MD) - 23057.0	0.43	15,302	21	7.195	0.005
Total fine forest litter	Young	80093.1 + (1978.1 × TR)	0.26	45,494	19	6.271	0.022
	Mature	81067.2 + (18207.6 × DBT) - (2730.1 × PI)	0.33	31,896	62	14.936	0.001
	Old	19721.7 + (4606.2 × MD) - (777.0 × Age)	0.64	34,409	21	16.758	0.001
< 5 cm	Mature	1504.6 + (52.80 × LDBH/ H)	0.29	1,872	62	5.604	0.021
Total branches	Mature	1415.6 + (78.89 × LDBH/ H)	0.30	2,689	62	6.064	0.017
Bark	Young	(59.5 × PI) - (388.8 × DBT) - 105.8	0.43	363	19	6.324	0.009
	Old	(69.9 × PI) - 522.7	0.27	667	19	6.476	0.020
Cone	Mature	609.1 + (343.5 × DBT)	0.15	1,263	62	10.898	0.002
	Old	(238.1 × PI) - 2366.2	0.30	1,431	21	8.476	0.009
Total forest litter	Young	85792.2 + (2003.1 × TR)	0.26	45,663	19	6.382	0.021
	Mature	60685.8 + (21003.2 × DBT) + (1144.58 × LDBH/ H) - (4156.4 × MSH)	0.39	31,681	62	12.516	0.001
	Old	28299.4 + (4727.8 × MD) - (823.7 × Age)	0.62	36,943	21	15.731	0.001

<sup>#</sup>The parameters for which no equation could be established were removed.

\*: Abbreviations in the table: Df: Degree of freedom; F: F value; P: significance of probability; TR: Thinning rate; DBT: Dry branch thickness; SV: Stand volume; MD: Mean diameter, DBT/H: Dry branch thickness/Height; LDBH/H: Lowest dry branch height/Height; CT: Crown thickness; PI: Productivity index, MSH: Major Stand Height.

indirect effects of management practices such forest operations, log skidding.

The selected stand and individual tree parameters in this study such as canopy closure (Penne *et al.* 2010), stand density (Hennessey *et al.* 1992), tree height (Saar-salmi *et al.* 2007), diameter at breast height (Starr *et al.* 2005), crown height and crown thickness (Mäkinen *et al.* 2003) and dry branch thickness (Maguire 1994) were examined to ascertain their impact on forest litter fractions and distribution. According to the age classification, fine forest litter fraction appears to be a positive function of the thinning rate in younger stands; dry branch thickness and height in mature stands, and mean diameter and dry branch thickness in old stands. Similar variables such as thinning rate, dry branch thickness and mean diameter also existed in the equations established for total fine forest litter. Mäkinen *et al.* (2003) stated that the lowest dry branch

height was lower at planted stands compared to naturally recruited Scots pine stands. This result is attributed to vigor competition at younger stages of stand development and different stand densities. The thinning rate factor used in models reflected similar conditions with the study of Mäkinen *et al.* (2003).

Coarse woody debris amounted from 6.6 to 7.8 % of total forest litter samples and branches < 5 cm contributed with the largest portion of coarse woody debris (from 12.4 to 26.4 %) to total forest litter. According to results of our study, lowest dry branch height/height was the most remarkable variable on snag content of coarse woody debris. Higher lowest dry branch height means addition of more snag and branch content as coarse woody debris to the forest litter. Natural pruning with insufficient light penetration into the stands should be the most obvious reason for this observation (Montgomery and Chazdon

2001). Coarse woody debris accumulation and distribution patterns often vary with live tree characteristics (Hale *et al.* 1999). In a boreal *Picea abies* (L.) Karst. forest study, mean stand height is the most important factor affecting total litter fall production (Saarsalmi *et al.* 2007). In the conceptual model (equation 1), branch basal diameter outside bark and depth into crown are the independent variables (Maguire 1994):

$$W_B = b_1 DOB^{b_2} DINC^{b_3} \quad [1]$$

Where:  $W_B$  refers to branch litter biomass; DOB refers to basal diameter outside bark (cm) and DINC refers to depth into crown (m),  $b_1$ ,  $b_2$  and  $b_3$  are calculated constants for the created model.

Matala *et al.* (2008) determines that stand-level litterfall was closely correlated with basal area and stand volume regardless of tree species. According to a study by Starr *et al.* (2005), total litterfall and needle litterfall are strongly related to stand basal area, and needle litterfall has a weak negative but significant correlation with stand age.

Some studies supported our results of observing higher amounts of coarse woody debris in old forests than in young stage of forests (Carmona *et al.* 2002). According to Olejiyugbe *et al.* (2011), aboveground coarse woody debris varies between 7 and 19 Mg/ha in a 35 years old intermediate forest. For the growth periods investigated, larger trees and trees growing in denser plots tend to produce greater necromass through branch mortality (Maguire, 1994). Contrastingly, the ratio of fallen branches to whole biomass varies from 0.5 to 6 % with higher values at the lowest diameter breast height in scots pine forests (Finland) (Lehtonen *et al.* (2004).

The regression coefficients of the equations ( $R^2$  values of equations) to estimate forest litter fractions and amounts ranged between 0.15 and 0.67. Positive correlation of thinning rate with the forest litter dry biomass is the only variant revealing a relation with total forest litter in young forests ( $R^2 = 0.26$ ). As harvesting residuals are left in the stands, increased thinning rate causes more forest litter accumulation. Similarly, it is known that there is a decrease of total forest litter during the early stage of stands after clear cutting due to lower leaf and woody litterfall (Covington 1981). The positive contribution of thinning rate effect on tiny parts of forest litter is extremely meaningful since elevated level of thinning permits sun light to penetrate into the stand and decomposition of leaf litter by concomitant increases at dry biomass in decomposition and humus layers. The attempts to establish equations to estimate coarse woody debris failed because of insignificant  $P$  values ( $> 0.05$ ) for regression value of  $R^2$ . Lindenmayer *et al.* (1999) also recorded no significant results related to estimating log volumes between stands of different ages. Besides, the lowest dry branch height/height parameter correlates with the branches  $> 5$  cm and total branch amounts

in mature stands. Higher lowest dry branch height/height parameter means more branch secession which in turn causes addition of more branches to forest litter. The use of the lowest dry branch height parameter itself may not be proper because it is a dependent value of total tree-height; thus, lowest dry branch height/height parameter has provided a practical way to make an estimation for branch portion to the forest litter.

According to our results, productivity index for a given site has provided an estimate for cone amount distribution in forest litter in young and old stands, while cone dry biomass in forest litter was a function of dry branch thickness in mature stands. A study by Calama *et al.* (2008) stated that higher productivity index (PI), lower stand density and higher tree diameter cause higher cone production. Our findings are in consistence with the results obtained by their research.

## CONCLUSIONS

Our results revealed that thinning intensity influences the accumulation of organic matter and rates of nutrient cycling. Forest litter differentiation should be regarded as it relates to stand thinning practices. The most prominent parameters in our regression models were dry branch thickness, thinning rate, height and age with positive  $R^2$  values ranging between 0.11 and 0.67. Although the measurement of the dry branch thickness parameter is not as easy as thinning rate, height or average age of the stand, it provides quick access to the forest litter amounts for temperate black pine forests. Since the distribution range of forest litter shows a wide range as seen in the study region, those parameters might be perceived as practical. The generated models could have explained up to only two third of the total forest litter dry biomass. Failure of establishing some equations could be caused from the uneven distribution of forest litter in the sampled stands because of heterogeneous thinning. The unexplained parts of the equations are assumed to be the interferences of factors such as climate and micro/macro topography. Hereby, we can conclude that the amount of forest litter fractions can be estimated between 11 and 67 % by measuring the relevant stand parameters such as dry branch thickness, thinning rate, height and age of the forest stand.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This study has been supported by TUBITAK (The Scientific and Technological Research Council of Turkey) with the project number 104 O 551. H. Barış Tecimen acknowledges to TUBITAK for financial support by BIDEB-2219 Postdoctoral Research Program in University of Florida under Project No: 1059B191501147. We are grateful to our previous affiliated foundation Istanbul University for providing us laboratory and office facilities. We would like to thank Dr. Alan L. WRIGHT for his inva-

luable contributions to our manuscript and for language editorship. We are thankful to Dr. Ronald D. CAVE and Dr. Liliano M. CANO for their contribution to translation of abstract from English into Spanish. We thank Dr. Mert EKŞİ for his contributions to improve our figures.

## REFERENCES

- Anonymous. 2006. Orman varlığımız. Publication of General Directorate of Forestry. Ankara, Turkey. 160 p.
- Calama R, Gordo FJ, S Mutke, G Montero. 2008. An empirical ecological-type model for predicting stone pine (*Pinus pinea* L.) cone production in the Northern Plateau (Spain). *Forest Ecology and Management* 255(3-4): 660-673. DOI: [10.1016/j.foreco.2007.09.079](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.079)
- Carmona MR, JJ Armesto, JC Aravena, CA Pérez. 2002. Coarse woody debris biomass in successional and primary temperate forests in Chiloé Island, Chile. *Forest Ecology and Management* 164: 265-275.
- Carnol M, M Bazgir. 2013. Nutrient return to the forest floor through litter and throughfall under 7 forest species after conversion from Norway spruce. *Forest Ecology and Management* 309: 66-75. DOI: [10.1016/j.foreco.2013.04.008](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.008)
- Clutter LL. 1983. Compatible growth and yield models for loblolly pine. *Forest Science* 9(3): 354-370.
- Covington WW. 1981. Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology* 62(1): 41-48. DOI: [10.2307/1936666](https://doi.org/10.2307/1936666)
- Fahey TJ, PB Woodbury, JJ Battles, CL Goodale, SP Hamburg, SV Ollinger, CW Woodall. 2010. Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8(5): 245-252. DOI: [10.1890/080169](https://doi.org/10.1890/080169)
- Goodale CL, MJ Apps, RA Birdsey, CB Field, LS Heath, RA Houghton, JC Jenkins, GH Kohlmaier, W Kurz, S Liu, G-J Nabuurs, S Nilsson, AZ Shvidenko. 2002. Forest carbon sinks in the northern hemisphere. *Ecological Applications* 12(3): 891-899. DOI: [10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0891:FCSIT-N\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0891:FCSIT-N]2.0.CO;2)
- Hale CM, J Pastor, KA Rusterholz. 1999. Comparison of structural and compositional characteristics in old-growth and mature, managed hardwood forests of Minnesota, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1479-1489. DOI: [10.1139/x99-076](https://doi.org/10.1139/x99-076)
- Hennessey TC, Dougherty PM, Cregg BM, RF Wittwer. 1992. Annual variation in needle fall of a loblolly pine stand in relation to climate and stand density. *Forest Ecology and Management* 51(4): 329-338. DOI: [10.1016/0378-1127\(92\)90332-4](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90332-4)
- Kalıpsız A. 1982. Orman Hasılat Bilgisi. İstanbul, Turkey. İstanbul Üniversitesi, Orman Fakültesi, Yayın No: 3052/328. 349 p.
- Lehtonen A, Sievänen R, Mäkelä A, Mäkipää R, Korhonen KT, T Hokkanen. 2004. Potential litterfall of Scots pine branches in southern Finland. *Ecological Modelling* 180(2): 305-315. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2004.04.024](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.04.024)
- Lindenmayer DB, Incoll RD, Cunningham RB, CF Donnelly. 1999. Attributes of logs on the forest floor of Australian Mountain Ash (*Eucalyptus regnans*) forests of different ages. *Forest Ecology and Management* 123: 195-203. DOI: [10.1016/S0378-1127\(99\)00047-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00047-X)
- Lučić A, S Mladenović-drinić, N Stavretović, V Isajev, V Lavadinović, L Rakonjac, M Novaković. 2010. Genetic diversity of Austrian pine (*Pinus nigra* Arnold) populations in Serbia revealed by RAPD. *Archives of Biological Science Belgrade* 62(2): 329-336. DOI: [10.2298/ABS1002329L](https://doi.org/10.2298/ABS1002329L)
- Maguire DA. 1994. Branch mortality and potential litterfall from Douglas-fir trees in stands of varying density. *Forest Ecology and Management* 70(1-3): 41-53. DOI: [10.1016/0378-1127\(94\)90073-6](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)90073-6)
- Mäkinen H, R Ojansuu, P Sairanen, H Yli-ojola. 2003. Predicting branch characteristics of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) from simple stand and tree measurements. *Forestry* 76(5): 525-546. DOI: [10.1093/forestry/76.5.525](https://doi.org/10.1093/forestry/76.5.525)
- Matala J, S Kellomäki, T Nuutinen. 2008. Litterfall in relation to volume growth of trees: analysis based on literature. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23(3): 194-202. DOI: [10.1080/02827580802036176](https://doi.org/10.1080/02827580802036176)
- Montgomery RA, RL Chazdon. 2001. Forest structure, canopy architecture, and light transmittance in tropical wet forests. *Ecology* 82(10): 2707-2718. DOI: [10.2307/2679955](https://doi.org/10.2307/2679955)
- Olaşuyigbe SO, B Tobin, P Gardiner, M Nieuwenhuis. 2011. Stocks and decay dynamics of above-and belowground coarse woody debris in managed Sitka spruce forests in Ireland. *Forest Ecology and Management* 262(6): 1109-1118. DOI: [10.1016/j.foreco.2011.06.010](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.010)
- Penne C, B Ahrends, M Deurer, J Böttcher. 2010. The impact of canopy structure on the spatial variability in forest litter stocks. *Geoderma* 158: 282-297. DOI: [10.1016/j.geoderma.2010.05.007](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.007)
- Ranius T, O Kindvall, N Kruys, BG Jonsson. 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182: 13-29. DOI: [10.1016/S0378-1127\(03\)00027-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00027-6)
- Saarsalmi A, M Starr, T Hokkanen, L Ukonmaanaho, M Kukkolala, P Nöjd, R Sievänen. 2007. Predicting annual canopy litterfall production for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. *Forest Ecology and Management* 242(2): 578-586. DOI: [10.1016/j.foreco.2007.01.071](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.071)
- Sevim M. 1954. Alaçam (Dursunbey) Ormanlarında Ekolojik ve Pedolojik Araştırmalar. İstanbul, Turkey. Orman Umum Müd, Yayınlarından Sıra Nu:131, Seri Nu:2, Çelikkilt Matbaası. 64 p.
- Starr M, A Saarsalmi, T Hokkanen, P Merilä, HS Helmissaari. 2005. Models of litterfall production for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Finland using stand, site and climate factors. *Forest Ecology and Management* 205(1): 215-225. DOI: [10.1016/j.foreco.2004.10.047](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.047)
- Woodall CW, CH Perry, JA Westfall. 2012. An empirical assessment of forest litter carbon stock components across the United States. *Forest Ecology and Management* 269: 1-9. DOI: [10.1016/j.foreco.2011.12.041](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.041)

Recibido: 17/11/17  
Aceptado: 07/01/19

## Balance energético en el primer ciclo de corta de tres especies de eucalipto con diferentes niveles de manejo en el secano Mediterráneo de Chile central

Energy balance in the first cutting cycle of three eucalyptus species with different levels of management in the Mediterranean drylands of central Chile

Antonio Cabrera-Ariza \*\*, Rómulo Santelices-Moya <sup>a</sup>, Sergio Espinoza-Meza <sup>a</sup>, Carlos Magni-Díaz <sup>b</sup>

\*Autor de correspondencia: <sup>a</sup>Universidad Católica del Maule, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Centro de Desarrollo para el Secano Interior, Avenida San Miguel 3605, Talca, Chile, tel.: 569 71 2413728, acabrera@ucm.cl

<sup>b</sup> Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y de Conservación de la Naturaleza, Santiago de Chile, Chile.

### SUMMARY

The Mediterranean Secano of central Chile is a degraded zone, with high rates of erosion and a very fluctuating climate, with long periods of low rainfall, which limits its productivity. An alternative for this area is the cultivation of energy-bound eucalyptus species. The objective of this research was to evaluate the energy balance at the field level in the first rotation (3 years) of three eucalyptus species, comparing basic and intensive management. For this purpose, the species *Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus tereticornis* and *Eucalyptus globulus* were established with two different levels of management, one basic (20 cm deep subsoiling, planting and harvesting) and another intensive (50 cm deep plowing, subsoiling, application of herbicide, planting, fertilization and harvesting). Results show that for both types of management the energy balance is positive, being higher for intensive management. Values ranged between 102,900 and 137,890 MJ ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in the basic management and 125,730 and 160,050 MJ ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> in intensive management, depending in both cases on the species. In conclusion, energy plantations with eucalyptus species have a positive energy balance and are a viable alternative for drylands areas, especially the *Eucalyptus camaldulensis* species.

*Key words:* biomass, energy, basic management, intensive management.

### RESUMEN

El Secano Mediterráneo de Chile central es una zona afectada por altas tasas de erosión y un clima muy fluctuante, con largos períodos de bajas precipitaciones, los que limita su productividad. Una alternativa para esta zona es el cultivo de especies del género *Eucalyptus* spp. con fines energéticos. El objetivo de esta investigación fue evaluar el balance energético a pie de campo en la primera rotación (3 años) de tres especies de eucalipto, comparando un manejo básico y un manejo intensivo. Para ello, se seleccionaron las especies *Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus tereticornis* y *Eucalyptus globulus*, que fueron establecidas con dos diferentes niveles de manejo, uno básico con subsolado a 20 cm, plantación y cosecha y otro intensivo con subsolado a 50 cm, camellón, arado, aplicación de herbicida, plantación, fertilización y cosecha. Los resultados mostraron que para ambos tipos de manejo el balance energético fue positivo, siendo superior la productividad de biomasa y su potencial energético en el caso del manejo intensivo, con valores que variaron entre 102.900 y 137.890 MJ ha<sup>-1</sup> versus el manejo básico con valores entre 125.730 y 160.050 MJ ha<sup>-1</sup>, dependiendo en ambos casos de la especie. A modo de conclusión, las plantaciones energéticas con las tres especies del género *Eucalyptus* tienen un balance energético positivo y son una alternativa viable para zonas de secano, especialmente *Eucalyptus camaldulensis*.

*Palabras clave:* biomasa, energía, manejo básico, manejo intensivo.

### INTRODUCCIÓN

El Secano Mediterráneo de Chile, y en particular el de la región del Maule, con una superficie de más de 540.000 hectáreas, se caracteriza por exhibir condiciones de sitio que resultan marginales para los cultivos tradicionales, tanto agrícolas como forestales. En esta vasta área, el 51 % de los suelos tiene algún grado de erosión (Santelices *et al.* 2015) y los cultivos presentan rendimientos muy inferiores a los valores óptimos (Novoa 1989). En este contexto,

una posible alternativa para parte de estas 540.000 ha, las que presentan condiciones de pendiente (menor del 20 %) y suelo adecuado, es el cultivo de especies de eucalipto con destinación energética. Los cultivos lignocelulósicos pueden ser utilizados para producir calor y electricidad a través de la combustión directa o la producción de *biofuel* o biogás a través de la pirólisis y gasificación (Sevigne *et al.* 2011). La energía proveniente de la biomasa, tanto lignocelulósica como herbácea, se presenta como una alternativa energética sostenible, de hecho, se considera que

esta energía no tiene emisiones de carbono, ya que el carbono emitido en la combustión es el mismo que las plantas absorben mientras crecen, además, el sistema radical, parte de las hojas que caen y los desechos de la cosecha que quedan en terreno son un aporte de carbono al medio.

Un elemento importante a destacar en el uso de cultivos lignocelulósicos para la producción de energía es la evaluación de la sostenibilidad ambiental de dichos cultivos a largo plazo (Bonari *et al.* 1992). A tal propósito, el balance energético, representa un instrumento adecuado para la evaluación de dicha sostenibilidad, no se puede gastar más energía en el proceso de la que potencialmente se va a generar. El balance energético pone de manifiesto la energía producida por unidad de energía empleada en el proceso de producción y transformación de la biomasa en energía eléctrica (Scholz y Ellerbrock 2002). Dicho balance ha sido ampliamente usado en diferentes investigaciones (Bonari 1992, Boehmel *et al.* 2008, Cabrera *et al.* 2014), obteniendo diferentes resultados dependiendo de la especie y los medios analizados. Sin embargo, existe poca información sobre el particular para especies del género *Eucalyptus*.

Los valores de producción de biomasa de los *Eucalyptus* spp. varían en función de la especie, la densidad de plantación, el turno de corta, el manejo y el sitio de plantación, entre otros factores. Generalmente, se obtienen mejores producciones en buenos sitios, con un manejo intensivo del suelo (subsulado profundo) y fertilización. En literatura se han reportado valores que varían desde 1 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> hasta 30 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Cromer *et al.* 1976, Wise y Pittman 1981, Tewari 1992, Foroughbakhch *et al.* 1997, Van den Broek *et al.* 2001, Sudha *et al.* 2003)

En Chile, las plantaciones de *Eucalyptus* spp. abarcan una superficie de 836.400 hectáreas y son manejadas principalmente con fines pulpables. La principal especie plantada es *Eucalyptus globulus* Labil. y existen solo plantaciones menores con las especies *Eucalyptus nitens* Maiden y *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh (INFOR 2017).

A pesar de que existe demanda por bioenergía a base de biomasa (Objetivo 2020 del gobierno), no existen plantaciones a escala dedicadas a la obtención de biomasa para energía. De la misma manera, no existen estudios orientados a la estimación del balance energético ni del potencial de uso en terrenos de secano abandonados o sin uso productivo. Por otro lado, uno de los principales problemas del Secano Interior son los suelos. Generalmente

son pobres en materia orgánica con una calidad de sitio que es limitada por bajas precipitaciones, agravado por suelos delgados o de estructura cerrada, cuya retención de agua es baja. Además, producto del pastoreo con ganado bovino tienden a ser suelos compactados. En este sentido, la fertilización y algún tipo de tratamiento al suelo, como subsulado o arado, favorecerán el crecimiento de la planta permitiendo que las raíces tengan una mayor facilidad a la hora de alcanzar la napa freática en los suelos en los que esta esté presente. Por ello, el objetivo del trabajo es evaluar el balance energético a pie de campo en la primera rotación de tres especies de *Eucalyptus*, comparando un manejo básico y un manejo intensivo (fertilización y tratamiento al suelo), planteando la hipótesis de que una mayor inversión energética en el manejo (manejo intensivo) se verá reflejada en la mejora de las condiciones de sitio y a su vez en una mayor producción de biomasa y, por lo tanto, el balance energético será mayor que en el caso de un manejo básico de la plantación.

## MÉTODOS

**Área de estudio.** El ensayo se desarrolló en un sitio en la localidad de Huerta Maule, comuna de San Javier, región del Maule, coordenadas geográficas 35°38'26,02" S 72°00'33,35" O, presentando características climáticas con precipitaciones medias anuales en el rango de 696-926 mm año<sup>-1</sup> (Santibáñez y Uribe 1993), concentradas principalmente en los meses de invierno. En el cuadro 1 se muestran los datos del análisis de suelo realizado en el Centro Tecnológico de Suelos y Cultivos de la Universidad de Talca. Dicho suelo, de acuerdo a Casanova *et al.* (2007), es un Cambisol flúvi-ferrálico, formados bajo condiciones de humedad excesiva a partir de materiales graníticos. Los análisis del suelo mostraron que la textura del suelo es arcillosa y destacan los bajos niveles nutricionales de nitrógeno, fósforo, potasio, zinc, boro, calcio y sodio. Previo al establecimiento de la plantación, el sitio estaba ocupado por una estepa de *Acacia caven* (Mol.) Molina de baja densidad (~5-8 % de cobertura).

**Diseño experimental.** La parcela, de una superficie total de 5 ha con la misma exposición y pendiente, fue plantada en el año 2013 con las especies *Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus tereticornis* Smith y *Eucalyptus globulus*. Las plantas se produjeron en el vivero del Centro del Secano de

**Cuadro 1.** Análisis de suelo de la parcela de estudio.

Study plot soil analyses.

Materia orgánica (%)	pH	Conductividad eléctrica (dS m <sup>-1</sup> )	N	P	K	Mn	Zn	Cu	Fe	B	Ca	Mg	K	Na
			(mg kg <sup>-1</sup> )						(cmol kg <sup>-1</sup> )					
2,61	5,74	0,018	5	5	81	50,77	0,33	1,38	21,65	0,3	1,71	0,61	0,21	0,02

la Universidad Católica del Maule, con semilla adquirida al CSIRO Australiano. Las semillas se pusieron a germinar en cámara de germinación previo remojo en ácido giberélico para romper la latencia de las mismas. Las semillas germinadas se prepararon para germinar en contenedores de 140 mL (Termomatrices®, Santiago, Chile) y se cultivaron en un vivero desde mediados de septiembre 2012 hasta mediados de mayo de 2013. Una mezcla de corteza de *P. radiata* y perlita (7: 3, v / v), más el fertilizante de liberación lenta Basacote® 9M (16 % N, 8 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 12 % K<sub>2</sub>O, 12 % SO<sub>3</sub>, 2 % MgO, 0,02 % B, 0,05 % Cu, 4 % Fe y 0,06 % Mn), a una dosis de 4 g L<sup>-1</sup> de sustrato, se usó como medio de crecimiento. Las plántulas se protegieron con una malla plástico al 50 % (Raschel®) y se regaron hasta su capacidad de campo. La plantación se efectuó de forma manual con una pala plantadora y se estableció con un marco de plantación de 3 m entre filas y un metro entre plantas (*i.e.*, densidad de 3.333 plantas ha<sup>-1</sup>). Los tratamientos fueron dos diferentes niveles de manejo, uno básico y uno intensivo. Se establecieron parcelas de 2.500 m<sup>2</sup> para cada especie y tratamiento, realizándose tres réplicas de cada tratamiento, teniendo una superficie efectiva de ensayo de 45.000 m<sup>2</sup> (2.500 m<sup>2</sup> x 3 especies x 2 tratamientos x 3 réplicas). En el tratamiento de manejo intensivo, el suelo fue preparado por medio de un subsolado a una profundidad de 50 cm, seguido de un arado. A continuación, se aplicó herbicida pre-plantación (Terbutilazina, Click®75,3 kg ha<sup>-1</sup>). La plantación fue realizada de forma manual y se hizo una fertilización usando 600 kg ha<sup>-1</sup> de fertilizante con 8 % de nitrógeno, 24 % de fósforo (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) y 24 % de potasio (K<sub>2</sub>O). Los anteriores tratamientos y dosis fueron elegidos siguiendo las recomendaciones de plantación para este tipo de cultivos en áreas de secano en función de los resultados obtenidos del análisis de suelo. La cosecha de muestras se hizo de forma manual (10 individuos por especie y nivel de manejo, de forma aleatoria en los sectores donde no hubo mortalidad). Para efectos del cálculo del balance energético se simuló el uso de una cosechadora-astilladora-cargadora diseñada y creada por Spapperi® y un remolque llevado por tractor para la recogida del astillado. Lo anterior debido a que a una escala de trabajo normal (más de 10 hectáreas), la cosecha manual supondría un gasto energético, económico y de tiempo muy elevado. En cuanto al manejo básico hubo un subsolado con camellón (20 cm de profundidad). La plantación y cosecha se realizó de la misma forma que en el manejo intensivo. La cosecha se realizó en el año 2016, cuando la plantación contaba con una edad de tres años, en ambos tratamientos.

**Biomasa y poder calorífico.** A todas las plantas se les midieron las variables morfológicas diámetro a altura de pecho (DAP en mm) y altura (cm). El DAP se midió con un pie de metro graduado en milímetros y la altura total se midió mediante un jalón graduado en centímetros, desde la superficie del suelo hasta el ápice central de la planta. Siguiendo la metodología planteada por Nassi o di Nasso

*et al.* (2010), para el cálculo de la biomasa, las muestras, 10 por cada especie y nivel de manejo (60 muestras en total), se tomaron dentro de filas con al menos 10 metros continuos, y consistieron en plantas completas, eligiendo las que crecieron al interior de la plantación, descartando filas externas o próximas a zonas de mucha mortalidad. Las plantas fueron elegidas al azar ya que en cuanto a la variabilidad al interior de los tratamientos de manejo no hubo diferencias significativas para ninguna de las variables (altura, diámetro y biomasa producida) entre las tres especies ( $P > 0,05$ ). Las diferentes muestras fueron introducidas en estufa a 60 °C hasta que alcanzaron peso constante. Considerando que las plantas que murieron el año uno fueron repuestas, la biomasa por hectárea se obtuvo de la media de los individuos seleccionados multiplicada por la densidad de plantación. De esta forma se podría estimar la biomasa potencial total de acuerdo a la densidad planteada inicialmente, la que se podría obtener con un manejo adecuado de la plantación.

Para el cálculo del poder calorífico se seleccionaron 10 muestras de todos los tejidos del árbol (hojas, ramas y tallo) por cada tratamiento (60 muestras en total) y se obtuvo el poder calorífico usando la bomba calorimétrica de Mahler® según la norma ASTM D2015 (ASTM 1998).

**Balance energético.** Para la determinación del balance energético se siguió la metodología usada por Cabrera *et al.* (2014), considerando los flujos de energía asociados a las operaciones necesarias para el cultivo de las diferentes especies, excluyendo la energía necesaria para el transporte del producto a la central de conversión, es decir, se ha realizado un balance energético a pie de campo u orilla del camino. La energía de mano de obra y producción de las plantas para la plantación no se tuvo en cuenta por ser inferior al 0,2 % del total de la energía (Boehmel *et al.* 2008). En la determinación de los insumos (*inputs*) energéticos necesarios para la realización del cultivo se consideraron:

- Los costos energéticos para la fabricación y reparación de las máquinas agrícolas.
- Los costos para la producción de los fertilizantes, herbicidas.
- Los costos por el consumo de combustible y aceite lubricante en las diferentes operaciones de cultivo.

Se asumió que las máquinas y los aperos se usaron en 200 hectáreas y tienen una vida útil de 10 años (Bonari *et al.* 1999). Los costos energéticos para la construcción, depreciación y mantenimiento de los tractores se calcularon teniendo en cuenta la vida media y el tiempo de uso en cada operación de cultivo (Cabrera *et al.* 2014). La producción de energía obtenida del sistema (*outputs*) fue determinada multiplicando la producción en materia seca por el poder calorífico de la biomasa de las diferentes especies. Sucesivamente, se calculó la producción de energía neta (*output-input*). Para el cálculo de la energía neta, se usó la siguiente fórmula [1]:

$$\begin{aligned} \text{Outputs} - \text{Inputs} &= \text{Energía producida} \\ (\text{poder calorífico} \times \text{cosecha}) - \text{Energía consumida} & \quad [1] \\ (\text{operaciones} + \text{energía de los factores productivos}) \end{aligned}$$

Se creó una base de datos para determinar la energía empleada en la realización de cada una de las operaciones de cultivo, detallando el costo energético directo y el indirecto de las diferentes operaciones, siendo el costo directo el que se refiere al costo de la operación específica, mientras que el costo indirecto es el que se refiere al costo energético debido a la construcción del tractor y de los aperos. Los datos presentados en el cuadro 2 forman parte la base de datos del *software* Sisco®, desarrollado para el cálculo de balances energéticos en el Centro Enrico Avanzi de Pisa (Bonari 1999).

*Análisis estadístico.* Se realizó una comparación de medias entre factores y sus interacciones los cuales se analizaron con ANDEVA. Todas las variables, fueron analizadas con el enfoque de modelo lineal general (GLM) para el análisis de varianza. Se utilizó la suma de cuadrados tipo III para la prueba F, que se calculó utilizando el software SPSS versión 18.0. Previo al análisis, se examinaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza. Los términos del modelo se ajustaron de la siguiente forma [2]:

$$Y_{ijk} = \mu + P_i + E_j + (P \cdot E)_{ij} + e_{ijk} \quad [2]$$

donde,  $Y_{ijk}$  es la medición fenotípica (diámetro, altura, biomasa),  $\mu$  es la media general,  $P_i$  es el efecto fijo del  $i$ -ésimo tratamiento de manejo ( $i$  = intensivo, básico),  $E_j$  es el efecto fijo de la  $j$ -ésima especie ( $j$  = *E. camaldulensis*, *E. tereticornis*, *E. globulus*),  $P \cdot E_{ij}$  es la interacción entre el efecto del tratamiento de manejo y la especie, y  $e_{ijk}$  es el error aleatorio experimental.

**Cuadro 2.** Energía directa e indirecta empleada en las operaciones de cultivo, fertilización, herbicidas y cosecha.

Direct and indirect energy used in farming operations, fertilizer, herbicides and crop.

Operaciones	Energía consumida (MJ ha <sup>-1</sup> )			Total
	Tractor (kW)	Directa	Indirecta	
Subsolado profundo (40-50 cm)	132	2.804,8	479	3.283,8
Arado	73	332	308	640
Aplicación fertilizante	48	334,6	161	495,6
Fertilizante 8:24:24 (MJ kg <sup>-1</sup> )	-	12,7		12,7
Aplicación herbicida	48	303	164	467
Herbicida Click 75 (MJ kg <sup>-1</sup> )	-	91,2		91,2
Plantación	-	800		810
Cosecha	132	2.198	503	2.701

## RESULTADOS

*Biomasa y poder calorífico.* Los crecimientos en altura fueron diferentes para el tipo de manejo (figura 1), siendo mayores en las especies manejadas con un nivel intensivo. No hubo diferencias significativas en el diámetro en cuanto a diferente tipo de manejo. Respecto a la cantidad de biomasa producida, y como era de esperar, fueron mayores los valores obtenidos en el manejo intensivo respecto al manejo básico (cuadro 3). Por otro lado, no hubo interacción entre los diferentes factores ( $P > 0,05$ ).

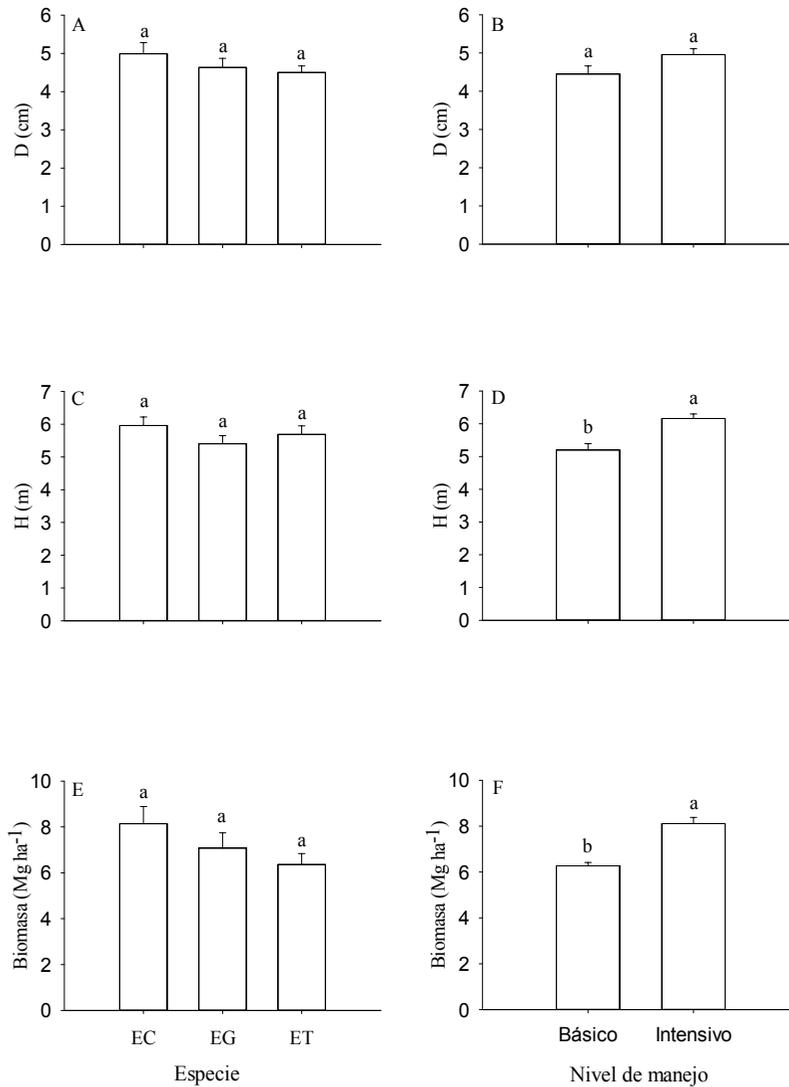
En cuanto al poder calorífico, los valores fueron muy similares entre las tres especies. *E. camaldulensis* tuvo un poder calorífico de 19,2 MJ kg<sup>-1</sup>, *E. tereticornis* de 19,5 MJ kg<sup>-1</sup> y *E. globulus* de 18,1 MJ kg<sup>-1</sup>.

*Balance energético.* En cuanto al balance energético, los resultados indicaron que la energía neta producida fue mayor en el manejo intensivo con la especie *E. camaldulensis* (cuadro 4). En general, si se compara la misma especie con diferentes niveles de manejo, en todos los casos, el manejo intensivo arrojó una producción de energía neta mayor. Sin embargo, al comparar especies, los valores netos más altos

**Cuadro 3.** Nivel de significancia para los factores y variables morfológicas analizadas (D: diámetro, H: altura). \*Valores estadísticamente significativos ( $P < 0,05$ ).

Level of significance for the factors and morphological variables analyzed (D: diameter, H: height). \*Statistically significant values ( $P < 0.05$ ).

Variable	Especie (E)	Manejo (M)	EÍM
D (cm)	0,34	0,07	1,00
H (m)	0,20	0,00*	0,90
Biomasa (Mg ha <sup>-1</sup> )	0,13	0,01*	0,99



**Figura 1.** *Eucalyptus camaldulensis*, *E. globulus* y *E. tereticornis* con tres años de edad: A) Diámetro medio. B) Diámetro medio con dos niveles de manejo (básico e intensivo). C) Altura media. D) Altura media con dos niveles de manejo (básico e intensivo). E) Producción de biomasa seca. F) Producción de biomasa media con dos niveles de manejo (básico e intensivo). Letras diferentes implican diferencias significativas ( $P \leq 0,05$ ).

*Eucalyptus camaldulensis*, *E. globulus* and *E. tereticornis* at three years of age: A) Mean diameter. B) Mean diameter with two levels of management (basic and intensive). C) Average height. D) Average height with two levels of management (basic and intensive). E) Dry biomass production. F) Dry biomass production with two management levels (basic and intensive). Different letters imply significant differences ( $P \leq 0.05$ ).

**Cuadro 4.** Energía neta producida y eficiencia energética para tres especies de eucalipto con dos niveles de manejo.

Net energy produced and energy efficiency for three eucalyptus species with two management levels.

Nivel de manejo	Especie	Input (GJ ha <sup>-1</sup> )	Output (GJ ha <sup>-1</sup> )	Energía neta (GJ ha <sup>-1</sup> )	Eficiencia energética
Básico	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	4,35	138,24	133,89	31,77
	<i>Eucalyptus tereticornis</i>	4,35	107,25	102,90	24,65
	<i>Eucalyptus globulus</i>	4,35	112,22	107,87	25,79
Intensivo	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	14,67	174,72	160,05	11,91
	<i>Eucalyptus tereticornis</i>	14,67	140,40	125,73	9,57
	<i>Eucalyptus globulus</i>	14,67	144,80	130,13	9,87

se obtuvieron con *E. camaldulensis*, en ambos niveles de manejo. En el caso de la eficiencia energética, fue mucho mejor en el nivel de manejo básico que en el intensivo para todas las especies.

## DISCUSIÓN

*Biomasa y poder calorífico.* Es ampliamente sabido que las plantaciones de especies del género *Eucalyptus* tienen el potencial para ser establecidas en ambientes Mediterráneos (Cromer 1976, Cabrera *et al.* 2014). Los resultados de la presente investigación demuestran que una mayor inversión energética en el manejo se verá reflejada en una mayor producción de biomasa y, por lo tanto, el balance energético será mayor que en el caso de un manejo básico de la plantación.

En relación al desempeño por especie, se puede observar una menor cantidad de biomasa producida por la especie *E. globulus* respecto a otros ensayos donde las condiciones de sitio y manejo eran mucho mejores (Guo *et al.* 2006), probablemente debido a la restricción hídrica inherente a los sitios de secano. Sin embargo, si se comparan los resultados con estudios realizados en Australia, donde la mayoría se ha desarrollado en áreas con clima mediterráneo (seis meses de período seco, precipitaciones de 350 mm año<sup>-1</sup>), se aprecian resultados similares, incluso mejores. Por ejemplo, Cromer *et al.* (1976) encontraron que la biomasa total (densidad de 2.196 plantas ha<sup>-1</sup>) varió de 1 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> sin fertilización hasta 9 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con fertilización (con niveles de nitrógeno de 202 kg ha<sup>-1</sup> y fósforo de 90 kg ha<sup>-1</sup>) a los dos años, y 6 y 30 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a los cuatro años, sin y con fertilización, respectivamente. También para esta misma especie, Wise y Pitman (1981) reportaron una productividad de 11 a 16 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a los 10 años, demostrando que los mejores rendimientos se obtienen con altas densidades y rotaciones cortas. El poder calorífico de esta especie varía, de acuerdo a Pérez (2001), en función de la edad, entre valores que van desde las 17,17 MJ kg<sup>-1</sup> a los 6-10 años hasta las 17,58 MJ kg<sup>-1</sup> a los 16-20 años. Los valores obtenidos en este estudio (*i.e.*, 18,1 MJ kg<sup>-1</sup> a los tres años) son ligeramente mayores a los reportados en la bibliografía. En este sentido, hay que tener especial cuidado con la contaminación con inertes que pueden ingresar durante el proceso de recolección y astillado y que evidentemente reducirán la energía neta disponible. Adicionalmente, la degradación microbiológica producto de almacenamientos prolongados de biomasa en condiciones de humedad ideales para su reproducción, reduce la energía neta disponible, ya que parte será utilizada como alimento por los microorganismos (Jara 2009). Estos hechos podrían explicar las diferencias entre los valores obtenidos en el estudio y los encontrados en la bibliografía.

En cuanto al *E. camaldulensis*, cabe mencionar que es una especie de rápido crecimiento y sus rendimientos en producción de madera son variables y dependen del sitio

de plantación. A nivel mundial, en ciertas localidades el crecimiento no supera 12 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, en tanto que, en Chile, los valores van de 8 a 20 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (INFOR-IN-DAP-FIA 2000). En el caso de rendimientos para biomasa, en la India, debido a que los terrenos disponibles para los cultivos dendroenergéticos son tierras muy degradadas, las plantaciones de *Eucalyptus* son manejadas teniendo en consideración mejoramiento genético, fertilización y riego. Los rendimientos alcanzados en *E. camaldulensis* son de 3 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de materia seca, aunque con mejoramiento genético y fertilización se puede alcanzar las 12 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Sudha *et al.* 2003). En Nicaragua, plantaciones de *E. camaldulensis* establecidas en suelos degradados con 1.900 mm año<sup>-1</sup> de precipitación, sin mejoramiento genético ni fertilización, rinden del orden de las 13 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Van den Broek y Van Wijk 1998, Van den Broek *et al.* 2001). Como se puede apreciar, los valores obtenidos en este estudio están dentro del rango de los encontrados en la bibliografía, siendo el manejo intensivo el que produce una mayor cantidad de biomasa. Para la especie se ha reportado un valor de poder calórico de 19,2 MJ kg<sup>-1</sup> (Hobbs *et al.* 2009), igual al valor obtenido en este estudio.

En lo que respecta a *E. tereticornis*, es una especie versátil, de crecimiento rápido ampliamente distribuida por el mundo. Ha sido especialmente exitoso en áreas con lluvias de verano seguidas por una estación seca de moderada a severa (trópicos secos estacionalmente), aunque procedencias de rápido crecimiento adaptadas a las lluvias de invierno también están disponibles en la parte sur de su distribución natural. En Australia, la productividad es considerablemente menor que los mejores rendimientos obtenidos en otros países donde, las medias de los incrementos anuales son muy variados dependiendo de la calidad del sitio, las variables climáticas como la precipitación, procedencia usada, carga animal y manejo de plantaciones. Los incrementos medios anuales presentan rangos de alrededor de 30 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> en el Congo (procedencias del norte de Queensland) descendiendo a 19,8-1,3 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> para las plantaciones de 8 años de edad en la India (Tewari 1992). En ensayos con *E. tereticornis* de 12 años de edad en el nordeste de México, se obtuvieron 7,9 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de madera y 13,7 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de leña (Foroughbakhch *et al.* 1997). En otro estudio en la India, con diferentes densidades de plantación y riego, obtuvieron valores de biomasa que oscilaron entre las 5,5 y 26,2 Mg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (Minhas *et al.* 2015). El poder calorífico de la madera de esta especie presenta valores del orden de las 19,51 MJ kg<sup>-1</sup> (Quirino *et al.* 2005), valor que coincide con el obtenido en este estudio.

En general, los valores de biomasa obtenidos son bajos si los comparamos con otros trabajos, esto puede deberse a que durante la temporada 2012, previa al establecimiento, las precipitaciones fueron solo de 507 mm. Además, durante la temporada de establecimiento (año 2013), las precipitaciones también fueron menores a la media de un año normal (696-926 mm año<sup>-1</sup>) llegando a los 350 mm. Los mayores crecimientos obtenidos en el tratamiento in-

tensivo son esperados ya que las condiciones generadas a la planta son más favorables que en el tratamiento básico. El uso de fertilizantes al establecimiento de plantaciones manejadas intensivamente, partiendo de un adecuado control de malezas, es una herramienta clave para el aumento de la productividad forestal de especies de rápido crecimiento en Chile (Rubilar *et al.* 2008). Sin embargo, es necesario precisar cuál de las medidas de mejoramiento es más efectiva, ojalá apoyado por un diagnóstico preciso de qué factores del suelo (físicos y nutritivos) y clima son determinantes en el crecimiento de las especies en cuestión, para el sitio en que se desee cultivarlas.

*Balance energético.* En todos los supuestos, el balance de energía es positivo, sin embargo, la cantidad de energía potencialmente producida es mayor en el manejo intensivo, aunque la eficiencia energética es mejor en el manejo básico para todas las especies. En la zona mediterránea de Chile, con suelos y clima en general favorables para los eucaliptos seleccionados, es probable que en la primera rotación se hubiera logrado este resultado. Pero, precisando los factores limitantes y ejecutando las mejoras correspondientes, puede lograrse un resultado más eficiente del cultivo. Es importante señalar que el cultivo intensivo de especie forestales de rápido crecimiento, con rotaciones muy cortas, son extremadamente extractivas en nutrientes, con demandas similares a cultivos agrícolas y/o plantaciones tradicionales en fase de crecimiento acelerado. Es por lo anterior que se requeriría de una reingeniería de silvicultura específica de sitio, y se podría considerar el posible uso de especies fijadoras de nitrógeno y/o rotaciones de especies en este tipo de cultivos dendroenergéticos.

Considerando que el área donde se ha desarrollado el estudio es una zona donde la tenencia de la tierra corresponde generalmente a pequeños y/o medianos propietarios que no cuentan con gran cantidad de recursos (especialmente financieros), para ellos, la mejor alternativa sería la de un manejo básico. Faúndez (2003), en un estudio donde compara la misma área de cultivo (10 ha) en diversos regímenes de manejo y con la especie *E. camaldulensis*, concluye que el costo potencial mínimo de producir energía, utilizando regímenes de cultivo no intensivo es como máximo la mitad del costo potencial de los intensivos. Este hecho es alentador, dado la gran área de tierra disponible en el centro de Chile para la silvicultura no intensiva en comparación con la disponible para la silvicultura intensiva.

En bibliografía no se han encontrado trabajos que utilicen esta misma metodología en el cálculo del balance energético de especies del género *Eucalyptus*. Sin embargo, sí existen reportes respecto del cálculo del balance energético de *Populus* spp. y, en este sentido, los resultados obtenidos en esta investigación son comparables con los extraídos en otros estudios (Matthews 2001), que muestran que el cultivo de *Populus deltoides* Marsh. tiene un balance energético positivo. Otros estudios (Matthews 2001, Nonhebel 2002) también tuvieron un balance ener-

gético positivo en el cultivo de *Populus* spp. En ambos casos, el balance neto tuvo una mayor cantidad de energía ya que los estudios se realizaron en condiciones de sitio mejores que las del presente trabajo.

En general, estos resultados confirman la hipótesis planteada, es decir, una mayor inversión energética en el manejo ha servido para superar algunas limitaciones de sitio (fertilidad y compactación), lo que se ve reflejado en una mayor producción de biomasa. Por lo tanto, el balance energético ha sido más positivo en el manejo intensivo que en el caso de un manejo básico de la plantación.

## CONCLUSIONES

El cultivo de especies de *Eucalyptus* adaptadas a zonas de secano puede ser una alternativa viable como fuente de energía renovable, especialmente la especie *Eucalyptus camaldulensis*. Un nivel de manejo intensivo se traduce en una producción de energía mayor, aunque la eficiencia energética es mejor en el nivel de manejo básico para todas las especies. A futuro, se deben realizar estudios más precisos para determinar que factor es el determinante al manejar el suelo y su fertilidad sobre la productividad, así como medidas de conservación para favorecer la infiltración de agua en el suelo, manejar los excedentes y evitar así la erosión. También se debe incluir el transporte de la biomasa a la central y el rendimiento de esta última, además se deben incluir cosechas posteriores, de manera de incorporar la capacidad de rebrote en el balance energético y en la decisión de la especie a elegir para tener una visión global del balance energético de estas especies en zonas de secano.

## REFERENCIAS

- ASTM (American Society for Testing and Materials, US). 1998. ASTM Standards D2015-96: Standard test method for gross calorific value of coal and coke by the adiabatic bomb calorimeter. In American Society for Testing and Materials. Annual Book of ASTM Standards, Section 5, Vol. 05.05. West Conshohocken, PA., USA. p. 239-247.
- Boehmel C, I Lewandowski, W Claupei. 2008. Comparing annual and perennial energy cropping systems with different management intensities. *Agricultural Systems* 96: 224-236. DOI: [10.1016/j.agsy.2007.08.004](https://doi.org/10.1016/j.agsy.2007.08.004)
- Bonari E, A Peruzzi, M Mazzoncini, N Silvestri. 1992. Valutazione energetica di sistema produttivi a diverso livello di intensificazione culturale. *L'Informatore Agrario* 1: 11-25.
- Bonari E, N Silvestri, S Pampana. 1999. Sisco: a practical tool to assess alternative cropping systems' performances. In Proceedings International Symposium Modelling Cropping Systems, Lleida España. p. 285-286.
- Cabrera AM, C Tozzini, S Espinoza, R Santelices, E Bonari. 2014. Cálculo del balance energético de una plantación de *Populus deltoides* clon Lux con fines energéticos en un sitio con ambiente mediterráneo. *Bosque* 35(2): 133-139. DOI: [10.4067/S0717-92002014000200001](https://doi.org/10.4067/S0717-92002014000200001)
- Casanova M, W Lucio, R Maldonado. 2007. Correlación entre

- World Reference Base y Soil Taxonomy para los suelos de la VII región del Maule de Chile. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 7(2): 14-21. DOI: [10.4067/S0718-27912007000200002](https://doi.org/10.4067/S0718-27912007000200002)
- Cromer RN, M Raupach, ARP Clarke, JN Cameron. 1976. Eucalypt plantations in Australia—the potential for intensive production and utilization. In College of Life Sciences and Agriculture, University of Maine. OSLO Biomass Studies. Orono, Australia. p. 29–40.
- Faúndez P. 2003. Potential costs of four short-rotation silvicultural regimes used for the production of energy. *Biomass and Bioenergy* 24(4-5): 373-380. DOI: [10.1016/S0961-9534\(02\)00164-2](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00164-2)
- Foroughbakhch R, LA Háuad, MH Badii, PR Earl. 1997. Establishment and growth of five *Eucalyptus* species in north-eastern Mexico. *Forest, Farm, and Community Tree Research Reports* 2:46-50.
- Hobbs TJ, M Bennell, J Bartle. 2009. Developing Species for Woody Biomass Crops in lower rainfall southern Australia. FloraSearch 3a. Report to the Joint Venture Agroforestry Program (JVAP) and Future Farm Industries CRC. Publication No. 09/043. 242 p.
- INFOR (Instituto Forestal, CL). 2017. Anuario forestal 2017. Santiago, Chile. 188 p. (Boletín estadístico N°159).
- INFOR-INDAP-FIA (Instituto Forestal-Instituto de Desarrollo Agropecuario, Fundación para la Innovación Agraria, CL). 2000. *Eucalyptus camaldulensis* en Chile: Silvicultura, manejo, productividad y rentabilidad. 62 p.
- Jara H. 2009. Biomasa y sus propiedades como combustible. *Revista Celulosa y Papel*. Octubre 2009: 24-28
- Matthews RW. 2001. Modelling of energy and carbon budgets of wood fuel coppice systems. *Biomass and Bioenergy* 21: 1–19. DOI: [10.1016/S0961-9534\(01\)00016-2](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00016-2)
- Minhas P, R Yadav, K Lal, R Chaturvedi. 2015. Effect of long-term irrigation with wastewater on growth, biomass production and water use by *Eucalyptus* (*Eucalyptus tereticornis* Sm.) planted at variable stocking density. *Agricultural Water Management* 52: 151-160. DOI: [10.1016/j.agwat.2015.01.009](https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.01.009)
- Nonhebel S. 2002. Energy yields in intensive and extensive biomass systems. *Biomass and Bioenergy* 22: 159–67. DOI: [10.1016/S0961-9534\(01\)00071-X](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00071-X)
- Nassi o Di Nasso N, W Guidi, G Ragaglini, C Tozzini, E Bonari. 2010. Biomass production and energy balance of a 12-year old short-rotation coppice poplar stand under different cutting cycles. *GCB Bioenergy* 2:89-97. DOI: [10.1111/j.1757-1707.2010.01043.x](https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01043.x)
- Novoa R. 1989. Potencialidad y limitaciones de la agricultura del secano interior chileno. In Riquelme H, J Sotomayor eds. Seminario realidad y perspectivas agropecuarias del secano interior. Serie Quilamapu N°18. Cauquenes, Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Subestación Experimental Cauquenes. p. 9-24.
- Guo L, R Sims, D Horne. 2006. Biomass production and nutrient cycling in Eucalyptus short rotation energy forests in New Zealand. II. Litter fall and nutrient return. *Biomass and Bioenergy* 30: 393–404. DOI: [10.1016/j.biombioe.2005.11.017](https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.017)
- Pérez H. 2001. Estudio tecnológico de la madera del eucalipto en Cajamarca con fines estructurales. In I Congreso Nacional del Eucalipto, Facultad de Ciencias Forestales y del Ambiente de la Universidad Nacional del Centro del Perú (UNDCP).
- Quirino WF, DO Vale, AT Abreu de Andrade, AP Silva, VL Dos Santos. 2005. Poder calorífico da madeira e de materiais lignocelulósicos. *Revista da Madeira* 89: 100-106.
- Rubilar R, T Fox, L Alle, T Albaugh, C Carlson. 2008. Manejo intensivo al establecimiento de plantaciones forestales de *Pinus* sp. y *Eucalyptus* sp. en Chile y Argentina. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* 40: 1-6.
- Santelices R, S Espinoza, A Cabrera. 2015. Especies del género *Eucalyptus* con potencial energético para ser establecidas en el secano Mediterráneo de la Región del Maule. Talca, Chile. Centro de Desarrollo para el Secano Interior, Universidad Católica del Maule. 64 p.
- Scholz V, R Ellerbrock. 2002. The growth productivity, and environmental impact of the cultivation of energy crops on sandy soil in Germany. *Biomass and Bioenergy* 23: 81-92. DOI: [10.1016/S0961-9534\(02\)00036-3](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00036-3)
- Sevigne E, CM Gasol, F Brun, L Rovira, JM Pagés, F Camps, J Rieredevall, X Gabarrell X. 2011. Water and energy consumption of *Populus* spp. bioenergy systems: A case study in Southern Europe. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 15: 1133-1140. DOI: [10.1016/j.rser.2010.11.034](https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.11.034)
- Sudha P, H Somashekhar, S Rao, N Ravindranath. 2003. Sustainable biomass production for energy in India. *Biomass and Bioenergy* 25: 501-515. DOI: [10.1016/S0961-9534\(03\)00085-0](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(03)00085-0)
- Tewari DN, 1992. Monograph on *Eucalyptus*. Dehra Dun, India. Surya Publications. 361 p.
- Van Den Broek R, A Van Wijk. 1998. Generation of electricity with eucalyptus and bagasse in sugar mills in Nicaragua: final report. Rome, Italy. FAO, Utrecht University, Department of Science, Technology and Society.
- Van Den Broek R, L Vleeshouwers, M Hoogwijk, A Van Wijk, W Turkenburga. 2001. The energy crop growth model SILVA: description and application to eucalyptus plantations in Nicaragua. *Biomass and Bioenergy* 21: 335-349. DOI: [10.1016/S0961-9534\(01\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00032-0)
- Wise P, M Pitman. 1981. Nutrient removal and replacement associated with short-rotation eucalypt plantations. *Australian Forestry* 44(3): 142–152. DOI: [10.1080/00049158.1981.10674307](https://doi.org/10.1080/00049158.1981.10674307)

Recibido: 29/08/18  
Aceptado: 08/01/19

## Las empresas forestales comunitarias en la región de la Mariposa Monarca, México: un enfoque empresarial

The community forestry enterprise in Monarch Butterfly Region, Mexico: a business approach

Joel Rodríguez-Zúñiga <sup>a</sup>, Manuel de J González-Guillén <sup>\*\*</sup>, Esteban Valtierra-Pacheco <sup>b</sup>

\* Autor de correspondencia: <sup>a</sup> Colegio de Postgraduados, Postgrado en Ciencias Forestales, Carretera México-Texcoco km 36,5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, CP. 56230, tel.: (52-595)9520246, [manuelg@colpos.mx](mailto:manuelg@colpos.mx)

<sup>b</sup> Colegio de Postgraduados, Postgrado en Desarrollo Rural, Carretera México-Texcoco km 36,5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.

### SUMMARY

The absence of a consensus in the management of a community forestry enterprise can lead to inadequate management, inefficient use of resources and low competitiveness. To reverse this situation, it is important that people work in groups cooperating each other and achieving common goals, based on a set of shared informal norms and values called corporate principles. The objective of this research was to analyze the corporate principles of the forest communal enterprises in the Monarch Butterfly Biosphere Reservoir and their relation to the integration of the forest production chain and the conservation of natural resources. This research used structured and semi-structured surveys, a spatial analysis in a digital platform, and construction of a development index based on multivariate methods. Three enterprises with different levels of integration of the forest production chain were compared. Main findings showed that when the community enterprise integrates more segments into a forest production chain, members have better knowledge of the corporate principles. Forest community enterprises with higher productive integration have higher levels of conservation of their forestry, more economic benefits for their members and generate more social welfare for their community. It is recommended that public policies focused on forest communities should foster corporate culture to integrate adequately production chains of forest community enterprises.

*Key words:* strategic analysis, production chain, forest community, corporate principles, social capital.

### RESUMEN

La ausencia de un consenso en el manejo de una empresa forestal comunitaria puede conducir a una administración inadecuada, a un uso ineficiente de recursos y a una competitividad baja. Para revertir esta situación, es importante que las personas trabajen en grupo, para cooperar entre sí y poder lograr objetivos comunes, sobre la base de un conjunto de normas y valores informales compartidos denominados principios corporativos. El objetivo de esta investigación fue analizar los principios corporativos de las empresas forestales comunitarias de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca y su relación con la integración de la cadena productiva forestal y la conservación de los recursos naturales. La investigación utilizó la encuesta estructurada y semiestructurada; el análisis espacial se realizó en una plataforma digital y la construcción de índices de desarrollo mediante métodos multivariados. Se compararon tres empresas que tenían diferentes niveles de integración de la cadena productiva. Los resultados indicaron que en la medida que las empresas forestales comunitarias integran más eslabones a la cadena productiva, los miembros tienen mayor conocimiento de los principios corporativos. Las empresas forestales comunitarias de la Reserva que tienen mayor integración productiva presentaron mayores niveles de conservación de sus bosques, mayores beneficios económicos para sus miembros y un mayor bienestar social para su comunidad. Se recomienda que las políticas públicas dirigidas a las comunidades forestales fomenten la cultura corporativa para integrar adecuadamente las cadenas productivas de las empresas forestales comunitarias.

*Palabras clave:* análisis estratégico, cadena productiva, comunidad forestal, principios corporativos, capital social.

### INTRODUCCIÓN

En México, las empresas forestales comunitarias (EFC) tienen su origen en el ejido o en la comunidad agraria; estas últimas son organizaciones sociales dueñas de

terrenos forestales de forma comunal que poseen diversos niveles de integración productiva y que producen madera con fines comerciales. Desde la perspectiva administrativa y empresarial, muchas de las empresas forestales comunitarias mexicanas no han sido exitosas debido a la im-

sición de programas gubernamentales de conservación y modelos inadecuados para integrarse a una economía de mercado (Bray 2007). De un total de 584 comunidades forestales que existen en México, son pocas las que se han constituido como empresas forestales comunitarias competitivas que tienen una visión empresarial. Algunos ejemplos sobresalientes de empresas forestales comunitarias en México incluyen: las comunidades agrarias de Ixtlán de Juárez y San Pedro el Alto en el estado de Oaxaca; San Juan Nuevo en Michoacán; el ejido El Balcón en Guerrero, el ejido Pueblo Nuevo en Durango y el ejido El Largo en el estado de Chihuahua (Garibay 2005).

Las empresas forestales comunitarias se rigen por principios éticos que buscan satisfacer las necesidades sociales y medioambientales de sus integrantes y del entorno natural (Maignan y Ferrell 2004). Estas obtienen ganancias a través de su participación en el mercado de bienes y para ello requieren competitividad y una cultura organizacional para poder sobrevivir. La organización de una empresa se basa en fines comunes de sus miembros con valores, creencias, normas y una visión empresarial (Porter 1991). La ausencia de un consenso comunitario en el manejo de los bosques de una empresa forestal comunitaria puede conducir a una administración inadecuada, a un uso ineficiente de recursos y a una competitividad baja. De tal manera, que un elemento fundamental en el manejo de las empresas forestales comunitarias es conocer la percepción de los miembros de la comunidad sobre el modelo de aprovechamiento de los recursos que desean. Esto permitiría maximizar los objetivos sociales realizando un manejo adecuado y competitivo bajo una economía de mercado.

La Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca (RBMM) es el hábitat natural de destino final de la Mariposa Monarca (*Danaus plexippus* L.) que migra desde Canadá. En 1980 fue decretada Zona de Reserva y Refugio de Fauna Silvestre con lo que inició una serie de acciones contrastantes en el manejo de los recursos forestales. Por muchos años, el Estado mexicano excluyó casi completamente a las comunidades forestales para participar en la definición de políticas públicas dirigidas al manejo de los recursos forestales. La mayor parte de las iniciativas gubernamentales fueron impuestas a las comunidades, con poca o ninguna consulta previa a sus integrantes. En 1986, el Estado inicialmente declaró 16.110 ha (en la actualidad tiene una extensión de 56.259 ha) como Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca considerando que sería la mejor opción para el bienestar de sus moradores y para la conservación de los bosques donde hiberna la mariposa monarca. En estos procesos, el Estado no permitió la autogestión de los ejidos y comunidades haciéndolas dependientes de decisiones externas e impidiéndoles una participación efectiva en el manejo de sus recursos forestales (PEF 2001).

El resultado de varias décadas de programas gubernamentales erróneos afectó drásticamente la economía de las comunidades y sus bosques. El culmen de estas políticas erróneas fue la declaratoria de la Reserva de la Biosfera

de la Mariposa Monarca en 1986 y la implementación de varios proyectos productivos que pretendían fomentar la producción forestal sustentable; sin embargo, fracasaron rotundamente y, más aún, la tala ilegal de los bosques se agudizó a partir de la declaratoria (Bray 2007).

La tendencia del gobierno a forzar a las comunidades rurales hacia modelos de “desarrollo” sin considerar la opinión y las expectativas de sus integrantes, ha llevado al fracaso las políticas y proyectos de inversión gubernamental. Ejemplos de proyectos fallidos de políticas públicas en México incluyen al modelo Chontalpa en el estado sureño de Tabasco y el Programa de Desarrollo Rural Integral del Trópico Húmedo que se implementó en muchas regiones del trópico seco y trópico húmedo del país (Murillo 2004).

En México, los estudios sobre el aprovechamiento de los recursos forestales comunitarios se han centrado mayoritariamente en la discusión del funcionamiento de las comunidades forestales, sus procesos organizacionales, en la autogestión y la gobernanza de los recursos naturales comunes. En ellos, se ha revivido la discusión de la famosa disyuntiva planteada por Hardin (1968) sobre la “Tragedia de los Comunes” y que, décadas después, Ostrom (2000) criticó objetivamente ofreciendo alternativas basadas en la gobernanza de recursos naturales de uso común y la construcción de instituciones comunitarias fuertes (Stonehouse y Snowdon 2007). El capital social, por tanto, es determinante para definir los criterios de manejo y organización de la producción forestal, la gobernanza y el desarrollo económico (López *et al.* 2010) los cuales promueven un buen manejo del capital natural y de organizaciones con responsabilidad social. El capital social de una organización o empresa es la capacidad de las personas de trabajar en grupo, para cooperar entre sí y poder lograr determinados objetivos comunes, sobre la base de un conjunto de normas y valores informales compartidos (Fukuyama 2003); en este estudio estos aspectos se identifican como principios corporativos.

Pocos trabajos han analizado a las empresas forestales comunitarias bajo la teoría de la organización empresarial industrial (Antinori 2007), la cual ofrece un marco apropiado para analizar a las organizaciones comunitarias debido a su enfoque hacia la comparación de los beneficios de las distintas opciones de integración de una cadena de producción forestal. Algunos ejemplos de esta visión incluyen el análisis de los costos de transacción y la teoría de los contratos (Antinori 2007), los determinantes de éxito económico de una organización y el análisis estratégico (Torres-Rojo *et al.* 2007), y los principios corporativos (Garibay 2005).

El objetivo de esta investigación es analizar los principios corporativos de las empresas forestales comunitarias comparando la empresa de Anganguero (estado de Michoacán), que tiene un menor grado de desarrollo de la cadena productiva, con las empresas de San Juan Xoconusco (estado de Michoacán) y Agua Bendita (estado de México), bajo la hipótesis de que estas dos últimas evolucionaron

hacia una visión empresarial en congruencia con objetivos de maximizar los beneficios sociales y conservar sus recursos forestales.

## MÉTODOS

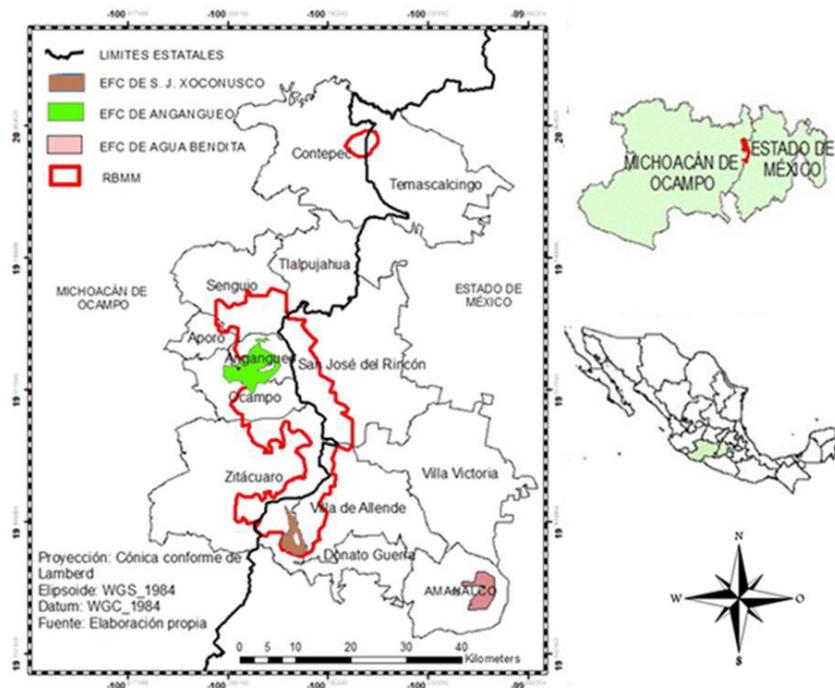
*Área de estudio.* La empresa forestal comunitaria (EFC) de Angangueo (figura 1) cuenta con 310 ejidatarios, tiene una superficie total de 4.196 ha de las cuales, 69 % se ubica dentro de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca. La EFC en el ANP de la Monarca se puede clasificar por el tipo del proceso productivo forestal o cadena productiva forestal (CPF) en: (1) EFC con Producción (producción de planta, mantenimiento y protección) y Abastecimiento; (2) EFC con Producción, Abastecimiento y Transformación; y (3) EFC con Producción, Abastecimiento, Transformación y Comercialización (Rodríguez *et al.* 2018). La EFC de Angangueo tiene el modelo (1) y es el más común en la región del Área Natural Protegida. No cuenta con aserradero u otras formas de industria y está integrada a cadenas comerciales fuera de su control.

La empresa forestal comunitaria de San Juan Xoco-nusco (figura 1) está integrada por 211 ejidatarios quienes han reinvertido parte de sus ganancias para instalar y equipar un aserradero, con apoyo de subsidios y créditos gubernamentales. Esto les permite procesar su materia prima para transformarla en productos escuadrados (*e.g.*, tablas, tablones, polines, vigas, otros). La empresa abarca una superficie de 1.652 ha, de las cuales más del 90 % es

bosque y aproximadamente 97 % se ubica en la Reserva de la Mariposa Monarca. El modelo de cadena productiva de esta empresa incluye la producción (producción de planta, mantenimiento y protección), corte y abastecimiento de la madera, y la industrialización.

Por su parte, la empresa forestal comunitaria de Agua Bendita solo cuenta con 71 ejidatarios y una superficie forestal de 2.218 ha (figura 1). Este ejido lidera la Unión de Ejidos Forestales Emiliano Zapata de Amanalco y se localiza fuera del polígono de la Reserva. Cuenta con bosques, aserraderos y comercializan la madera aserrada directamente a centros de comercialización a través de la Unión de Ejidos. El modelo de cadena productiva forestal de esta empresa es de producción (producción de planta, mantenimiento y protección), corte y abastecimiento, industrialización de la madera y comercialización bajo su control.

*Instrumentos metodológicos de recolección de información.* Se utilizó la observación directa y recorridos en campo, además, se aplicaron encuestas estructuradas, entrevistas semiestructuradas y entrevistas abiertas a diferentes actores como ejidatarios, mesa directiva, técnicos forestales y funcionarios públicos. Con estos instrumentos se obtuvo información cuantitativa (ingresos por la actividad forestal, número de hectáreas forestales aprovechables, edad promedio de ejidatarios, inversión, otras) y cualitativa (grado de organización, aspiraciones, conocimiento de objetivos de la empresa, liderazgo, otras) requerida.



**Figura 1.** Localización geográfica de las tres empresas forestales estudiadas.

Geographical location of the three forestry enterprises studied.

*Determinación y aplicación de la muestra.* Se calcularon los tamaños de muestra (n) para las tres poblaciones de ejidatarios con una fórmula de varianza máxima (Infante y Zárate 2012) (ecuación 1) de 60, 51 y 39 ejidatarios pertenecientes a las empresas forestales comunitarias de Anganguero (N = 310), San Juan Xoconusco (N = 211) y Agua Bendita (N = 71), respectivamente.

$$n = \frac{NZ^2pq}{Nd^2 + Z^2pq} \quad [1]$$

Donde: n = Tamaño de la muestra; N = Tamaño de la población; p = Proporción de la población con una característica binomial; q = 1-p;  $Z^2\alpha$  = Valor de tabla de distribución normal Z (90 %);  $d^2$  = Error absoluto máximo deseado (fijado como una fracción de p) (10 %).

*Impacto de la empresa forestal comunitaria en el manejo y conservación de los recursos.* La valoración ambiental incluyó tres fases:

(a) Percepción de los integrantes de la comunidad forestal sobre la conservación del recurso. En el diseño de la encuesta, se incluyó un conjunto de preguntas referidas al estado de conservación de las zonas de corta realizada en los últimos 10 años; grado de afectación del recurso agua, suelo y vida silvestre por la forma en cómo se realiza la actividad forestal en las áreas de corta; y actividades ilícitas ambientales en los terrenos forestales.

(b) Análisis multicriterio. Se diagnosticó el estado que guardan los recursos naturales de cada comunidad forestal de acuerdo a la opinión y experiencia de funcionarios públicos, técnicos y académicos que tienen alguna relación con dichas empresas por lo que se consideró un grupo interdisciplinario de 10 personas. Los criterios evaluados fueron: El grado de conservación (escala de 1 a 10) e importancia de éstos para la comunidad (1 a 5) en la consecución de proyectos productivos. La información generada se evaluó bajo la metodología de análisis multicriterio (Simon 1979, Prabhu *et al.* 1996) (ecuaciones 2 y 3).

$$Y_j = \frac{\sum_{i=1}^n X_{ij}}{n} \quad [2]$$

Donde:  $X_{ij}$  = Valor del experto i sobre el indicador j ( $0 \leq X \leq 10$ );  $Y_j$  = Valoración promedio del indicador j.

$$EC_R = \sum_{j=1}^m \alpha_j Y_j \quad [3]$$

Donde:  $\alpha_j$  = Ponderación asignada al indicador j ( $0 \leq \alpha \leq 1$ );  $\sum_{j=1}^m \alpha_j = 1$ ;  $EC_R$  = Estado de conservación del recurso natural r, el cual toma valores de 1 a 10 siendo 10 el máximo índice que puede tener la empresa forestal en cuanto a conservación del recurso, y 1 el peor.

(c) Generación de mapas. El análisis de la dinámica de la cubierta vegetal ofrece elementos para proveer evidencias

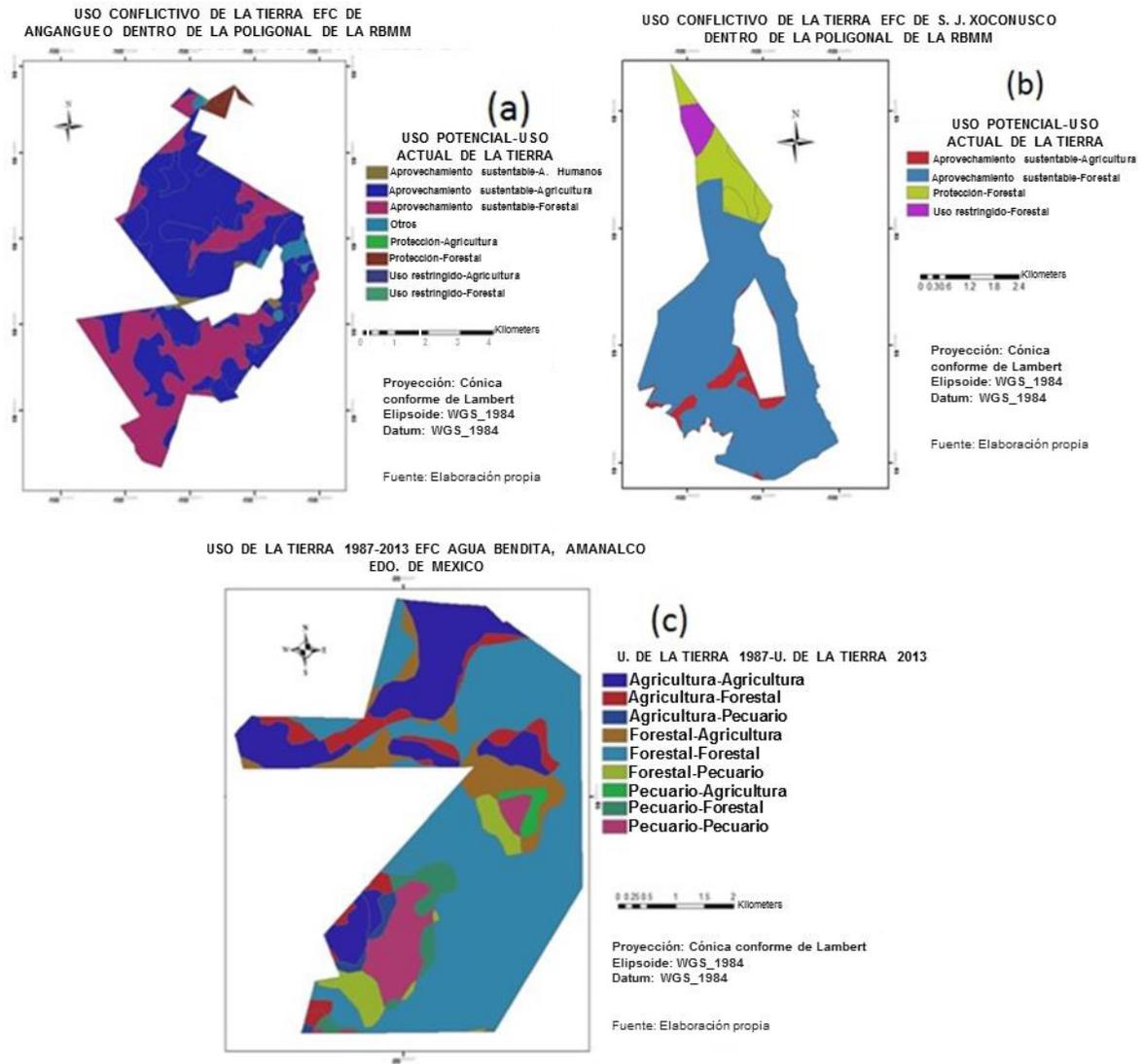
cuantitativas del desempeño de las acciones de manejo y para proyectar tendencias. Las coberturas de bosque se mantienen en las áreas donde se realiza un manejo forestal comunitario con buena organización social (Palacio-Prieto *et al.* 2000, Lambin *et al.* 2001, Velázquez *et al.* 2002, Durán-Medina *et al.* 2007). Se realizaron mapas de conflicto de uso de la tierra para las comunidades forestales de Anganguero y de San Juan Xoconusco, a través de la sobre posición de la capa de uso de suelo 2013 (clasificada en forestal, agrícola, pecuaria y otras) con la capa de uso potencial de la Reserva establecidos en el programa de manejo en el año 2000. La intersección dio como resultado un mapa del uso correcto o incorrecto de la tierra de la poligonal de la Reserva (Duran-Medina *et al.* 2007). Se elaboró un mapa de detección de cambios de uso de la tierra de la Empresa Forestal Comunitaria de Agua Bendita, para ello se superpusieron dos mapas de distintos años (1987 y 2013). Se utilizó el conjunto vectorial de la carta de uso de la tierra y vegetación serie I (1987) y serie V (2013) y se reclasificó para cada uno de ellos en usos forestal, agrícola, pecuario y otros (figura 2). La elaboración de mapas y análisis de datos se realizó con el programa ArcGis® 9-ArcMap TM Versión 9.2.

*Impacto socioeconómico de la integración de la cadena productiva forestal en los miembros de la empresa forestal comunitaria.* La valoración de la parte socioeconómica comprendió tres fases:

(a) Elaboración de un índice de desarrollo local. Se construyó a partir de una base de datos del censo de población y vivienda 2010 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI 2010). El desarrollo social se puede medir a través de los indicadores de desarrollo humano y grado de marginación, este último en México se clasifica en muy alta, alta, media y baja en un intervalo numérico que va de -1,3 a 0,4. En promedio, las comunidades rurales se ubican en intervalos de alta a muy alta marginación (INEGI 2010, CONAPO 2012). La selección de indicadores se ajustó a lo establecido por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD 2014) y de la información disponible por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Se eligieron 23 indicadores que fueron agrupados en las categorías de población, salud, equidad, educación y vivienda.

(b) Aplicación de una encuesta. Se diseñó, construyó, calibró y aplicó una encuesta estructurada que incluyó un conjunto de preguntas dirigidas a los miembros de la empresa a efecto de obtener la información y opiniones de los socios sobre: conocimientos de los objetivos de la empresa, liderazgo, ingresos, mejoramiento de la condición de vida y otros temas.

(c) Análisis socioeconómico *versus* integración de la cadena productiva. La técnica multivariada de componentes principales se utilizó para elaborar un índice. Los componentes principales tienen como objetivos explorar las relaciones hipotéticas entre variables (Cortés y Rubalcava 1993). El componente principal 1 ( $CP_1$ ) explica o resume la estructura subyacente de varianza y covarianza del con-



**Figura 2.** Mapas de uso conflictivo de la tierra de las empresas forestales de Angangueo (A) y San Juan Xoconusco (B), y del comportamiento del uso de tierra de Agua Bendita (1987-2013) (C).

Land use maps in conflict of the forest enterprises of Angangueo (A) and San Juan Xoconusco (B), and of the land use behavior of Agua Bendita (1987-2013) (C).

junto de indicadores (variables) a través de combinaciones lineales de estos por lo que sus valores sirven como parámetros comparativos de mayor, igual y menor. El algoritmo que calcula el índice de desarrollo local (IDL) es representado por el  $CP_1$  para cada comunidad o municipio (Blundell *et al.* 1998). En ese sentido, los IDL obtenidos para cada estudio de caso fueron: Angangueo 540, San Juan Xoconusco 646, y Agua Bendita 640 (ecuación 4).

$$IDL = b_1X_1 + b_2X_2 + b_3X_3 + \dots + b_nX_n \quad [4]$$

Donde: IDL = Índice de desarrollo social;  $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$  = Variables de desarrollo;  $b_1, b_2, b_3, \dots, b_n$  = multiplicadores o valores calculados para cada variable.

## RESULTADOS

*Visión empresarial.* El cuadro 1 muestra que en la región de la Reserva existe una correspondencia entre el conocimiento de los principios corporativos de la comunidad forestal y niveles de integración de la cadena productiva. Cabe recordar que el ejido de Angangueo no ha logrado integrar una cadena productiva porque solo tiene la fase primaria del corte hasta el abasto, mientras que el ejido de San Juan Xoconusco ha integrado la industrialización básica con madera aserrada. Sin embargo, el ejido de Agua Bendita ha integrado una cadena productiva muy completa desde la fase primaria, industrialización y comercialización de productos primarios e industrializados y preside

la Unión de Ejidos Forestales Emiliano Zapata ¿Por qué, entonces, se ha dado esa disparidad en la participación y desarrollo de las EFC a lo largo de la cadena productiva forestal?

Los resultados de la encuesta muestran diferencias significativas entre las tres empresas forestales comunitarias en términos de su capital social y principios corporativos. Los miembros de los ejidos de Angangueo (11 %), San Juan Xoconusco (73 %) y Agua Bendita (77 %) señalaron que sí conocían los objetivos de la empresa forestal comunitaria. En ese mismo orden, los miembros de las empresas tienen la expectativa (10 %, 41 % y 49 %) de que la empresa estará mejor en los diez años próximos. La participación e involucramiento de los miembros de la organización en el proceso de toma de decisiones es un factor fundamental en la creación de una visión empresarial común que les permita trabajar juntos. Sin embargo, 38 % de los miembros de la empresa forestal comunitaria

de Angangueo opinó que nunca participa en la discusión de aspectos relacionados con los recursos forestales, una cantidad alta comparada con el 24 % de San Juan Xoconusco y 8 % de Agua Bendita.

*Impacto de la empresa forestal comunitaria en el manejo y conservación de los recursos.* (a) Percepción de los integrantes de la comunidad forestal respecto a la conservación del recurso. El cuadro 2 resume las frecuencias y porcentajes de la percepción de los miembros de las comunidades forestales referente a: (1) las condiciones de recuperación de las áreas de corta, y (2) el fomento a la conservación del recurso por la forma en cómo se aprovecha el recurso forestal maderable.

(1) Condiciones de recuperación de las áreas de corta. El 29 % de los miembros de Angangueo piensa que sus áreas aprovechadas se encuentran en mal estado.

**Cuadro 1.** Principios corporativos que integran el capital social de las empresas forestales comunitarias.

Corporate principles that integrate social capital of community forestry enterprises.

Preguntas	Percepción	Angangueo (n = 60)		San Juan Xoconusco (n = 51)		Agua Bendita (n = 39)	
		F	%*	F	%*	F	%*
Conocimiento de los objetivos de la empresa forestal comunitaria	Sí los conocen	7	11	37	73	30	77
	Desconocen	53	89	14	27	9	23
Cómo se visualiza la organización hacia el futuro (10 años)	Peor	36	60	16	31	3	8
	Igual	17	28	13	25	9	23
	Mejor	6	10	21	41	19	49
	Mucho mejor	1	2	1	2	8	21
Involucramiento respecto asuntos forestales en las reuniones ejidales	Siempre participa	19	32	22	43	23	59
	Rara vez participa	14	23	15	29	12	31
	Nunca participa	23	38	12	24	3	8
	Son asuntos de la autoridad ejidal	4	7	2	4	1	3
Cómo estaba el ejido hace 10 años	Mejor que ahora	38	63	25	49	8	21
	Igual que ahora	17	28	12	24	15	38
	Peor que ahora	5	9	14	27	16	41
Cuál es la opción que prefiere para el recurso forestal	Aprovechar	20	33	19	37	8	21
	Conservar	35	58	23	45	1	3
	Aprovechar y conservar	5	8	9	18	30	77
Convivencia de la comunidad	Alta	21	35	7	14	12	31
	Media	34	57	39	76	23	59
	Baja	5	8	5	10	4	10
Liderazgo de sus dirigentes	Buena	9	15	10	20	19	49
	Regular	39	65	37	73	17	44
	Mala	12	20	4	8	3	8

\*Valores redondeados; F = frecuencias y n = número de encuestados.

En contraste, el 100 % de los integrantes de San Juan Xoconusco opina que las suyas se encuentran entre regulares a buenas; mientras que el 95 % de los de Agua Bendita considera que sus áreas bajo aprovechamiento van de regulares (21 %), buenas (64 %) y excelentes (10 %). En general, el 64 % de los miembros de Agua Bendita tiene la apreciación más alta de que las áreas de corta recientes se encuentran en buenas condiciones de recuperación, en comparación con el 34 % y 43 %

de Angangueo y San Juan Xoconusco, respectivamente (cuadro 2 y figura 3).

Otro indicador de la responsabilidad social de la comunidad forestal en la conservación del bosque lo constituye la participación de los miembros de la comunidad forestal en acciones destinadas a la recuperación y conservación en las áreas aprovechadas. En ese sentido, las comunidades forestales de San Juan Xoconusco y Agua Bendita son muy parecidas, ambas realizan casi

**Cuadro 2.** Conservación de los recursos naturales por la forma de aprovechar el recurso forestal.

Natural resources conservation by the way to use them.

Empresas forestales comunitarias	Condiciones de recuperación de las áreas de corta			Fomento a la conservación del recurso por la forma en cómo se aprovecha el recurso forestal maderable						
				Respuesta	Agua		Suelo		Vida silvestre	
	Respuesta	F	%		F	%	F	%	F	%
Angangueo	Malas	17	29	Sí	15	26	18	32	17	31
	Regulares	21	36	Poco	3	5	3	5	4	7
	Buenas	20	34	No	38	67	36	63	34	62
San Juan Xoconusco	Malas	0	0	Sí	19	37	25	49	17	33
	Regulares	29	57	Poco	4	8	5	10	6	12
	Buenas	22	43	No	28	55	21	41	28	55
Agua Bendita	Malas	2	5	Sí	37	95	35	90	29	74
	Regulares	8	21	Poco	0	0	2	5	6	15
	Buenas	25	64	No	2	5	2	5	4	10
	Excelente	4	10	-	-	-	-	-	-	-

F = frecuencias.



**Figura 3.** Actividades que la empresa forestal realiza para recuperar las áreas intervenidas.

Activities that the forestry enterprise performs to recover affected areas.

el doble de acciones que Anganguero y diversifican sus acciones en diferentes tareas de recuperación de las áreas perturbadas (figura 3).

(2) Fomento a la conservación del recurso por la forma en cómo se aprovecha el recurso forestal maderable. Los integrantes de las empresas poseen una apreciación de fomento diferente para cada uno de los recursos: agua, suelo y vida silvestre por la actividad forestal. Por ejemplo, para Anganguero: 26 %, 32 % y 31 %; San Juan Xoconusco: 37 %, 49 % y 33 %; y para Agua Bendita: 95 %, 90 % y 74 %, respectivamente. Bajo este indicador, la comunidad forestal de Agua Bendita es la mejor posicionada, seguida de San Juan Xoconusco y Anganguero (cuadro 2).

(b) Opinión de expertos sobre la conservación de los recursos forestales de las comunidades. Los recursos con mayor importancia fueron: El suelo, el agua y el bosque. En contraste, el de menor importancia fue el conocimiento ancestral. En cuanto a la calificación del grado de conservación o variación del recurso: la comunidad forestal de Agua Bendita fue la que mejor ha conservado su bosque y no parece haber sufrido cambios significativos en la variación de su superficie forestal (cuadro 3). En ese sentido, de acuerdo al índice de conservación generado, la comunidad forestal de Agua Bendita fue la más favorecida (8,27), seguida por San Juan Xoconusco (8,18) y Anganguero (7,44)

(c) Análisis espacial. El cuadro 4 muestra los resultados de la superficie de uso agrícola, forestal y de asentamientos humanos que actualmente tiene cada comunidad. Los usos agrícolas y de asentamientos humanos son prohibidos en terrenos bajo aprovechamiento forestal sustentable. La empresa de Anganguero en estos terrenos perdió 1.756,11 ha (disminución de 63,19 %), constituidas por: agricultura 1.729,20 ha y asentamientos humanos 26,91 ha. Por su parte, la empresa de San Juan Xoconusco solo perdió 84,04 ha (disminución de 6,16 %), las cuales utilizó para agricultura.

El cuadro 5 resume matricialmente las diferencias entre el uso de la tierra en 2013 en comparación al tenido en 1987 para la empresa forestal comunitaria de Agua Bendita. Se muestran las superficies estables (valores en la diagonal) y dinámicas (valores no diagonales), así como las probabilidades de mantenerse (diagonales) o de cambio de usos (no diagonales); por ejemplo, la superficie forestal que no cambió de uso de 1987 a 2013 es de 1.182,56 ha, y la probabilidad de que una hectárea de uso forestal se mantenga en el mismo uso es de 86,8 %. Durante ese periodo, la superficie forestal obtuvo una ganancia de 305,19 ha provenientes de terrenos agrícolas (211,10 ha) y pecuarios (94,09 ha). Sin embargo, la superficie forestal también sufrió una pérdida de 179,58 ha, de las cuales 112,90 y 66,68 ha pasaron a tener usos agrícolas y pecuarios, respectivamente.

*Impacto socioeconómico de la integración de las cadenas productivas en las empresas forestales comunitarias.* Más de 50 % de los miembros de las empresas estudiadas per-

**Cuadro 3.** Análisis multicriterio sobre el estado de conservación del recurso forestal en las tres empresas forestales comunitarias.  
 A multi-criteria analysis on the conservation state of forest resources in the three forest community enterprises.

Recurso natural (ponderación = $\alpha$ )	$Y_j = \frac{\sum_{i=1}^n x_{ij}}{n}$			$\sum_{j=1}^m \alpha_j Y_j$		
	ANG	SJX	AGB	ANG	SJX	AGB
Suelo (0,161290323)	6,60	8,00	8,50	1,0645	1,29032	1,3710
Agua (0,161290323)	7,40	8,83	8,50	1,1935	1,42473	1,3710
Flora y fauna (0,096774194)	7,40	8,50	8,00	0,7161	0,82258	0,7742
Bosque (0,129032258)	7,80	8,67	9,17	1,0065	1,11828	1,1828
Belleza escénica (0,096774194)	8,20	7,50	7,83	0,7935	0,72581	0,7581
Variación de la superficie forestal (0,096774194)	6,60	8,00	8,67	0,6387	0,77419	0,8387
Conocimiento ancestral (0,064516129)	7,20	7,00	7,50	0,4645	0,45161	0,4839
Investigación (0,096774194)	8,00	7,67	7,17	0,7742	0,74194	0,6935
Conflicto de uso de suelo (0,096774194)	8,20	8,67	8,33	0,7935	0,83871	0,8065
$\beta = \sum_{j=1}^m \alpha_j Y_j$				7,4451	8,1881	8,2796

ANG = Anganguero; SJX = San Juan Xoconusco; AGB = Agua Bendita;  $Y_j$  = Valor promedio para el recurso  $j$ ;  $\alpha$  = ponderación asignada al recurso  $j$ ;  $\beta$  = índice de conservación.

**Cuadro 4.** Resumen de uso actual *versus* uso potencial de la tierra de las comunidades forestales de Anganguero y San Juan Xoconusco.

Summary of current use *versus* potential land use in the land of the forest communities of Anganguero and San Juan Xoconusco.

Uso potencial (año 2000)	Uso de la tierra (año 2013)							
	Agricultura		Forestal		Asentamientos humanos		Total (Uso potencial)	
	ANG	SJX	ANG	SJX	ANG	SJX	ANG	SJX
Aprovechamiento sustentable	1.729,200	84,04	1.023,00	1.280,10	26,91		2.779,10	1.364,20
Protección	0,305		45,74	184,82			46,04	184,82
Uso restringido	0,026		2,77	55,30			2,79	55,30
Otros							68,64	
<b>Total</b>	<b>1.729,58</b>	<b>84,04</b>	<b>1.071,51</b>	<b>1.520,20</b>	<b>26,91</b>		<b>2.896,57</b>	<b>1.604,30</b>

ANG = Anganguero; SJX = San Juan Xoconusco; AGB = Agua Bendita.

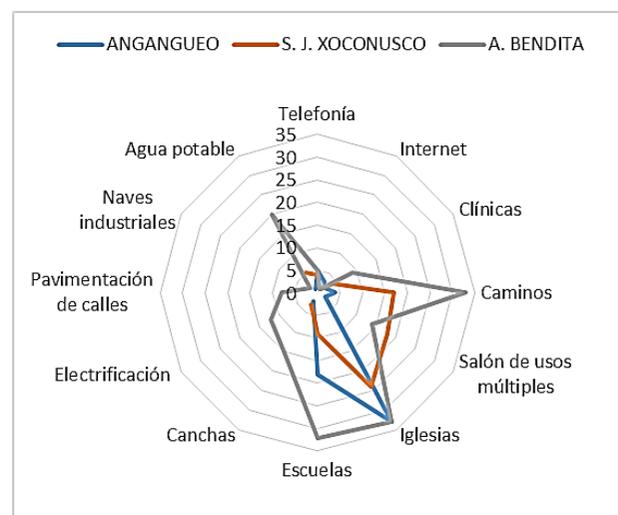
**Cuadro 5.** Matriz de intercambio de uso de la tierra y probabilidades de transición de usos durante el periodo 1987-2013 en la comunidad forestal de Agua Bendita.

Matrix of exchange of land use and probabilities of transition of use during the period 1987-2013 in the forest community of Agua Bendita.

Uso de la tierra 1987	Uso de la tierra 2013					Probabilidad de cambios de uso de la tierra			
	Agrícola	Forestal	Pecuario	Total	%	Agrícola	Forestal	Pecuario	Total
	(ha)	(ha)	(ha)	(ha)		(%)	(%)	(%)	(%)
Agrícola	371,04	211,10	23,07	605,21	27,3	61,3	34,9	3,8	100,0
Forestal	112,90	1.182,56	66,68	1.362,14	61,4	8,3	86,8	4,9	100,0
Pecuario	13,48	94,09	143,61	251,17	11,3	5,4	37,5	57,2	100,0
<b>Total</b>	<b>497,42</b>	<b>1.487,75</b>	<b>233,36</b>	<b>2.218,53</b>	<b>100,0</b>	<b>22,4</b>	<b>67,1</b>	<b>10,5</b>	<b>100,0</b>

ciben que dicha actividad representa menos del 25 % de sus ingresos. Sin embargo, un análisis más detallado de los datos sugiere que la actividad forestal representa una ayuda significativa para los miembros en la medida que se integran verticalmente las empresas forestales comunitarias ya que existe una relación entre ingreso mensual general e ingreso anual por la actividad forestal (relación logarítmica  $r^2 = 0,67$ ). La aseveración se fortalece porque el 27 %, 35 % y 46 % de los encuestados de Anganguero, San Juan Xoconusco y Agua Bendita respectivamente, perciben que la actividad forestal contribuye por encima del 25 % a sus ingresos. La aportación se incrementa en la medida que se integran más eslabones al modelo de la cadena productiva (cuadro 6). Las empresas de Anganguero, San Juan Xoconusco y Agua Bendita aportan 7,4 %, 9,5 % y 18,38 % de los ingresos de la actividad forestal a obra social (cuadro 6).

La figura 4 muestra en una gráfica de radar los porcentajes de inversión destinados a cada tipo de obra. Agua Bendita es la comunidad que más diversifica el apoyo a obras sociales, por ejemplo envía el 99 % de los recursos a los rubros: clínicas (4 %), caminos (18 %), salón de usos



**Figura 4.** Destinos de los recursos procedentes de la empresa forestal hacia obra social.

Destination of resources coming from the forestry enterprise towards social work.

múltiples (8 %), iglesias (19 %), escuelas (18 %), canchas (8 %), electrificación (7 %), pavimentación de calles (4 %), naves industriales (1 %) y agua potable (12 %). En estos mismos rubros para San Juan Xoconusco y Anganguero fueron: San Juan Xoconusco 89 % en: clínicas (3 %), caminos (20 %), salón de usos múltiples (23 %), iglesias (30 %), escuelas (12 %), canchas (1 %) y los demás (0 %); y Anganguero 89 % en: clínicas (3 %), caminos (6 %), salón de usos múltiples (3 %), iglesias (47 %), escuelas (26 %), canchas (3 %), agua potable (1 %) y los demás (0 %). En los tres estudios de caso, la iglesia es la que más apoyo recibe de la actividad forestal porque es la institución

más fuerte dentro de las comunidades ya que congrega las celebraciones tradicionales y fiestas religiosas, por lo que juega un papel importante en la convivencia y cohesión social de la comunidad rural.

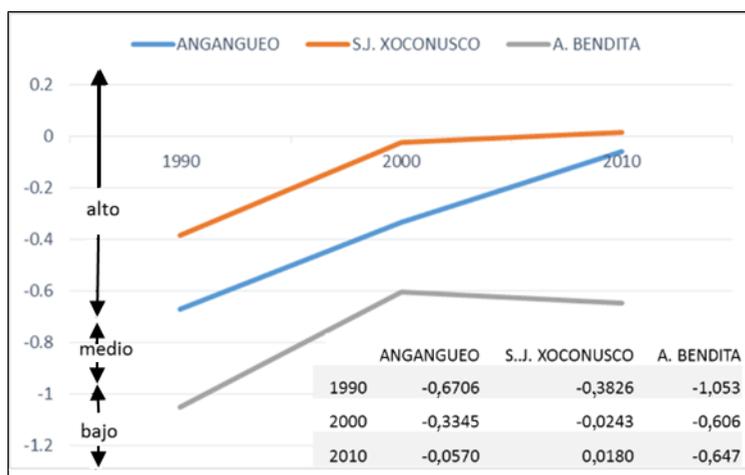
Se calculó el índice de marginación de cada una de las tres comunidades en tres tiempos. Cabe señalar que este índice tiene una connotación negativa, entre mayor sea el valor numérico, peor situación económica tiene una comunidad. En la figura 5 se muestran los valores calculados para los años 1990, 2000 y 2010. Las tres empresas forestales comunitarias estudiadas tuvieron una tendencia similar a empeorar su situación de bienestar entre los años

**Cuadro 6.** Indicadores económicos de las comunidades forestales de estudio.

Summary table of economic indicators of forest communities studied.

Indicador	Anganguero (n=60)		San Juan Xoconusco (n=51)		Agua Bendita (n=39)	
Ingresos anual por actividad forestal	x = 4.500,00 ds = 1.498,2		x = 5.240,00 ds = 3.7022,00		x = 8.420,00 ds = 4.3155,00	
Ingresos mensual general	x = 2.439,10 (ds = 222,7)		x = 3.670,81 (ds = 3.514,6)		x = 4.000,82 (ds = 3.885,6)	
Percepción de mejoramiento de vida por la actividad forestal	Si	54 %	Si	70 %	Si	90 %
	No	46 %	No	30 %	No	10 %
Percepción sobre aportación a la economía familiar	<25 %	73 %	<25 %	65 %	<25 %	54 %
	25 %-50 %	17 %	25 %-50 %	27 %	25 %-50 %	17 %
	>50 %	6 %	>50 %	8 %	>50 %	29 %
	Nada	4 %	Nada	0 %	Nada	0 %
Porcentaje de ingresos de la empresa forestal comunitaria que se destina a obra social	n = 11 x = 7,4 ds = 4,8		n = 28 x = 9,5 ds = 7,9		n = 32 x = 18,51 ds = 7,23	

n = número de la muestra; x = media; ds = desviación estándar.



**Figura 5.** Comportamiento del índice de marginación de las tres empresas estudiadas.

Marginalization index of the three enterprises studied. Source: INEGI (2010).

1990 y 2000. Entre el 2000 y el 2010, solo Agua Bendita disminuyó su marginación social (de -0,606 a -0,647), esto es, que sus condiciones de bienestar mejoraron. San Juan Xoconusco tuvo una ligera caída en su bienestar entre esos mismos años (de -0,0243 a 0,0180). En cambio, Anganguero siguió la misma tendencia negativa mostrada en la década anterior (de -0,3345 a -0,0570) empeorando las condiciones sociales de sus integrantes.

## DISCUSIÓN

Las tres empresas forestales comunitarias estudiadas tienen diferentes niveles de integración en sus cadenas productivas en la región de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca. El estudio permitió identificar las diferencias en la cultura corporativa de sus integrantes que forman su capital social. La empresa forestal comunitaria de Agua Bendita fue la que mayormente integra su cadena y sus integrantes son quienes conocen más los objetivos y los principios empresariales corporativos de la misma. Contrariamente, la empresa de Anganguero se encuentra en ese proceso y sus miembros se conducen con menos principios corporativos empresariales. De aquí, se desprende la interrogante siguiente: ¿Qué fue primero: la integración de la cadena productiva o la cultura corporativa de la empresa forestal comunitaria que desarrollaron sus integrantes? Los datos de campo (conocimiento de objetivos, optimismo, liderazgo, participación y convivencia comunitaria (cuadro 1)) sugieren que la integración de los principios de la cultura corporativa se formó antes que la integración de la cadena productiva y, posteriormente, estos principios continuaron consolidándose con el funcionamiento de los eslabones integrados. Esto concuerda con los hallazgos de Garibay (2005) que señala que no todos los ejidos o comunidades agrarias que tienen bosques han podido desarrollar una empresa forestal comunitaria exitosa a pesar que muchos ejidos recibieron apoyos gubernamentales para adquirir maquinaria para industrializar o para comercializar sus productos porque no pudieron consolidar su capital social bajo los principios corporativos empresariales.

Bray y Merino (2005) mencionan que, en México, la mayor parte de las comunidades forestales se asemejan al ejido de Anganguero donde solo se dedican a la producción forestal y una minoría participa y controla el abastecimiento de madera, asimismo cuestionan que a ejidos como el de Anganguero se les llame empresas comunitarias forestales porque no tienen una verdadera actividad productiva y no llevan un negocio formal. Si se aplica este criterio, estaría en duda denominar a la comunidad de Anganguero como empresa forestal comunitaria, en cambio, se le debería llamar comunidad forestal rentista porque solo cobra una renta a alguien que pueda cortar los árboles de sus tierras. La comunidad de Anganguero muestra una carencia de una visión empresarial, carencia de un liderazgo visionario, la falta de interés y los conflictos internos que no permiten a los miembros trabajar juntos.

En la empresa forestal comunitaria de San Juan Xoconusco se encontró la presencia de principios corporativos empresariales que les permitieron avanzar de la producción primaria y el abasto forestal hacia el eslabón de la transformación; sin embargo, las relaciones comerciales son controladas por agentes económicos externos que les imponen las condiciones de comercialización. Finalmente, la empresa comunitaria forestal de Agua Bendita presentó los niveles más altos de conocimiento y aplicación de los principios corporativos. Los ejidatarios reconocen que el liderazgo visionario tuvo un gran rol en la creación de principios corporativos que permitieron al ejido de Agua Bendita integrar todos los eslabones de la cadena y ser una comunidad líder en la región al presidir la organización de segundo nivel (Unión de Ejidos Forestales Emiliano Zapata) que tiene como principal objetivo comercializar los productos maderables y gestionar apoyos gubernamentales.

Los principios corporativos y la mayor integración de la empresa forestal comunitaria de Agua Bendita se ven reflejados en una mejor calidad de las actividades productivas y la conservación de sus recursos naturales especialmente en las áreas que han sido perturbadas con el corte de madera. En cambio, la comunidad forestal de Anganguero puso menor esfuerzo en conservar sus recursos en las áreas aprovechadas para madera y realizó menos actividades de conservación en el resto de sus bosques. Aquí está claro que la conservación del capital natural, mediante la realización de buenas prácticas de manejo forestal, tiene una relación directa con una mejor organización y una integración vertical de las organizaciones sociales forestales.

El estudio de la dinámica de la cubierta vegetal es un signo evidente de la realización de buenas prácticas de manejo forestal y de tendencias. Los resultados de la investigación muestran que la comunidad de Anganguero tuvo una disminución muy significativa de la superficie del uso de la tierra para aprovechamiento forestal sustentable, (63,2 %) del año 2000 al 2013, a pesar que está dentro del polígono de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca que marca restricciones importantes para realizar actividades productivas, tanto en la zona de amortiguamiento como en la zona núcleo de esta área natural protegida. Por el contrario, la comunidad forestal de Agua Bendita amplió su superficie forestal (4,9 %) recuperándola de zonas destinadas a la agricultura y a la ganadería; además, esta empresa tiene una probabilidad muy alta (86,8 %) de mantener sus terrenos con el uso forestal actual y una probabilidad baja (8,3 %) de que estos cambien a un uso agrícola. Esto es importante si se considera que esta comunidad está fuera del área natural protegida y no está obligada a mantener o incrementar su superficie forestal. Las diferencias se hicieron más evidentes cuando se realizó el cálculo propuesto del índice multicriterio de conservación de los recursos forestales (cuadro 3) en el cual Agua Bendita tuvo el mayor índice, seguido por San Juan Xoconusco y, al final, Anganguero con el índice menor, indicando que a mayor índice, mayor grado de conservación.

Una explicación a estas diferencias se encuentra en el éxito económico logrado por una empresa forestal comunitaria como la de Agua Bendita, que con la producción y venta de sus productos maderables hace que sus integrantes tengan un mayor interés en invertir en recursos bienes de capital y capital humano (factores de producción avanzados) y en conservar su capital natural (factores de producción básicos).

El éxito económico también debe reflejarse tanto en el mejoramiento del ingreso de los socios por la actividad forestal como en las mejoras en la comunidad que al final se traduce en un mejor nivel de vida. Anganguero tuvo el menor ingreso por socio, el menor porcentaje de inversión en obras sociales en la localidad y la percepción más baja en el nivel de vida; San Juan Xoconusco obtuvo los tres indicadores más elevados, mientras que Agua Bendita fue la empresa forestal comunitaria con mayores indicadores de mejoramiento económico. El cálculo de un indicador contrapuesto al anterior permitió corroborar las diferencias entre las tres comunidades, se calculó el nivel de marginación social entre 1990 y 2010 y se observó que Anganguero empeoró significativamente, San Juan Xoconusco también empeoró ligeramente; por el contrario, Agua Bendita disminuyó su índice de marginación social.

Es importante señalar que los recursos económicos generados por la comunidad forestal en la región de la Reserva son significativos para la economía de los miembros. En el estudio realizado se calcularon los ingresos *per capita* de las tres empresas, obteniendo ingresos por \$ 4.500 (US\$ 243,2), \$ 5.240 (US\$ 283,1) y \$ 8.420 (US\$ 455,0) pesos anuales en promedio por la actividad forestal en las comunidades forestales de Anganguero, San Juan Xoconusco y Agua Bendita, respectivamente. En las tres comunidades tuvieron ingresos mayores al ingreso mensual per cápita para una comunidad rural en México que en 2016 fluctuó entre \$ 2.700 (US\$ 145,8) y \$ 6.799 (US\$ 367,0) (CONASAMI 2016). Se observa nuevamente la misma tendencia entre las comunidades forestales estudiadas, los socios de la empresa forestal comunitaria de Agua Bendita, que es la de mayor integración de su cadena productiva, fueron los que tuvieron el mayor ingreso, seguidos de los de San Juan Xoconusco y al final estuvo la de Anganguero.

Las empresas forestales comunitarias además de los beneficios monetarios, también proveen a sus socios otros bienes de consumo como la leña para combustible y productos comestibles (como hongos y herbáceas). Estos apoyan su economía, además de estar íntimamente ligados a sus prácticas culturales tradicionales y vida diaria.

Por su carácter comunitario, las empresas forestales comunitarias estudiadas son un ejemplo de institución que bien puede considerarse con responsabilidad social y ambiental, en la medida que participa en niveles superiores de la cadena productiva forestal. Por un lado, dicho compromiso lo materializa en la aportación de recursos económicos para obras sociales. Y por otro, como lo mencionan Rodríguez *et al.* (2018) la participación de los miembros

de la comunidad en la realización de acciones destinadas para asegurar la recuperación y conservación en las áreas aprovechadas se incrementan en la medida que se integran eslabones a la CPF.

## CONCLUSIONES

En las empresas forestales comunitarias estudiadas de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca existe una correspondencia entre el capital social expresado en el grado de conocimiento de los principios corporativos o cultura empresarial y el grado de integración de la cadena productiva forestal. La empresa forestal comunitaria de Agua Bendita es la que posee mayor cultura empresarial siendo la que ha integrado más eslabones de la cadena productiva forestal; la comunidad de San Juan Xoconusco tiene una integración de la fase primaria y la industrialización y una cultura empresarial en desarrollo; mientras que la comunidad de Anganguero es la que presenta una menor cultura empresarial y la que tiene solo el eslabón de la fase primaria de producción de madera, por lo cual, en sentido estricto, no debería ser considerada empresa forestal comunitaria.

Se concluye que a mayor grado de integración de la cadena productiva, las empresas forestales comunitarias de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca tienden a realizar más y mejores prácticas de conservación del recurso forestal que se expresan en incrementos de la superficie de cubierta forestal de las tierras de las empresas. La comunidad de Anganguero ha sufrido un deterioro importante de sus recursos forestales, en tanto que la empresa de San Juan Xoconusco ha tenido un deterioro mínimo. Por el contrario, la empresa forestal comunitaria de Agua Bendita incrementa su superficie arbolada.

En las empresas comunitarias forestales estudiadas también existe correspondencia directa entre el grado de integración de la cadena productiva y el beneficio económico individual de los socios y el beneficio social para las comunidades.

Por estos hallazgos, se recomienda que las políticas públicas en México fomenten los principios corporativos de las comunidades forestales del capital humano y capital social antes o al mismo tiempo que otorguen apoyos económicos que mejoren los bienes de capital o el capital natural que permitan la integración de una cadena productiva maderable y la formación de verdaderas empresas forestales comunitarias.

## REFERENCIAS

- Antinori C. 2007. Integración vertical en las empresas forestales comunitarias de Oaxaca. In Bray D, L Merino, D Barry eds. Los bosques comunitarios en México. México DF, México. INE-SEMARNAT. p. 303-324.
- Bray D. 2007. El manejo comunitario de los bosques en México: veinte lecciones aprendidas y cuatro senderos para el futuro. In Bray D, L Merino, D Barry eds. Los bosques comunitarios en México. Cd. de México. INE-SEMARNAT. p. 417-434.

- Bray D, L Merino. 2005. La experiencia de las comunidades forestales en México. Veinticinco años de silvicultura y construcción de empresas forestales comunitarias. México DF, México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible A.C. y Fundación Ford. 272 p.
- Blundell R, A Duncan, K Pendakur. 1998. Semiparametric estimation and consumer demand. *Journal of Applied Econometrics* 13: 435-46.
- CONAPO (Consejo Nacional de Población, MX). 2012. Índice de marginación por localidad. Consultado 11 sep. 2016. Disponible en [http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/indices\\_margina/2010/documentoprincipal/Capitulo01.pdf](http://www.conapo.gob.mx/work/models/CONAPO/indices_margina/2010/documentoprincipal/Capitulo01.pdf).
- CONASAMI (Comisión Nacional de Salarios Mínimos, MX). 2016. Boletín de prensa de 11 de diciembre de 2005. Consultado 15 jul. 2016. Disponible en [http://www.conasami.gob.mx/bol\\_salario\\_minimo\\_2016\\_11122015.html](http://www.conasami.gob.mx/bol_salario_minimo_2016_11122015.html).
- Cortés F, RM Rubalcava. 1993. Consideraciones sobre el uso de la estadística en las ciencias sociales. Estar a la moda o pensar un poco. In Méndez I, P González C eds. Matemáticas y Ciencias sociales. México DF, México. Miguel Ángel Porrúa. p. 24-50.
- Durán-Medina E, JF Mas, A Velázquez A. 2007. Cambios en las coberturas de vegetación y usos del suelo en regiones con manejo forestal comunitario y áreas naturales protegidas de México. In Bray D, L Merino, D Barry eds. Los bosques comunitarios en México. México DF, México. INE-SEMARNAT. p. 267-302
- Fukuyama F. 2003. Capital social y desarrollo: la agenda venidera. In Atria R (CEPAL), M Siles (MSU), I Arriagada (CEPAL), LJ Robison (MSU), S Whiteford (MSU) eds. Capital social y reducción de la pobreza en América Latina y el Caribe, en busca de un nuevo paradigma. Santiago, Chile. Comisión Económica para América Latina y El Caribe/Michigan State University. p. 33-48.
- Garibay C. 2005. El dilema corporativo del comunismo forestal. *Desacatos* 23: 251-274.
- Hardin G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162: 1243-48.
- Infante S, GP Zárate de L. 2012. Métodos estadísticos: Un enfoque interdisciplinario. México DF, México. Colegio de Postgraduados. 609 p.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, MX). 2010. Censo de población y vivienda 2010. México. Consultado: 28 feb. 2014. Disponible en [www.inegi.org.mx/prod\\_serv/contenidos/espanol/.../AEGPEF\\_2013.pdf](http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/.../AEGPEF_2013.pdf)
- Lambin E, BL Turner, HJ Geist, SB Agbola, A Angelsen, JW Bruce, OT Coomes, R Dirzo, GFischer, CFolke, PS George, K Homewood, J Imbernon, R Leemans, X Li, EF Moran, M Mortimore, PS Ramakrishnan, JF Richards, H Skånes, W Steffen, GD Stone, U Svedin, TA Veldkamp, C Vogel, J Xu. (2001). The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11(4): 261-269. DOI: [10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- López B, A Velázquez, L Merino. 2010. Explorando los determinantes del buen manejo forestal comunitario. *Interciencia* 35 (8): 560-567.
- Maignan I, OC Ferrell. 2004. Corporate social responsibility and marketing: an integrative framework. *Journal of Academy of Marketing Science* 32(1): 3-19. DOI: [10.1177/0092070303101177](https://doi.org/10.1177/0092070303101177)
- Murillo D. 2004. Falacias de desarrollo sustentable: una crítica desde la metamorfosis conceptual. *Economía, Sociedad y Territorio* 4(16): 635-656.
- Ostrom E. 2000. Social Capital: A fad or a fundamental concept? In P Dasgupta, I Serageldin eds. Social capital a multifaceted perspective. Washington, USA. The World Bank. 78 p.
- Palacio-Prieto JL, G Bocco, A Velázquez, JF Mas, F Takaki, A Victoria, L Luna-González, G Gómez-Rodríguez, J López-García, I Trejo-Vázquez, A Peralta, J Prado-Molina, A Rodríguez-Aguilar, R Mayorga-Saucedo, F González. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: Resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas* 43: 183-203.
- PEF (Poder Ejecutivo Federal, MX). 2001. Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca. México (PDF). Consultado 27 nov. de 2018. Disponible en [http://www.conanp.gob.mx/que\\_hacemos/pdf/programas\\_manejo/monarca.pdf](http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/pdf/programas_manejo/monarca.pdf)
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, US). 2014. Índice de desarrollo humano municipal en México: nueva metodología. Consultado 11 sept. 2016. Disponible en <http://www.mx.undp.org/content/dam/mexico/docs/Publicaciones/PublicacionesReduccionPobreza/Informes-DesarrolloHumano/UNDP-MX-PovRed-IDHmunicipal-Mexico-032014.pdf>
- Porter M. 1991. The competitive advantage of nations. New York, USA. The Free Press. 320 p.
- Prabhu R, CJP Colfer, P Venkatesawatan, LC Tan, R Soekmadi, E Wollenberg. 1996. Criteria and indicators for the sustainable man forests: Phase I final report. Bogor, Indonesia. CIFOR Special Publication. 230 p. DOI: [10.17528/cifor/000393](https://doi.org/10.17528/cifor/000393)
- Rodríguez J, MJ González, E Valtierra. 2018. Análisis estratégico de la cadena productiva forestal en la región de la Reserva de la Biosfera de la Mariposa Monarca. *Madera y Bosques* 24(1): 20-36
- Simon H. 1979. Rational decision making in business organizations. *American Economic Association* 4(69): 493-513. DOI: [10.21829/myb.2018.2411404](https://doi.org/10.21829/myb.2018.2411404)
- Stonehouse G, B Snowdon. 2007. Competitive advantage revisited: Michael Porter on strategy and competitiveness. *Journal of Management Inquiry* 3(16): 256-273.
- Torres-Rojo JM, A Guevara-Sanginés, DB Bray. 2007. La economía de la administración del manejo comunitario forestal en México: un estudio de caso en el Balcón, Tecpan, Guerrero. In Bray D, L Merino, D Barry eds. Los bosques comunitarios en México. México DF, México. INE-SEMARNAT. p. 341-374.
- Velázquez A, JF Mas, JR Díaz-Gallegos, R Mayorga-Saucedo, PC Alcántara, R Castro, T Fernández, G Bocco, E Ezcurra, JL Palacio. 2002. Patronos y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* 62: 21-37.

Recibido: 31/05/18  
Aceptado: 14/01/19



## Modelos de efectos mixtos de altura-diámetro para *Drimys winteri* en el sur (41-43° S) de Chile

Mixed-effects height-diameter models for *Drimys winteri* in the south (41-43° S) of Chile

Christian Salas-Eljatib <sup>a,b,\*</sup>, Patricio Corvalán <sup>c</sup>, Nicolás Pino <sup>a</sup>, Pablo J Donoso <sup>d</sup>, Daniel P Soto <sup>e</sup>

\*Autor de correspondencia: <sup>a</sup> Universidad Mayor, Facultad de Ciencias, Centro de Modelación y Monitoreo de Ecosistemas, José Toribio Medina 29, Santiago, Chile, tel.: +56(2) 25189719, [cseljatib@gmail.com](mailto:cseljatib@gmail.com)

<sup>b</sup> Universidad de La Frontera, Departamento de Ciencias Forestales, Laboratorio de Biometría, Temuco, Chile.

<sup>c</sup> Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Santiago, Chile, [pcorvalanvera@gmail.com](mailto:pcorvalanvera@gmail.com)

<sup>d</sup> Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Instituto de Bosques y Sociedad, Valdivia, Chile, [pdonoso@uach.cl](mailto:pdonoso@uach.cl)

<sup>e</sup> Universidad de Aysén, Departamento de Ciencias Naturales y Tecnología, Coyhaique, Chile, [daniel.soto@uaysen.cl](mailto:daniel.soto@uaysen.cl)

### SUMMARY

*Drimys winteri* is an abundant tree species in the natural forests of Chile, growing as secondary forest of high ecological and economical importance between 41° and 43° S. The height-diameter relationship is key for estimating volume, biomass and for understanding ecological features of tree species. However, there is a lack of research about allometric relationships for this species. We aim at modeling the height-diameter relationship of *D. winteri* by nonlinear mixed-effects models. We used an extensive sample of trees between Llanquihue and Chiloé Provinces in southern Chile. We analyzed several models, and afterwards, assessed to which parameters allocate the random effects. Finally, we modeled these random effects as a function of stand-level variables (e.g., density, basal area). The proposed model has a biologically consistent behavior; its parameters are efficiently estimated because we considered the hierarchical structure of the data and took into account the effect of competition (represented by density and diameter of the mean basal area tree) and site quality (represented by the mean annual increment in dominant height) of the forests where the trees are growing. Our findings showed that the height-diameter allometry of *D. winteri* varies depending on competition and site productivity, two key variables for silvicultural management.

*Key words:* allometry, maximum likelihood, forest ecology, forest dynamics, evergreen.

### RESUMEN

*Drimys winteri* es una especie muy abundante en los bosques naturales de Chile, conformando bosques secundarios de alto rendimiento entre las latitudes 41° y 43° S. La relación altura-diámetro es clave para realizar estimaciones de volumen, biomasa, y para entender características autoecológicas de las especies forestales. Sin embargo, esta relación alométrica ha sido poco investigada para esta especie. El objetivo del presente estudio fue modelar la relación altura-diámetro de *D. winteri* mediante modelos no-lineales de efectos mixtos. Se empleó una amplia base muestral de árboles entre las provincias de Llanquihue y Chiloé en el sur de Chile. Se analizaron diferentes modelos, y posteriormente se evaluó a qué parámetro(s) agregar efectos aleatorios. Finalmente, se modelaron dichos efectos en función de variables agregadas de rodal (e.g., densidad, área basal). Se propone un modelo que: posee un comportamiento biológicamente consistente; sus parámetros son estimados de forma eficiente al considerar la estructura jerárquica de los datos; e incluye el efecto de la competencia (representado por la densidad y diámetro del árbol de área basal media) y la calidad del sitio (representado por el incremento medio anual en altura dominante) de los bosques donde estos árboles crecen. Esto implica que la alometría altura-diámetro de *D. winteri* varía dependiendo de la competencia y productividad del sitio donde crece la especie, dos variables fundamentales de considerar en la toma de decisiones silvícolas.

*Palabras clave:* alometría, máxima verosimilitud, ecología forestal, dinámica de bosques, tipo forestal siempreverde.

## INTRODUCCIÓN

*Drimys winteri* J.R et G. Forster, es una especie arbórea que posee una gran plasticidad ecológica que le permite crecer en la mayor parte de los bosques naturales de Chile, entre los 30° y los 50° S, tanto en la cordillera de la Costa como en la de Los Andes, preferentemente ocupando terrenos húmedos (Larjavaara y Muller-Landau 2013). *Drimys winteri* es una especie pionera que coloniza e invade terrenos desnudos después de cortas e incendios especialmente en la región sur-austral de Chile formando importantes bosques secundarios (Corvalán *et al.* 1987a). Específicamente en la isla de Chiloé y la provincia de Llanquihue en el sur de Chile, *D. winteri* es una de las especies nativas de mayor interés productivo, formando bosques secundarios de un alto potencial de manejo silvícola (Corvalán *et al.* 1987b, Navarro *et al.* 1999).

La relación altura-diámetro de los árboles es muy importante en ecología y manejo de bosques. Esta relación es el resultado de diversos factores que afectan el crecimiento de un árbol, como por ejemplo, el sitio donde crece y la competencia a la cual se ve expuesto. El error y el alto costo de medición de las alturas de los árboles es un tema clásico de la mensura forestal que se resuelve utilizando modelos de regresión empleando el diámetro ( $d$ ) como variable predictora. Los errores de medición son especialmente comunes en rodales de alta densidad como en los renovales de *D. winteri* (St-Onge *et al.* 2004, Larjavaara y Muller-Landau 2013), por lo que es conveniente desarrollar modelos de altura-diámetro ( $h-d$ ) a base de mediciones obtenidas en una submuestra de árboles (Salas y Real 2013, Mehtätalo *et al.* 2015).

La mayoría de los modelos de altura-diámetro para *D. winteri* han sido ajustados en forma local y a base de muestras restringidas. Los modelos de altura-diámetro se han clasificado en: “locales” a los que solamente ocupan como variable predictora a la variable diámetro del árbol; y “generalizados” a los que incluyen además alguna(s) variable(s) de rodal (Temesgen *et al.* 2007, Mehtätalo *et al.* 2015). Todos los modelos de  $h-d$  para *D. winteri* reportados en la literatura son locales y se han desarrollado aplicando modelos estadísticos tradicionales, *i.e.*, regresión lineal mediante el método de los mínimos cuadrados (Corvalán *et al.* 1987b, Navarro *et al.* 1999, Reyes *et al.* 2009). Los modelos locales de  $h-d$  solo son apropiados para predicciones en condiciones de bosque y sitio restringidas. Por el contrario, los modelos generalizados de  $h-d$ , permiten su uso en diferentes condiciones de bosque y sitios, lo cual en el caso de *D. winteri*, que es una especie que crece naturalmente en rodales densos y con una gran amplitud de calidad de sitios, los hace particularmente de interés dado su plasticidad ecológica. Sin embargo, a la fecha no existen estudios al respecto para esta especie.

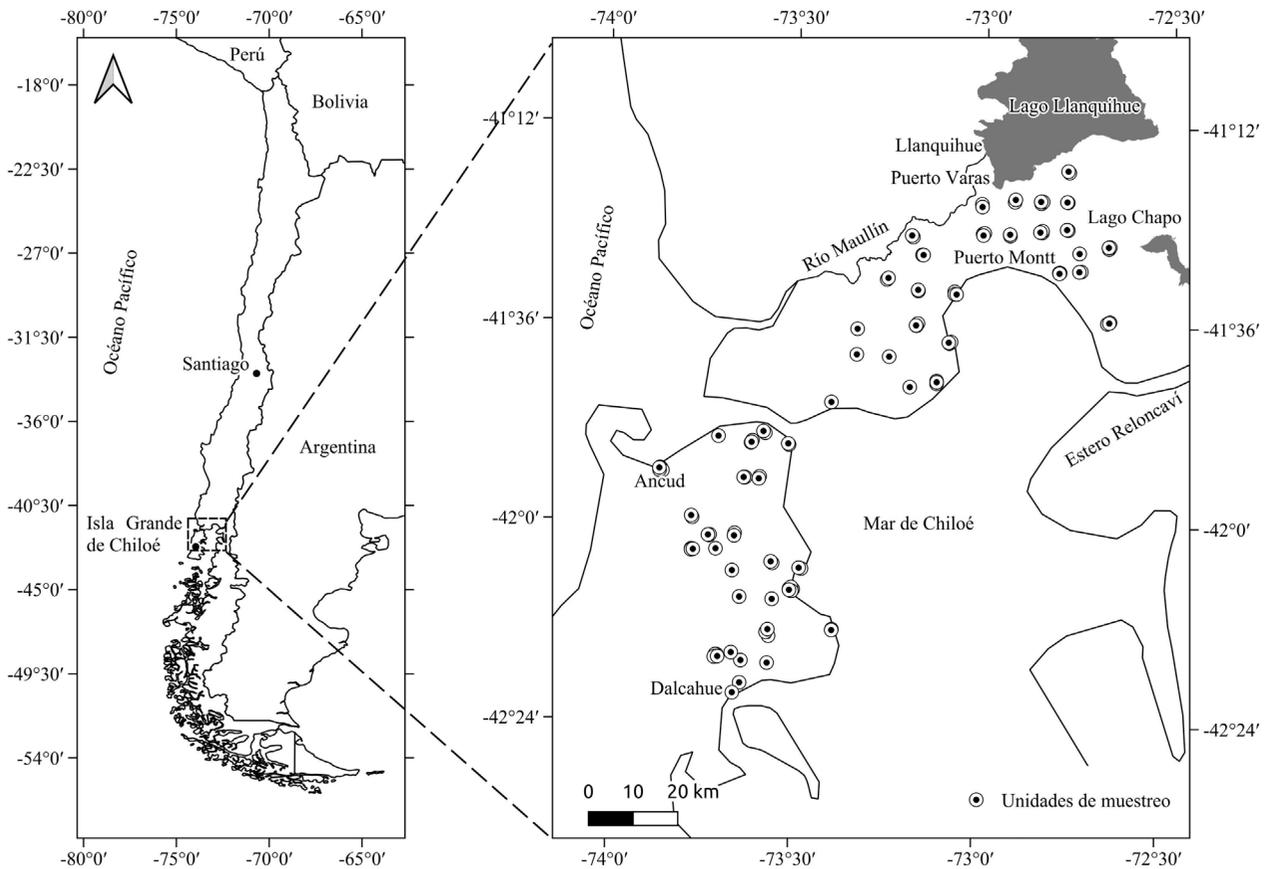
El efecto de variables de rodal y/o sitio en la modelación de la relación altura-diámetro ha sido deficientemente evaluado desde un punto de vista estadístico. Cuando un

modelo generalizado de  $h-d$  se ajusta mediante el método de los mínimos cuadrados (*e.g.*, en Staudhammer y LeMay 2000, Schröder y Álvarez 2001, Trincado y Leal 2006), no se considera la estructura jerárquica de los datos (*i.e.*, árboles anidados a unidades de muestreo), induciendo por lo tanto una correlación que debe ser tomada en cuenta al momento de estimar los parámetros de los modelos y sus respectivos estimadores de varianza. Esto trae problemas de pseudoreplicación (Hurlbert 1984), que no han sido siempre bien reconocidos en la literatura. Una alternativa estadísticamente correcta para representar el efecto de las variables de rodal (*e.g.*, densidad, área basal) y del sitio (*e.g.*, índice de sitio, o nivel de crecimiento medio) en un modelo  $h-d$ , es ajustarlo en un contexto de efectos mixtos (Mehtätalo 2004, Robinson y Wykoff 2004, Mehtätalo *et al.* 2015). El objetivo del presente estudio es modelar el efecto de variables de rodal y sitio en la alometría altura-diámetro de *D. winteri*, mediante un enfoque de efectos mixtos. Los modelos que incluyen estas variables pueden ser de gran apoyo para la toma de decisiones silviculturales tales como la selección de sitio y el control de la competencia.

## MÉTODOS

*Datos.* Se establecieron 122 unidades de muestreo (*i.e.*, parcelas) en bosques no-intervenidos de *D. winteri* en las provincias de Chiloé y Llanquihue en el sur de Chile (figura 1). Dichas unidades fueron establecidas entre los 41° y 43° S por Corvalán *et al.* (1987a) y Donoso *et al.* (2007). La superficie de las parcelas varía entre 100 y 400 m<sup>2</sup>. En cada unidad de muestreo se midieron variables dendrométricas a todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho ( $d$ ) mayor a 5 cm, tales como:  $d$ , especie, posición sociológica, y otras variables. Además, a una submuestra aleatoria de árboles por parcela, se les midió la altura total ( $h$ ) con hipsómetro. El tamaño de la submuestra de altura por parcela fue variable, oscilando entre 3 y 43 árboles. Además, a una submuestra de tres o cinco árboles dominantes (que pertenecen al dosel superior) de cada parcela se les determinó la edad, mediante análisis fustal (Corvalán *et al.* 1987a) o extracción de un tarugo de incremento (Donoso *et al.* 2007), respectivamente. La dispersión entre la altura y el diámetro muestra un amplio rango de variación de la especie en el área de estudio, demostrando la plasticidad ecológica de la especie (figura 2).

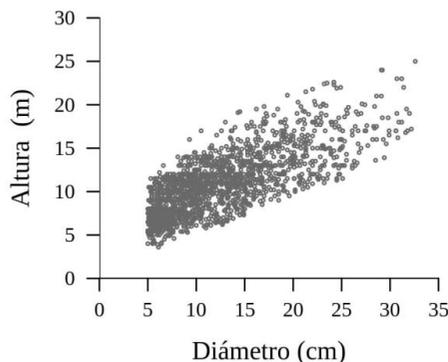
Con la información medida en cada unidad muestral, se calcularon variables a nivel agregado o de estado de rodal, como la densidad ( $N$ , número de árboles), área basal ( $G$ ), diámetro del árbol de área basal media ( $d_g$ ), según lo propuesto por van Laar y Akça (2007). La altura dominante ( $H_d$ ) fue estimada mediante el algoritmo de García y Batho (2005), el cual toma en consideración la superficie de las parcelas, lo cual afecta su estimación. A base de las mediciones de los tarugos de incremento de los árboles dominantes se determinó la edad dominante de la unidad



**Figura 1.** Área de estudio y distribución de las unidades de muestreo (*i.e.*, parcelas) en bosques de *Drimys winteri* en las provincias de Llanquihue y Chiloé, sur de Chile. Nótese que debido a la escala del mapa, existen parcelas que están traslapadas.

Study area and sampling plots distribution in *Drimys winteri* secondary forests in Llanquihue and Chiloé Provinces, in southern Chile. Notice that because of the map scale, some plots are overlapping.

de muestreo ( $E_d$ ), como el promedio de las edades de los árboles dominantes. Finalmente, se obtuvo el incremento medio anual en altura dominante ( $ima_{Hd}$ ), que es el cuo-



**Figura 2.** Dispersión entre la altura y el diámetro para árboles de *Drimys winteri* en las provincias de Llanquihue y Chiloé, en el sur de Chile.

Scatterplot between height and diameter for *Drimys winteri* trees in Chiloé and Llanquihue Provinces, in southern Chile.

ciente entre  $H_d$  y  $E_p$ , como una aproximación a la productividad del sitio (van Laar y Akça 2007). El amplio rango de las variables a nivel individual y de parcela (cuadro 1), así como también su gran variabilidad demuestra lo exhaustivo del muestreo en terreno.

**Modelación.** Primero se seleccionó una ecuación base de altura-diámetro, y en segunda instancia, se empleó dicha ecuación para ajustarlo mediante modelos de efectos mixtos. Para seleccionar la ecuación base, se ajustaron una serie de modelos no-lineales, dentro de los cuales destacan el de Richards (1959) y el de Michaelis-Menten (Bates y Watts 1980, Mehtätalo *et al.* 2015) mediante el método de mínimos cuadrados no-lineales. Luego de una evaluación predictiva y de las características biológicas de estos modelos, *i.e.*, que al menos uno, o la mayoría, de sus parámetros tenga una interpretación directa dimensional (*e.g.*, la asíntota, ver anexo), se seleccionó el modelo de Michaelis-Menten, que se expresa como

$$h_i = 1,3 + \frac{\alpha d_i}{\beta + d_i} + \varepsilon_i, \quad [1]$$

**Cuadro 1.** Estadística descriptiva para las principales variables a nivel de árbol y de rodal. Las variables de árbol son: diámetro ( $d$ ) y altura total ( $h$ ), mientras que las de rodal son densidad ( $N$ ), área basal ( $G$ ), diámetro del árbol de área basal media ( $d_g$ ), edad dominante ( $E_d$ ), e incremento medio anual en altura dominante ( $ima_{Hd}$ ).

Descriptive statistics of tree- and stand-level variables. Tree-level variables are: diameter ( $d$ ) and total height ( $h$ ); meanwhile stand-level variables are: tree density ( $N$ ), basal area ( $G$ ), diameter of the mean basal area tree ( $d_g$ ), dominant age ( $E_d$ ), and mean annual increment of dominant height ( $ima_{Hd}$ ).

Estadístico	Variable						
	Árbol ( $n=1.571$ )		Rodal ( $n=122$ )				
	$d$	$h$	$N$	$G$	$d_g$	$E_d$	$ima_{Hd}$
	(cm)	(m)	(árboles/ha)	(m <sup>2</sup> /ha)	(cm)	(años)	(m/año)
Mínimo	5,0	3,6	1.200	10,7	6,8	14,3	0,16
Media	12,7	11,0	5.121	56,7	12,4	32,8	0,43
Mediana	11,2	10,8	4.525	58,7	11,8	31,0	0,42
Máximo	32,6	25,0	12.800	99,1	28,6	77,7	0,67
CV (%)	47,6	32,6	44,6	34,2	29,1	33,6	28,5

donde:  $h_i$  y  $d_i$  es la altura total y diámetro a los 1,3 m sobre el fuste para la  $i$ -ésima observación, respectivamente;  $\alpha$  y  $\beta$  son parámetros; y  $\varepsilon_i$  es el  $i$ -ésimo error aleatorio del modelo con distribución Gaussiana con media 0 y varianza  $\sigma_\varepsilon^2$ .

Este modelo ha sido ampliamente empleado para estudios de cinética enzimática en reacciones químicas y en estudios del crecimiento de plantas (Kobe 1999). Una de las particularidades de la ecuación [1] es que posee una interpretación biológica de sus parámetros, donde  $\alpha$  representa a la asíntota (*i.e.*, máxima altura) y  $\beta$  al diámetro donde se alcanza la mitad de la asíntota. En el anexo se detalla una demostración matemática al respecto.

En una segunda etapa, y empleando el modelo de Michaelis-Menten como base se ajustaron diferentes modelos de efectos mixtos, en donde se agregaron efectos aleatorios a cada uno de los parámetros-coeficientes de ecuación [1]. Los modelos de efectos mixtos permiten representar la estructura jerárquica de los datos (Pinheiro y Bates 2000, Trincado *et al.* 2007, Salas *et al.* 2007), ya que las alturas individuales son medidas dentro de unidades de muestreo, por lo tanto, existen datos anidados. Se evaluaron diferentes variantes de modelos de efectos mixtos, al agregar efectos aleatorios a uno y/o a todos o diferentes combinaciones de estos. El ajuste se realizó mediante máxima verosimilitud empleando el paquete nlme (Pinheiro *et al.* 2017) de R (R Core Team 2017). Luego de comparar los estadísticos de bondad de ajuste entre las diferentes variantes de modelos de efectos mixtos (cuadro 2), tales como AIC, BIC y test de razón de verosimilitud (Pinheiro y Bates 2000), se seleccionó el siguiente modelo de efectos mixtos como la mejor variante

$$h_{ij} = 1,3 + \frac{(\alpha+a_j)d_{ij}}{(\beta+b_j)+d_{ij}} + \varepsilon_{ij}, \quad [2]$$

$$a_j \sim N(0, \sigma_a^2); \quad b_j \sim N(0, \sigma_b^2); \quad \varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2),$$

donde:  $h_{ij}$  y  $d_{ij}$  es altura y diámetro para el  $i$ -ésimo árbol en la  $j$ -ésima parcela, respectivamente;  $\alpha$  y  $\beta$  son parámetros;  $a_j$  y  $b_j$  son efectos aleatorios a nivel de parcela y  $\varepsilon_{ij}$  es el error aleatorio del modelo.

El modelo [2] se ajustó además considerando una varianza de los residuales diferente para cada clase de la variable incremento medio anual (*i.e.*, cuatro clases definidas por los cuartiles de la variable,  $ima_{Hd}$ ) y fuente de datos, tal como lo aplicaron Salas *et al.* (2008).

Finalmente, se modelaron los efectos aleatorios en función de variables de estado de rodal que representan la densidad de los bosques (*e.g.*,  $N$ ,  $G$ ,  $d_g$ ) y la calidad

**Cuadro 2.** Estadísticos de bondad de ajuste basados en máxima verosimilitud para tres variantes del modelo de efectos mixtos de la ecuación altura-diámetro de Michaelis-Menten (ecuación [1]). La variante  $\alpha$  es cuando los efectos aleatorios son agregados a dicho parámetro del modelo base, y así sucesivamente para las otras dos variantes. Nótese que la variante  $\alpha$  y  $\beta$  es representada en la ecuación [2]. AIC es el criterio de información de Akaike y BIC es el criterio de información Bayesiano.

Maximum likelihood based statistics of the height-diameter Michaelis-Menten (equation [1]), for three mixed-effects model variants. The  $\alpha$  variant add random effects into that parameter, and so on for the other variants. Notice that the  $\alpha$  and  $\beta$  variant is represented by equation [2]. AIC is the Akaike's information criterion and BIC is the Bayesian information criterion.

Variante	Estadísticos	
	AIC	BIC
$\alpha$	5604,9	5626,3
$\beta$	5724,5	5746,0
$\alpha$ y $\beta$	5587,6	5635,8

del sitio (e.g.,  $ima_{Hd}$ ), debido a su potencial efecto en la alometría altura-diámetro. Para tales efectos, se obtuvieron parámetros del modelo de altura-diámetro a nivel de parcela como sigue,

$$\alpha_j = \hat{\alpha} + \hat{a}_j \quad [3]$$

$$\beta_j = \hat{\beta} + \hat{b}_j \quad [4]$$

donde:  $\hat{\alpha}$  y  $\hat{\beta}$  son parámetros estimados;  $\hat{a}_j$  y  $\hat{b}_j$  son efectos aleatorios predichos por el modelo de efectos mixtos para la  $j$ -ésima parcela.

Se evaluaron diferentes modelos para predecir  $\alpha_j$  y  $\beta_j$  de la forma general,

$$\alpha_j = f(\theta, X_\alpha) + \varepsilon_{\alpha_j} \quad [5]$$

$$\beta_j = f(\phi, X_\beta) + \varepsilon_{\beta_j} \quad [6]$$

donde:  $f(\cdot)$  es un modelo lineal o no-lineal;  $\theta$  y  $\phi$  son vectores de parámetros a ser estimados;  $X_\alpha$  y  $X_\beta$  son matrices de variables predictoras para el modelo [5] y [6], respectivamente; y  $\varepsilon_{\alpha_j}$  y  $\varepsilon_{\beta_j}$  son vectores de errores aleatorios para el modelo de  $\alpha_j$  y  $\beta_j$ , respectivamente.

Estos modelos (ecuaciones [5] y [6]) de efectos aleatorios se denominaron sub-modelos, y se ajustaron mediante mínimos cuadrados, evaluando diferentes potenciales variables predictoras que puedan representar el efecto de la competencia y de la calidad del sitio de los bosques donde se desarrollan los árboles. La selección de los mejores sub-modelos, contempló evaluar el efecto de su predicción en el comportamiento del modelo de altura-diámetro. Para esto se desarrollaron análisis gráficos de comportamiento bajo diferentes niveles de las variables predictoras. Para todos los modelos y sub-modelos ajustados, se calcularon estadísticos de capacidades predictivas como la raíz cuadrada media de las desviaciones, la diferencia agregada, y diferencia absoluta (Salas *et al.* 2010).

## RESULTADOS

La dispersión de la relación altura-diámetro muestra la alta variabilidad de *D. winteri* creciendo en condiciones naturales, así como demuestra la plasticidad ecológica de la especie o la variabilidad genética (figura 2). La mejor variante de modelos de efectos mixtos fue la que considera agregar efectos aleatorios a los dos parámetros de la ecuación de Michaelis-Menten (cuadro 2), es decir un modelo completo (ecuación [2]). Tal como lo sugieren Pinheiro y Bates (2000), se evaluó la sobre-parametrización del modelo de efectos mixtos al analizar la relación entre los efectos aleatorios, no encontrándose evidencia de esta.

La estructura del modelo de efectos mixtos propuesto, implica un efecto de las características de los bosques

donde crecen los árboles en la asíntota del modelo ( $\alpha$  en ecuación [1]) y en el parámetro que determina el diámetro cuando se alcanza la mitad de la asíntota ( $\beta$  en ecuación [1]). Así también el modelo propuesto toma en consideración la estructura jerárquica de los datos, por lo tanto, estimando eficientemente las varianzas de los parámetros estimados del modelo, lo cual es clave para la correcta inferencia estadística.

Luego de analizados una gran variedad de sub-modelos para  $\alpha_j$  y  $\beta_j$  se seleccionó una misma relación funcional para ambos parámetros, la cual fue un modelo lineal del siguiente tipo

$$\alpha_j = \alpha_0 + \alpha_1 ima_{Hd_j} + \alpha_2 d_{g_j} + \alpha_3 N_j + \alpha_4 ima_{Hd_j} d_{g_j} + \varepsilon_{\alpha_j} \quad [7]$$

$$\beta_j = \beta_0 + \beta_1 ima_{Hd_j} + \beta_2 d_{g_j} + \beta_3 N_j + \beta_4 ima_{Hd_j} d_{g_j} + \varepsilon_{\beta_j} \quad [8]$$

donde:  $ima_{Hd_j}$ ,  $d_{g_j}$  y  $N_j$  son el incremento medio anual en altura dominante, diámetro del árbol de área basal media, y densidad para la  $j$ -ésima parcela, respectivamente;  $\alpha_0$ , ...,  $\alpha_4$  y  $\beta_0$ , ...,  $\beta_4$  son parámetros, y  $\varepsilon_{\alpha_j}$  y  $\varepsilon_{\beta_j}$  son errores aleatorios de los sub-modelos de  $\alpha_j$  y  $\beta_j$ , respectivamente.

El ajuste de estos sub-modelos fueron estadísticamente significativos ( $P < 0,05$ ), y con errores medios de 2,38 (m) y 1,56 (cm) para  $\alpha_j$  y  $\beta_j$ , respectivamente (cuadro 3).

Estos sub-modelos implican que la competencia y la calidad del sitio donde crecen los árboles afectan en forma simultánea a la relación alométrica altura-diámetro. La competencia es representada, en el modelo propuesto, por la densidad y el diámetro medio de los bosques, mientras que la calidad del sitio, por el incremento medio anual en altura dominante. Según los análisis de comportamiento, mayores densidades producen relaciones altura-diámetro de mayor magnitud, es decir, para un mismo diámetro de referencia, un árbol puede alcanzar una altura mayor (figura 3).

Los estadísticos de validación del modelo propuesto, es decir: predicción de  $\alpha$  y  $\beta$  de la ecuación [1] al emplear los valores respectivos para las variables de rodal y sitio de la  $j$ -ésima parcela, y luego calculó del valor predicho para el  $i$ -ésimo árbol dentro de la  $j$ -ésima parcela, muestran una disminución en relación al ajuste del modelo base mediante mínimos cuadrados. En particular la raíz cuadrada media de las diferencias (RMSD) disminuye un 6 % (cuadro 4).

## DISCUSIÓN

Las alturas y diámetros reportadas en esta investigación, se encuentran dentro del rango esperado para el área de estudio, con alturas máximas de 25 m y diámetros inferiores a 100 cm (Donoso *et al.* 2006). Si bien los valores máximos de estas variables son menores a los reportados para otras especies del bosque nativo chileno, por ejemplo, para especies del género *Nothofagus* (Salas y Real 2013), son valores típicos para *D. winteri* en bosques de segundo crecimiento (Corvalán *et al.* 1987b, Navarro *et al.* 1999,

Soto y Donoso 2006). La gran variabilidad de las alturas que *D. winteri* puede alcanzar para un mismo diámetro demuestra la plasticidad de la especie para crecer en diferentes condiciones de sitio y de competencia.

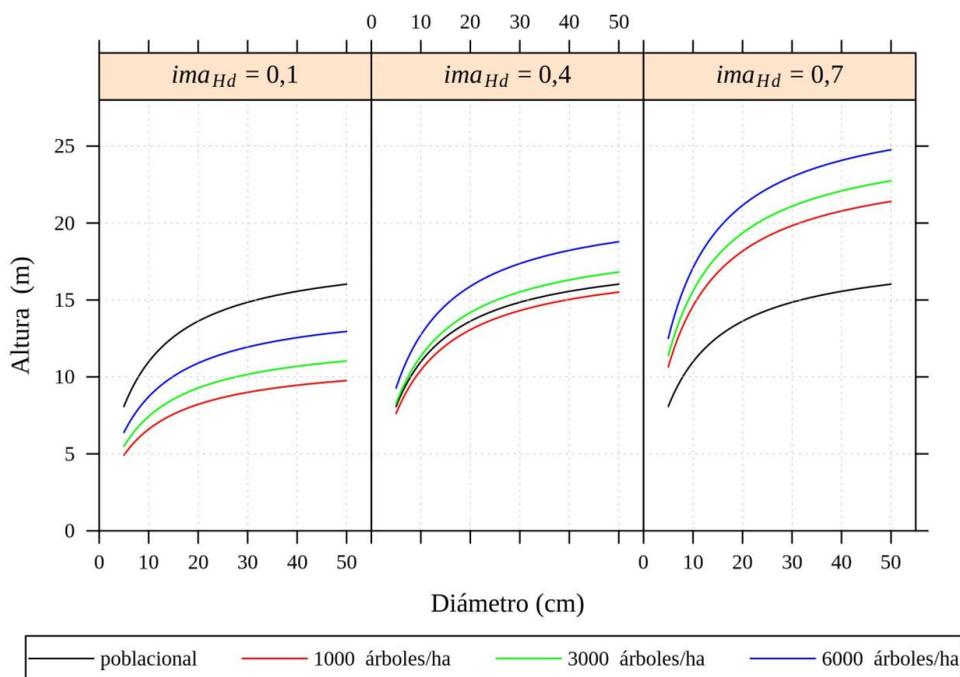
En general, para representar el efecto de variables de rodal y/o de sitio en modelos de altura-diámetro, se han ajustado modelos mediante el método de mínimos cuadrados (Staudhammer y LeMay 2000, Trincado y Leal 2006),

lo que tiende a sobreestimar el efecto o la importancia estadística de las variables de rodal debido a la pseudoreplicación (Hurlbert 1984). En cambio, en el presente estudio, se analizó el efecto de variables de rodal mediante modelos de efectos mixtos, lo cual permite asignar eficientemente el efecto de dichas variables en la jerarquía correspondiente. Hubo una mejora en el ajuste empleando efectos mixtos, donde los estadísticos de bondad y de validación disminu-

**Cuadro 3.** Parámetros estimados del modelo de altura-diámetro de efectos mixtos (ecuación [2]) y sub-modelos para predecir  $\alpha_j$  (ecuación [7]) y  $\beta_j$  (ecuación [8]).

Estimated parameters of the mixed-effects height-diameter model (equation [2]) and sub-models  $\alpha_j$  (equation [3]) and  $\beta_j$  (equation [4]).

Modelo	Parámetros estimados					
Altura-diámetro (ecuación [2])	$\hat{\alpha}$	$\hat{\beta}$		$\hat{\sigma}_a$	$\hat{\sigma}_b$	$\hat{\sigma}_\varepsilon$
	16,94	7,53		4,71	2,61	1,14
Submodelo						
$\alpha_j$ (ecuación [7])	$\hat{\alpha}_0$	$\hat{\alpha}_1$	$\hat{\alpha}_2$	$\hat{\alpha}_3$	$\hat{\alpha}_4$	$\hat{\sigma}_\varepsilon$
	4,66	-15,19	0,15	$7,31 \times 10^{-4}$	2,46	2,37
$\beta_j$ (ecuación [8])	$\hat{\beta}_0$	$\hat{\beta}_1$	$\hat{\beta}_2$	$\hat{\beta}_3$	$\hat{\beta}_4$	$\hat{\sigma}_\varepsilon$
	9,69	-5,59	$-4,02 \times 10^{-2}$	$-8,18 \times 10^{-5}$	0,21	1,39



**Figura 3.** Comportamiento del modelo propuesto de altura-diámetro para *Drimys winteri* según diferentes niveles de competencia (representado por la densidad,  $N$ ) y productividad de sitio (representado por el incremento medio anual en altura dominante,  $ima_{Hd}$ ). Para las tres figuras se empleó un diámetro del árbol de área basal media ( $d_g$ ) igual a 15 cm. La curva “poblacional” se refiere al valor esperado del modelo sin considerar los efectos de la competencia y sitio.

Behavior of the proposed height-diameter model for *Drimys winteri* according to competition levels (represented by tree density,  $N$ ) and site quality (represented by mean annual increment in dominant height,  $ima_{Hd}$ ). We used a diameter of the mean basal area tree ( $d_g$ ) of 15 cm. The “population” curve represents the expected value of the model without considering the competition and site effects.

**Cuadro 4.** Estadísticos de capacidades predictivas para modelo base (ecuación [1]) y modelo de efectos mixtos (ecuación [2]), con efectos aleatorios predichos según los sub-modelos  $\alpha_j$  (ecuación [7]) y  $\beta_j$  (ecuación [8]). RMSD representa la raíz cuadrada media de las diferencias, DA a la diferencia agregada (o error medio), y DAA a la diferencia media absoluta.

Statistics of prediction capabilities for the base model (equation [1]) and the mixed-effects model (equation [2]), with predicted random-effects from submodels  $\alpha_j$  (equation [3]) and  $\beta_j$  (equation [4]). RMSD is the root mean square differences; DA is the aggregated difference (or average error); and DAA the aggregated of the absolute value differences.

Modelo altura-diámetro	Estadísticos					
	RMSD		DA		DAA	
	m	%	m	%	m	%
Base	2,4	21,7	0,02	0,2	1,9	17,5
Propuesto	1,7	15,7	-0,20	-2,0	1,3	12,3

yeron en comparación al ajuste por mínimos cuadrados. Así también, al definir diferentes escenarios y condiciones para las variables predictoras (figura 2), se logró cubrir el rango de variabilidad de la alometría altura-diámetro.

La relación altura-diámetro de *D. winteri* se ve influenciada por dos grandes factores: la competencia y la calidad de sitio. El efecto de la competencia ha sido representado mayormente a nivel agregado por el número de árboles (Parresol 1992, Zeide y Vanderschaaf 2002, Soares y Tomé 2002) y el área basal (Parresol 1992, Staudhammer y LeMay 2000), y se basa en el hecho que los árboles que crecen en rodales más densos tienden a desarrollarse más en altura que en diámetro, para así competir de mejor forma por la luz. Por lo tanto, esto altera la alometría altura-diámetro, y el modelo propuesto (que depende del número de árboles) así lo representa. El efecto del tamaño medio de los árboles en un bosque, representado por  $d_g$ , tiene que analizarse en relación al diámetro del árbol a ser evaluado. Esto es, si el árbol tiene un diámetro menor al  $d_g$  del bosque, representaría a un árbol que está sometido a mayor competencia que un árbol de área basal media. Por lo tanto, debería considerarse su efecto en el presente modelo, como un tipo de índice de competencia a nivel individual (van Laar y Akça 2007). En los estudios de Mehtätalo (2004), Trincado y Leal (2006) y Mehtätalo *et al.* (2015) se han empleado con éxito también el  $d_g$  como variable de rodal en modelos de *h-d*. Considerando todo lo anterior, el modelo de *h-d* propuesto considera el efecto de la competencia a nivel agregado y a nivel individual, con variables de fácil obtención.

El segundo factor, la calidad del sitio, en modelos *h-d* ha sido representada casi exclusivamente por la altura dominante ( $H_d$ ) del bosque, variable de rodal que se debe calcular (o estimar) a base de mediciones (o estimaciones) de alturas individuales que normalmente provienen de un

modelo *h-d*, por lo tanto, su uso es circular en el contexto del presente estudio. Es por esto que en el presente estudio deliberadamente se excluyó emplear la variable  $H_d$ . Como indicador indirecto de la productividad de un sitio, se empleó al  $ima_{hd}$  que incluso puede ser categorizado en sitios buenos, regulares y malos, para su uso más práctico. Debido a la mayor productividad del sitio, producto de mejores condiciones edáficas, topográficas y climáticas, existe una mayor disponibilidad de recursos para el crecimiento de un árbol, lo cual se traduce en un mayor desarrollo en altura (*i.e.*, efecto positivo). Es importante destacar que el efecto combinado de ambos factores (*i.e.*, competencia y sitio), implica que la competencia produce árboles de mayor altura en sitios de mayor productividad (Pretzsch 2009).

Finalmente, los resultados acá presentados proveen modelos de altura para diferentes sitios cubiertos por bosques secundarios dominados por *D. winteri*, y adicionalmente consideran el efecto de la densidad sobre el crecimiento en altura dentro de sitios de la misma calidad. Este es el primer estudio en Chile que evidencia que la altura de los árboles dominantes es influida por la densidad, con una relación negativa como es de esperar, ya que a menor densidad los árboles pueden asignar menos carbohidratos al crecimiento en altura en favor del desarrollo de las copas y los fustes (Kramer y Koslowski 1960, Lambers *et al.* 2008). Evidencias de este tipo han sido reportadas en otras especies, como por ejemplo en *Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco, en Estados Unidos (Salas *et al.* 2008). Los modelos acá provistos en consecuencia constituyen una herramienta de gran valor para mejorar las estimaciones de crecimiento y productividad de los bosques secundarios dominados por *D. winteri* en Chile, los cuales constituyen una reserva de bosques de alto potencial para el manejo y para el desarrollo forestal especialmente entre los 41° y 43° S (Navarro *et al.* 1999, Navarro y Cabello 2018).

## CONCLUSIONES

La modelación de la alometría altura-diámetro mediante un enfoque de modelos no-lineales de efectos mixtos, permitió representar satisfactoriamente su comportamiento bajo diferentes factores que la afectan. Estos factores son la competencia y la calidad del sitio, los cuales fueron representados por variables predictoras, cuya significancia estadística fue correctamente estimada, dado que el modelo toma en consideración la estructura jerárquica de los datos. Además, el modelo propuesto posee una interpretación ecológica coherente con el conocimiento actual del crecimiento de árboles y, ofrece mejores capacidades predictivas que un modelo de altura-diámetro local.

## AGRADECIMIENTOS

Al proyecto de investigación FIBN 027/2016 y al proyecto FIA 007/84.

## REFERENCIAS

- Bates DM, DG Watts. 1980. Relative curvature measures of nonlinearity. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)* 42(1): 1-25. DOI: [10.1080/03610919408813178](https://doi.org/10.1080/03610919408813178)
- Corvalán P, L Araya, S Blanco, F Cox. 1987a. El Canelo: una alternativa de desarrollo para la X región. Volumen III Metodología. Santiago, Chile. Fondo de Investigación Agraria y Universidad de Chile. 145 p.
- Corvalán P, L Araya, R Calquin, V Loewe, S Niebuhr. 1987b. El Canelo: una alternativa de desarrollo para la X región. Volumen IV Resultados. Santiago, Chile. Fondo de Investigación Agraria y Universidad de Chile. 185 p.
- Donoso C, B Escobar, P Donoso, F Utreras. 2006. *Drimys winteri* J.R et G. Forster. In Donoso C ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 220-232.
- Donoso PJ, DP Soto, RA Bertín. 2007. Size-density relationships in *Drimys winteri* secondary forests of the Chiloe Island, Chile: Effects of physiography and species composition. *Forest Ecology and Management* 239(1-3): 120-127. DOI: [10.1016/j.foreco.2006.11.015](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.11.015)
- García O, Batho A. 2005. Top height estimation in lodgepole pine sample plots. *Western Journal of Applied Forestry* 20(1): 64-68. DOI: [10.1093/wjaf/20.1.64](https://doi.org/10.1093/wjaf/20.1.64)
- Hurlbert SH. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54(2): 187-211. DOI: [10.2307/1942661](https://doi.org/10.2307/1942661)
- Kobe RK. 1999. Light gradient partitioning among tropical tree species through differential seedling mortality and growth. *Ecology* 80(1): 187-201. DOI: [10.2307/176989](https://doi.org/10.2307/176989)
- Kramer PJ, TT Kozlowski. 1960. Physiology of trees. New York, USA. McGraw-Hill. 642 p.
- Lambers H, FS Chapin III, TL Pons. 2008. Plant Physiological Ecology. New York, USA. Springer. 605 p.
- Larjavaara M, H Muller-Landau. 2013. Measuring tree height: a quantitative comparison of two common field methods in a moist tropical forest. *Methods in Ecology and Evolution* 4(9): 793-801. DOI: [10.1111/2041-210X.12071](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12071)
- Mehtätalo L. 2004. A longitudinal height-diameter model for Norway spruce in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 131-140. DOI: [10.1139/x03-207](https://doi.org/10.1139/x03-207)
- Mehtätalo L, S de Miguel, TG Gregoire. 2015. Modeling height-diameter curves for prediction. *Canadian Journal of Forest Research* 45: 826-837. DOI: [10.1139/cjfr-2015-0054](https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0054)
- Navarro C, C Donoso, V Sandoval. 1999. Los renovales de canelo. In Donoso C, A Lara eds. Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Santiago, Chile. Editorial Universitaria. p. 341-377.
- Navarro C, J Cabello. 2018. Caracterización espacial de bosques de segundo crecimiento de *Drimys winteri* en Chile para la determinación exploratoria de áreas de gestión silvicultural. In Donoso P, A Promis, D Soto eds. Silvicultura en Bosques Nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de los Estados Unidos. p. 135-156.
- Parresol BR. 1992. Baldcypress height-diameter equations and their prediction confidence intervals. *Canadian Journal of Forest Research* 22(9): 1429-1434. DOI: [10.1139/x92-191](https://doi.org/10.1139/x92-191)
- Pinheiro J, D Bates, S DebRoy, D Sarkar, the R Core Team. 2017. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3. 1-131.
- Pinheiro JC, DM Bates. 2000. Mixed-Effects Models in S and Splus. New York, USA. Springer-Verlag. 528 p.
- Pretzsch H. 2009. Forest Dynamics, Growth, and Yield. Berlin, Germany. Springer-Verlag. 664 p.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- Reyes R, P Donoso, C Donoso, C Navarro. 2009. Crecimiento de renovales de *Drimys winteri* después de 16 años de aplicados distintos tratamientos de raleo en las cordilleras de Los Andes y de la Costa en Chile. *Bosque* 30(3): 117-126. DOI: [10.4067/s0717-92002009000300001](https://doi.org/10.4067/s0717-92002009000300001)
- Richards FJ. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Journal of Experimental Botany* 10(29): 290-300. DOI: [10.1093/jxb/10.2.290](https://doi.org/10.1093/jxb/10.2.290)
- Robinson AP, WR Wykoff. 2004. Imputing missing height measures using a mixed-effects modeling strategy. *Canadian Journal of Forest Research* 34(12):2492-2500. DOI: [10.1139/x04-137](https://doi.org/10.1139/x04-137)
- Salas C, L Ene, TG Gregoire, E Næsset, T Gobakken. 2010. Modelling tree diameter from airborne laser scanning derived variables: A comparison of spatial statistical models. *Remote Sensing of Environment* 114(6): 1277-1285. DOI: [10.1016/j.rse.2010.01.020](https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.01.020)
- Salas C, P Real. 2013. Biometría de los bosques naturales de Chile: estado del arte. In Donoso P, A Promis eds. Silvicultura en los bosques nativos: avances en la investigación en Chile, Argentina y Nueva Zelanda. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 109-151.
- Salas C, AR Stage, AP Robinson. 2008. Modeling effects of overstory density and competing vegetation on tree height growth. *Forest Science* 54(1): 107-122. DOI: [10.1093/forestscience/54.1.107](https://doi.org/10.1093/forestscience/54.1.107)
- Soto DP, PJ Donoso. 2006. Patrones de regeneración en renovales de *Drimys winteri* en el centro-norte de la Isla de Chiloé: cambios de acuerdo al tamaño y la densidad relativa. *Bosque* 27(3): 241-249. DOI: [10.4067/S0717-92002006000300003](https://doi.org/10.4067/S0717-92002006000300003)
- Schröder J, JG Álvarez. 2001. Comparing the performance of generalized diameter-height equations for maritime pine in Northwestern Spain. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 120: 18-23. DOI: [10.1007/BF02796077](https://doi.org/10.1007/BF02796077)
- Soares P, M Tomé. 2002. Height-diameter equation for first rotation eucalypt plantations in Portugal. *Forest Ecology and Management* 166: 99-109. DOI: [10.1016/S0378-1127\(01\)00674-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00674-0)
- St-Onge B, J Jumelet, M Cobello, C Véga. 2004. Measuring individual tree height using a combination of stereophotogrammetry and lidar. *Canadian Journal of Forest Research* 34(10): 2122-2130. DOI: [10.1139/x04-093](https://doi.org/10.1139/x04-093)
- Staudhammer C, VM LeMay. 2000. Height prediction equations using diameter and stand density measures. *The Forestry Chronicle* 76(2): 303-309. DOI: [10.5558/tfc76303-2](https://doi.org/10.5558/tfc76303-2)
- Temesgen H, ME Goerndt, GP Johnson, DM Adams, RA Monserud. 2007. Forest measurement and biometrics in forest management: Status and future needs of the Pacific Northwest USA. *Journal of Forestry* 105(5): 233-238.
- Trincado G, C Leal. 2006. Ecuaciones locales y generalizadas de altura-diámetro para pino radiata (*Pinus radiata*). *Bosque* 27(1): 23-34. DOI: [10.4067/S0717-92002006000100003](https://doi.org/10.4067/S0717-92002006000100003)
- Trincado G, CL VanderSchaaf, HE Burkhart. 2007. Regional mi-

- ixed-effects height-diameter models for loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations. *European Journal of Forest Research* 126: 253-262. DOI: [10.1007/s10342-006-0141-7](https://doi.org/10.1007/s10342-006-0141-7)
- van Laar A, A Akça. 2007. *Forest Mensuration*. Dordrecht, Netherlands. Springer. 383 p.
- Zeide B, C Vanderschaaf. 2002. The effect of density on the height-diameter relationship. In Outcalt K ed. *Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference*. USDA For. Ser. Gen. Tech. Rep. SRS-48. p. 463-466.

Recibido: 28/06/18

Aceptado: 24/01/19

ANEXO. Demostración matemática del significado de los parámetros del modelo de Michaelis-Menten.

Bajo la hipótesis de que a mayor diámetro, mayor es la altura del árbol, se analiza el modelo mediante el límite como sigue

$$\lim_{d \rightarrow \infty} h = f(d) = \lim_{d \rightarrow \infty} \frac{\alpha d}{\beta + d} \quad [9]$$

$$= \alpha \left\{ \lim_{d \rightarrow \infty} \frac{d \frac{1}{d}}{\beta + d \frac{1}{d}} \right\} \quad [10]$$

$$= \alpha \left\{ \lim_{d \rightarrow \infty} \frac{1}{\frac{\beta}{d} + 1} \right\} \quad [11]$$

$$= \alpha\{1\} = \alpha \quad [12]$$

Por lo tanto,  $\alpha$  es la asíntota del modelo, es decir, el máximo valor posible de  $h$ .

Si se re-escribe el modelo de Michaelis-Menten [9] como

$$h(d) = \alpha \left\{ \frac{d}{\beta + d} \right\} \quad [13]$$

y si en [13]  $d = \beta$ , se tiene que

$$h(d) = \alpha \left\{ \frac{\beta}{\beta + \beta} \right\} \quad [14]$$

$$= \alpha \left\{ \frac{1}{2} \right\} = \frac{\alpha}{2} \quad [15]$$

Por lo tanto,  $\beta$  es el diámetro donde la altura del modelo es la mitad de la asíntota.

## Preliminary assessment of the influence of larvae availability on the foraging behavior of Magellanic woodpeckers

### Evaluación preliminar de la influencia de la disponibilidad de larvas en el comportamiento de forrajeo del carpintero negro

Amy L Wynia <sup>a\*</sup>, Jaime E Jiménez <sup>a,b</sup>

\*Corresponding author: <sup>a</sup> University of North Texas, Department of Biological Sciences, 1704 West Mulberry Street, Denton, TX USA 76203-5017, [amy.wynia@gmail.com](mailto:amy.wynia@gmail.com)

<sup>b</sup> Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile.

#### SUMMARY

The largest South American woodpecker, the Magellanic woodpecker (*Campephilus magellanicus*), as well as its habitat, *Nothofagus* spp. old-growth forests, are declining throughout their range. We mapped beetle larvae in two lenga (*N. pumilio*) trees on Navarino Island, Chile, to better understand prey availability and infer what factors might affect woodpecker foraging behavior. We further compared larvae locations with woodpecker foraging holes to infer prey accessibility. We extracted 35 total larvae from Cerambycidae and Lucanidae families and identified one Cerambycidae (*Microplophorus magellanicus*) and one Lucanidae (*Erichius femoralis*). Maximum woodpecker excavation depths were 71-90 mm; most larval gallery depths were 51-70 mm. Further research should examine tree characteristics associated with accessible larval prey to enable decision makers to make informed decisions for Magellanic woodpeckers' management and conservation.

*Key words:* Cerambycidae, large woodpeckers, Lucanidae, *Nothofagus* forests, southern Chile.

#### RESUMEN

El carpintero sudamericano más grande, el carpintero negro (*Campephilus magellanicus*), así como también su hábitat, los bosques primarios de *Nothofagus* spp., están disminuyendo a lo largo de su rango. En este estudio fueron mapeadas galerías de larvas de coleópteros en dos lengas (*N. pumilio*) en la isla Navarino, Chile, para comprender mejor la disponibilidad de presas e inferir qué factores podrían afectar el comportamiento de forrajeo del carpintero. Además, se compararon las ubicaciones de las larvas con los orificios de forrajeo para inferir la accesibilidad a las presas. Se extrajo un total de 35 larvas de las familias Cerambycidae y Lucanidae y fue identificado un Cerambycidae (*Microplophorus magellanicus*) y un Lucanidae (*Erichius femoralis*). Las profundidades máximas de excavación del carpintero fueron de 71-90 mm; mientras que la mayoría de las profundidades de las galerías de las larvas fueron de 51-70 mm. Se necesita investigación adicional para examinar las características de los árboles asociadas con larvas accesibles. Esto permitirá tomar decisiones informadas para el manejo y conservación de esta especie de carpintero.

*Palabras clave:* Cerambycidae, carpinteros grandes, isla Navarino, Chile, bosques de *Nothofagus* spp.

#### INTRODUCTION

Many large woodpeckers including Black (*Dryocopus martius* (Linnaeus); Gorman 2011), Pileated (*D. pileatus* (Linnaeus); Bull 1987), and Magellanic (*Campephilus magellanicus* (King); Short 1970) feed on xylophagous beetle larvae; yet, there is limited information on how larvae abundance and distribution influence woodpecker foraging behavior. For example, woodpeckers may alter foraging strategies dependent upon size, quality or accessibility of available prey (Bull 1987, Rota *et al.* 2015) and larvae may reduce time spent near a tree's periphery to diminish vulnerability to predation.

As woodpeckers excavate trees in search of larvae, they create openings in bark, providing beetle oviposition sites (Müller *et al.* 2013). Generally, female cerambycids (Cherepanov 1988) and lucanids (Wood *et al.* 1996) lay one egg per gallery. After hatching, larvae create tunnels while feeding on wood, often boring into sapwood and heartwood of living decayed or dead trees (Cherepanov 1988). Larvae frequently remain in this stage for multiple years (Rota *et al.* 2015); often smaller, generally younger larvae are located closer to the bark and larger, likely older larvae, near the tree's center (Koutroumpa *et al.* 2008). Size does not always indicate age, as food quality and quantity can dictate size (Wood *et al.* 1996); however, size

is a reasonable proxy to estimate larval age (Koutroumpa *et al.* 2008). Given the various number of instars and distribution within trees, larval developmental stage likely influences woodpecker foraging strategies.

At approximately 40 cm and 300 g (Short 1970), the Magellanic is the largest, extant woodpecker of South America and its genus; however, it is listed as Endangered or Vulnerable throughout its Chilean distribution (SAG 2015) and is of conservation interest. To our knowledge, no published study has assessed potential woodpecker excavation depth, nor identified from where in the tree structure larvae are extracted, nor which species are available for consumption. Albeit, recent research exists on their habitat selection (*e.g.*, Vergara *et al.* 2016, Soto *et al.* 2017). Here, we provide a first step to assess how larval density and distribution within trees may influence Magellanic woodpecker foraging behavior.

## METHODS

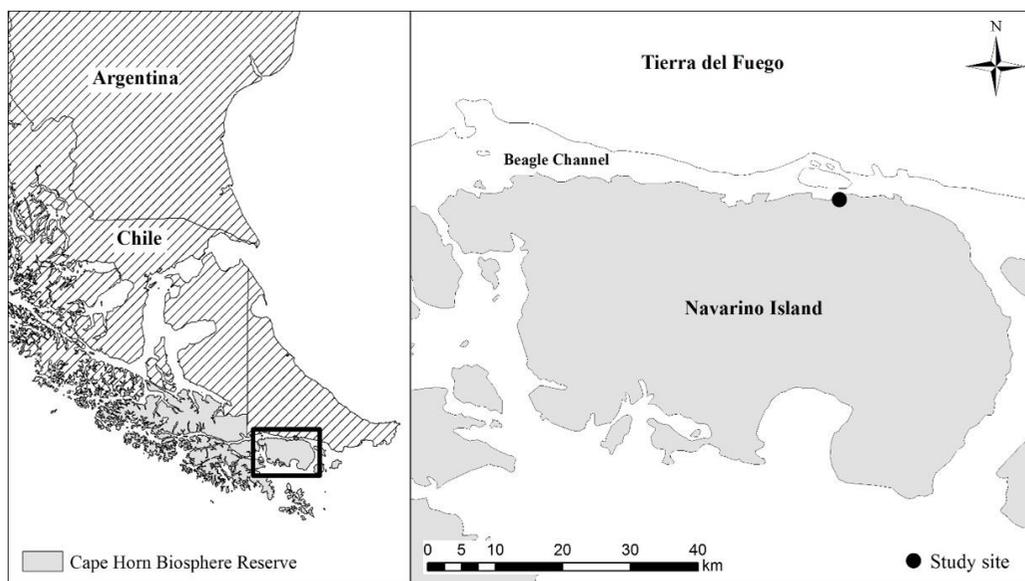
*Study site.* Navarino Island, Chile (54° S, 67° W; figure 1) is part of Cape Horn Biosphere Reserve, an extensive archipelago in the Magellanic sub-Antarctic ecoregion in southern South America. Mainly, three *Nothofagus* spp. are used for foraging by Magellanic woodpeckers: Magellanic coigüe (*N. betuloides* (Mirb.) Oerst.), lenga (*N. pumilio* (Poepp. *et* Endl.) Krasser) and ñirre (*N. antarctica* (G. Forst.) Oerst.) (Rozzi and Jiménez 2014). The Magellanic woodpecker is the only Picidae species inhabiting Navarino.

We collected data with a Corporación Nacional Forestal (CONAF) officer during the austral summer (January-

February) of 2015. As CONAF only selected two trees for our access based upon their management plan, our sample size is limited. Within an old-growth forest stand, we cut boles (*i.e.*, trunks) and branches of two lengas (approximately 200 m apart) into 35-cm sections. We estimated tree height using a clinometer and measured the diameter at breast height (DBH) using a DBH tape. We opportunistically collected larvae and a pupa from a third lenga approximately 50 m from Tree 2 that another CONAF officer independently cut simultaneously. We used photographs of each tree section to determine mean percent decay. Using categories of 5 % (0-5 % 6-10 %, etc.), we averaged visual percent decay estimates of two consecutive sections; we used those values to estimate an overall decay per bole and branch.

We cut one primary branch (growing from the bole, 8.29-m in length) from Tree 1, and one primary branch (4.89 m) and its secondary branch (growing from the primary branch, 2.19 m) from Tree 2, as Magellanic woodpeckers forage from a tree's base to branch tips (Chazarreta *et al.* 2012). We counted number of larval galleries per section and calculated gallery estimates per m<sup>3</sup> for each bole and branch after estimating cumulative bole and branch volumes (m<sup>3</sup>) by measuring bole and branch section dimensions. We assumed each gallery contained one larva (Chepanov 1988); thus, our gallery density is a larval density estimate. However, as one gallery may extend throughout sections, and continuation is difficult to determine, our results likely overestimate larval density. As galleries persist for several years, our estimate is cumulative over time.

For each tree, larvae species richness and density (number per m<sup>3</sup>) were determined, larval burrows identified, and their depths and heights within trees mapped (as



**Figure 1.** Study location on Navarino Island, Chile (54° S, 67° W).

Isla Navarino, Chile (54° S, 67° O), la ubicación de este estudio.

larval burrows are often species specific (Rizzuto 2009)). To better understand larvae diversity available for woodpeckers, we identified taxonomic family by larval body shape. Cerambycidae larvae are straight with a wider thorax, whereas Lucanidae larvae are comma-shaped with a narrower thorax (figure 2A). To determine relative larvae age, we measured body length (mm) and thorax width (mm) with a caliper (Koutroumpa *et al.* 2008). To determine which larvae woodpeckers could reach (*e.g.*, figure 2B), we measured Magellanic woodpecker foraging holes from Tree 1 (N = 28) with a caliper and larval gallery depth from Trees 1 and 2 (N = 82) with a ruler. Gallery exits differed from woodpecker excavations in that insects create small, clean, round exit holes, whereas woodpecker excavations are rough and variable in shape and size.

To identify potential prey species for Magellanic woodpeckers, we collected two pupae and kept them in separate test tubes filled with soft wood mulch from each pupa's tree. Tubes were kept in a dark, dry area in a research laboratory on Navarino. After 30 days, one pupa emerged into an adult. As our sample size is limited, inferential statistics could not be performed. All means are reported with standard errors.

## RESULTS

*Tree characteristics.* Tree 1 was alive, 22 m tall, had a slightly-decayed bole (14 %) and primary branch (28 %), and a DBH of 67.5 cm. Tree 2 was nearly dead, 12 m tall, had a highly-decayed bole (85 %) and primary branch

(72 %) with a slightly-decayed secondary branch (23 %), and 45-cm DBH.

*Coleopteran species richness and density.* By splitting wood sections, we extracted a sample of 20 coleopteran larvae from Tree 1; most belonged to Cerambycidae (N = 15) and few belonged to Lucanidae (N = 5)<sup>1</sup>. Several adult *Erichius femoralis* (Guérin-Méneville)<sup>1</sup> lucanids were found on the bark. We found one cerambycid pupa, though it failed to emerge. Larvae density estimates were 18.01 and 38.17/m<sup>3</sup> for Tree 1's bole and branch, respectively (table 1). We extracted a sample of 10 Cerambycidae

**Table 1.** Number of coleopteran larval galleries, wood volume, and gallery density (number/m<sup>3</sup>) in two lengas (*Nothofagus pumilio*) on Navarino Island, Chile, 2015. \* Br. refers to Branch.

Número de galerías de larvas de coleópteros, volumen de madera y densidad de la galería (número/m<sup>3</sup>) en dos lengas (*Nothofagus pumilio*) en la isla Navarino, Chile, 2015. \*Br. se refiere a la rama.

Tree	Galleries (N)	Volume (m <sup>3</sup> )	Gallery density (number/m <sup>3</sup> )
Tree 1 Bole	50	2.78	18.01
Tree 1 Br.* 1	23	0.60	38.17
Tree 2 Br. 1	9	0.08	119.08
Tree 2 Br. 2	0	0.01	0.00



**Figure 2.** A) Lucanidae (left) and Cerambycidae larvae (right), as determined by body shape. B) i) Magellanic woodpecker (*Campephilus magellanicus*) foraging hole intersecting ii) larval gallery in a lenga (*Nothofagus pumilio*) on Navarino Island, Chile, 2015.

A) Larva de Lucanidae (izquierda) y larva de Cerambycidae (derecha), según lo determinado por la forma del cuerpo. B) i) Agujero de forrajeo de carpintero negro (*Campephilus magellanicus*) intersectando ii) una galería de larva en una lenga (*Nothofagus pumilio*) en la isla Navarino, Chile, 2015.

<sup>1</sup> JE Barriga, personal communication.

larvae from Tree 2's branch. No larvae were found in the bole, as Tree 2 was highly decayed. Larvae density estimates were 119.08 and 0.00/m<sup>3</sup> for branch 1 and 2 of Tree 2, respectively (table 1). We collected 5 Lucanidae larvae and one Cerambycidae pupa from Tree 3. The pupa emerged into a female *Microphorus magellanicus* Blanchard.

*Larvae and gallery measurements.* Cerambycid larvae were 5-40 mm in length ( $\bar{x} = 24.96 \pm 2.06$  mm, N = 25), lucanids were 11-26 mm ( $\bar{x} = 17.70 \pm 1.73$  mm, N = 10). Cerambycid thorax widths were 1-10 mm ( $\bar{x} = 6.16 \pm 0.48$  mm, N = 25), lucanids were 2-5 mm ( $\bar{x} = 3.80 \pm 0.39$  mm, N = 10). Interestingly, 68.3 % (N = 56/82) of larval galleries were 7.1-10.0 m from the ground, whereas only 2.4 % (N = 2/82) occurred below 7 m and 29.3 % (N = 24/82) above 10 m; there was no relationship between gallery height from ground and larvae age (inferred by gallery width) and distance from bark (*i.e.*, depth; figure 3).

*Foraging holes and gallery depth.* Many (*i.e.*, 64.3 %) woodpecker excavations were 10-30 mm in depth ( $\bar{x} = 31.57 \pm 3.56$  mm, N = 28; figure 4).

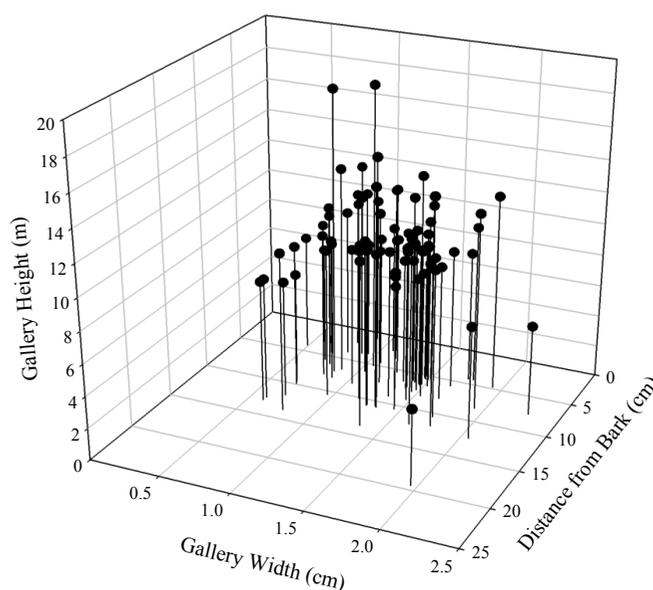
Deepest excavations were 71-90 mm (N = 2). Several (*i.e.*, 25.6 %) gallery depths were 51-70 mm ( $\bar{x} = 70.10 \pm 0.38$  mm, N = 82); greatest depths were 191-210 mm (N = 2; figure 4).

## DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Our initial findings suggest Magellanic woodpeckers likely can extract all larvae within 90 mm of bark,

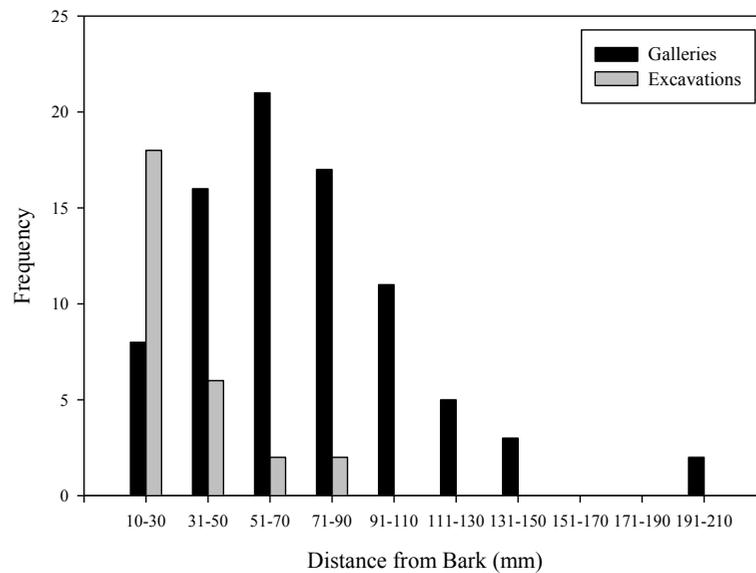
assuming woodpeckers are successful in locating larvae within galleries. Yet, the distribution of woodpecker excavations and gallery depths suggests larvae can burrow farther into wood than woodpeckers can excavate; thus, based upon these data, woodpeckers can reach about 75 % (N = 62/82) of available larvae. Tree diameter is the limiting factor for gallery depth, whereas its morphology limits a woodpecker's excavation depth; although, tree decay is a contributing factor, as woodpeckers can excavate farther in softer wood. However, as these woodpeckers have long, flexible tongues with backward-facing barbs and sticky saliva, assumingly they could retrieve larvae once their excavations connect with galleries. Yet, it is challenging for woodpeckers to obtain prey if galleries are not straight (*e.g.*, curved or t-shaped), as tongues cannot easily conform to these shapes (Villard and Cuisin 2004). Specifically, cerambycid larvae create unidirectional, narrow galleries; therefore, woodpeckers cannot easily bend their tongues to obtain them (Villard and Cuisin 2004). Thus, gallery shape may enable larvae to evade a foraging woodpecker. Particularly for Magellanic woodpeckers, to our knowledge, there are no data available on the percentage that, or at what distance, woodpeckers successfully can extract larvae from galleries with their tongues. Albeit, researchers can measure bill and tongue length to estimate distance.

We identified potential prey for Magellanic woodpeckers in two coleopteran families: Cerambycidae and Lucanidae. We identified one lucanid species, *Erichius femoralis*; this is the only flightless lucanid found in southern Chile (Paulsen 2010). We also identified one cerambycid species, *Microphorus magellanicus*; this is the most



**Figure 3.** Cerambycidae and Lucanidae larvae gallery height from ground (m), width (cm) and distance from bark (cm, N = 82) in lengas (*Nothofagus pumilio*) on Navarino Island, Chile, 2015.

Altura desde el suelo de las galerías de larvas dentro del árbol (m), ancho de las galerías (cm) y distancia de las galerías desde la corteza (cm) para larvas de Cerambycidae y Lucanidae (N = 82) en lengas (*Nothofagus pumilio*) en la Isla Navarino, Chile, 2015.



**Figure 4.** Magellanic woodpecker (*Campephilus magellanicus*) excavation depths (*i.e.*, excavations) from the bark's edge ( $\bar{x} = 31.57 \pm 3.56$  mm,  $N = 28$ ) and coleopteran larval gallery depth (*i.e.*, galleries;  $\bar{x} = 70.10 \pm 0.38$  mm,  $N = 82$ ) in lengas (*Nothofagus pumilio*) on Navarino Island, Chile, 2015.

Profundidades de excavación del carpintero negro (*Campephilus magellanicus*) (es decir, excavaciones) desde el borde de la corteza ( $\bar{x} = 31,57 \pm 3,56$  mm,  $N = 28$ ) y profundidad de galería de larvas de coleópteros (es decir, galerías); ( $\bar{x} = 70,10 \pm 0,38$  mm,  $N = 82$ ) en lengas (*Nothofagus pumilio*) en la isla Navarino, Chile, 2015.

common wood-boring species that infects *Nothofagus* spp. trees on Navarino (Soto *et al.* 2017). As cerambycid larvae varied more in size, they likely were more diverse in age class than lucanids. We observed no clear relationship between gallery height from ground and gallery width or depth, suggesting larvae in various developmental stages could be found throughout the trees; this is likely attributed to weather conditions, oviposition site and larval feeding rate (Koutroumpa *et al.* 2008). Additionally, tree decay stage, DBH, age, species, etc. likely influence larvae location and distribution.

Larger larvae likely provide greater caloric value than smaller larvae for foraging Magellanic woodpeckers, which may affect their foraging habits. Woodpeckers may spend more time and energy attempting to obtain larger, more nutritious prey, or perhaps prey upon smaller, more accessible larvae (Rota *et al.* 2015). Presumably, larvae reduce time spent nearer the tree's surface to increase survival; thus, we suggest adult beetles likely select larger-diameter boles as opposed to smaller boles and branches for oviposition sites to increase potential gallery depth for larvae to escape predation pressure. For example, the bole of Tree 1 contained more galleries than either trees' branches.

Woodpeckers should focus foraging primarily on boles and move to lower-quality branches and smaller boles secondarily. Indeed, Magellanic woodpecker males are dominant over females and immatures (Chazarreta *et al.* 2012); as such, males select the best foraging locations

(*i.e.*, lower on larger boles; Duron *et al.* 2018) and displace less-dominant individuals to lower-quality sites (*i.e.*, branches and tree canopy). Expectedly, dominant males obtain higher caloric value or are more successful when foraging for larvae lower on boles. Yet, in our limited study, only 2.4 % of galleries were located below 7 m; therefore, our two study trees may not be representative of gallery locations within Navarino forests.

As our study trees were approximately 200 m apart, they likely were within one woodpecker family's home range. Magellanic woodpeckers live within family groups of 2-5 individuals with an average home range of 1 km<sup>2</sup> (Ojeda and Chazarreta 2014); therefore, this limited study involved trees that were likely foraged upon and used by one family.

Our sample size is limited; thus, additional research should examine further Magellanic woodpecker prey availability and accessibility. Sample size should be increased and tree characteristics (*e.g.*, decay stage, age, species) considered before sampling. An energetics or optimal foraging study determining prey availability biomass and woodpecker energy expenditure would be informative. Quantitative foraging observations of tree location and foraging time length should be recorded, followed by sampling of that specific tree to identify larvae and gallery locations. These data would provide useful information for land managers to retain a suitable number of trees across stand age, decay class and tree species to support viable populations of woodpeckers and their co-inhabitants.

## ACKNOWLEDGMENTS

We thank M. Gallardo, N. Jordán and J. Rendoll for invaluable field assistance; J. E. Barriga, J. Bednarz, J. Kennedy and the editor and reviewers for draft improvements; R. Crego for figure 1; and Institute of Ecology and Biodiversity grant ICM P05-002, CONICYT grant PFB-23, Partners of the Americas grant, Omora Ethnobotanical Park Foundation, and University of North Texas for providing financial and other support.

## REFERENCES

- Bull EL. 1987. Ecology of the Pileated Woodpecker in northeastern Oregon. *Journal of Wildlife Management*: 472-481. DOI: [10.2307/3801036](https://doi.org/10.2307/3801036)
- Chazarreta L, V Ojeda, M Lammertink. 2012. Morphological and foraging behavioral differences between sexes of the Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*). *Ornitología Neotropical* 23: 529-544.
- Cherepanov AI. 1988. Cerambycidae of northern Asia. v. 1: Prioninae, Disteniinae, Lepturinae, Aseminae.-v. 2: Cerambycinae.-v. 3, pt. 1-3: Lamiinae. New Delhi, Novosibirsk, Russia. DOI: [10.5962/bhl.title.46344](https://doi.org/10.5962/bhl.title.46344)
- Duron Q, JE Jiménez, PM Vergara, GE Soto, M Lizama, R Rozzi. 2018. Intersexual segregation in foraging microhabitat use by Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*): Seasonal and habitat effects at the world's southern-most forests. *Austral Ecology* 43(1): 25-34. DOI: [10.1111/aec.12531](https://doi.org/10.1111/aec.12531)
- Gorman G. 2011. The Black Woodpecker: A monograph on *Dryocopus martius*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain. 184 p. DOI: [10.1525/auk.2012.129.361](https://doi.org/10.1525/auk.2012.129.361)
- Koutroumpa FA, B Vincent, G Roux-Morabito, C Martin, F Lieutier. 2008. Fecundity and larval development of *Monochamus galloprovincialis* (Coleoptera: Cerambycidae) in experimental breeding. *Annals of Forest Science* 65(7): 1-11. DOI: [10.1051/forest:2008056](https://doi.org/10.1051/forest:2008056)
- Müller J, A Jarzabek-Müller, H Bussler, MM Gossner. 2013. Hollow beech trees identified as keystone structures for saproxylic beetles by analyses of functional and phylogenetic diversity. *Animal Conservation* 17(2): 154-162. DOI: [10.1111/acv.12075](https://doi.org/10.1111/acv.12075)
- Ojeda V, L Chazarreta. 2014. Home range and habitat use by Magellanic Woodpeckers in an old-growth forest of Patagonia. *Canadian Journal of Forest Research* 44(10): 1265-1273. DOI: [10.1139/cjfr-2013-0534](https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0534)
- Paulsen MJ. 2010. The Stag Beetles of Southern South America (Coleoptera: Lucanidae). *University of Nebraska State Museum Bulletin* 24(1):1-148.
- Rizzuto S. 2009. Observations on the larval biology in the genus *Calydon* (Coleoptera: Cerambycidae) with new records in Patagonia, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 68: 391-396.
- Rota CT, MA Rumble, CP Lehman, DC Kesler, JJ Millspaugh. 2015. Apparent foraging success reflects habitat quality in an irruptive species, the Black-backed Woodpecker. *Condor* 117(2): 178-191. DOI: [10.1650/condor-14-112.1](https://doi.org/10.1650/condor-14-112.1)
- Rozzi R, JE Jiménez. 2014. Sub-Antarctic Magellanic ornithology, first decade of bird studies at Omora Ethnobotanical Park: Cape Horn Biosphere Reserve. Denton, USA. University of North Texas Press, Punta Arenas, Chile. Universidad de Magallanes. 388 p.
- SAG (Servicio Agrícola y Ganadero, CL). 2015. La ley de caza y su reglamento. Servicio Agrícola y Ganadero, Chile. Consulted 09 Oct. 2018. Available in [http://www.sag.cl/sites/default/files/especies\\_prohibidas\\_de\\_caza\\_2015.pdf](http://www.sag.cl/sites/default/files/especies_prohibidas_de_caza_2015.pdf)
- Short L. 1970. The habits and relationships of the Magellanic Woodpecker. *Wilson Bulletin* 82(1): 115-129.
- Soto GE, CG Pérez-Hernández, IJ Hahn, AD Rodewald, PM Vergara. 2017. Tree senescence as a direct measure of habitat quality: Linking red-edge vegetation indices to space use by Magellanic Woodpeckers. *Remote Sensing of Environment* 193: 1-10. DOI: [10.1016/j.rse.2017.02.018](https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.02.018)
- Vergara PM, GE Soto, D Moreira-Arce, AD Rodewald, LO Menezes, CG Pérez-Hernández. 2016. Foraging behaviour in Magellanic Woodpeckers is consistent with a multi-scale assessment of tree quality. *PLoS ONE* 11(7): e0159096. DOI: [10.1371/journal.pone.0159096](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159096)
- Villard P, J Cuisin. 2004. How do woodpeckers extract grubs with their tongues? A study of the Guadeloupe Woodpecker (*Melanerpes herminieri*) in the French West Indies. *Auk* 121(2): 509-514. DOI: [10.1642/0004-8038\(2004\)121\[0509:hdwegw\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1642/0004-8038(2004)121[0509:hdwegw]2.0.co;2)
- Wood GA, J Hasenpusch, RI Storey. 1996. The life history of *Phalacrognathus muelleri* (Macleay) (Coleoptera: Lucanidae). *Australian Entomologist* 23: 37-48.

Recibido: 07/11/18

Aceptado: 04/02/19

## Variación altitudinal de caracteres fenológicos y crecimiento inicial en condiciones controladas entre poblaciones de *Nothofagus pumilio* provenientes del Centro-Oeste de Chubut, Argentina

Altitudinal variation of phenological characters and initial growth under controlled conditions among *Nothofagus pumilio* populations from Center-West Chubut, Argentina

Víctor A Mondino <sup>a\*</sup>, Mario J Pastorino <sup>b,c</sup>, Leonardo A Gallo <sup>b</sup>

\*Autor de correspondencia: <sup>a</sup>INTA EEA Esquel, Esquel, Argentina, tel.: 54-2945-451558, [mondino.victor@inta.gob.ar](mailto:mondino.victor@inta.gob.ar)

<sup>b</sup>INTA EEA Bariloche, Unidad de Genética Ecológica y Mejoramiento Genético Forestal, San Carlos de Bariloche, Argentina.

<sup>c</sup>CONICET, Argentina.

### SUMMARY

The genetic differentiation of six natural Argentine populations of lenga (*Nothofagus pumilio*) from the Center West of the Province of Chubut (42° 50' S) distributed in an altitudinal range of 500 m (between 1,000 and 1,500 m a.s.l.) was studied by means of common garden greenhouse trials. Individual growth curves were fitted in one-year-old seedlings using the Boltzmann equation (non-linear regression). Inter-population variation was analyzed with ANOVA in several parameters of the fitted curves, indicative of the increase and the phenology of the growth process. Significant differences were shown between the upper populations and those of the intermediate and lower altitudinal level for the initiation and duration of the growth period, evidencing an ecotypic variation. Our results point out the relevance of considering the altitude of the seed origin in programs of ecological restoration or commercial plantation with lenga.

*Key words:* adaptive traits, growth curves, genetic variation, lenga.

### RESUMEN

Se estudió la diferenciación altitudinal de seis poblaciones naturales argentinas de lenga (*Nothofagus pumilio*) del Centro Oeste de la Provincia de Chubut (42° 50' S) distribuidas en un rango altitudinal de 500 m (1.000 a 1.500 m s.n.m.) a través de ensayos de ambiente común en invernadero. Se ajustaron curvas individuales de crecimiento en plantines de un año utilizando la ecuación de Boltzmann (regresión no-lineal). Por medio de ANDEVA se analizó la variación inter-poblacional en diversos parámetros de las curvas ajustadas, indicadores del aumento y la fenología del proceso de crecimiento. Se probaron diferencias significativas entre las poblaciones del piso altitudinal superior y las de los pisos altitudinales intermedio y bajo para la iniciación y la duración del periodo de crecimiento, evidenciando un tipo de variación ecotípica. Los resultados prueban la necesidad de considerar la altitud del origen de las semillas en programas de restauración ecológica o plantación comercial con la especie.

*Palabras clave:* caracteres adaptativos, curvas de crecimiento, variación genética, lenga.

### INTRODUCCIÓN

En árboles de climas templados, la tasa de crecimiento (especialmente en el primer año del establecimiento de las plantas) tiene un fuerte impacto en su sobrevivencia inicial, en las interacciones bióticas que constituye y en su establecimiento a largo plazo (Vitasse *et al.* 2009). A su vez, la altitud es un factor ambiental que tiene probado efecto en distintas especies forestales sobre la variación genética entre sus poblaciones naturales (Rehfeldt 1986, Premoli 2003). Cambios en la altitud implican cambios ambientales como la temperatura, la presión atmosférica y la concentra-

ción de gases, y también cambios indirectos como la humedad atmosférica, la exposición al viento o el desarrollo del suelo (Körner 2007). Estos cambios ambientales son los que pueden conducir a través de procesos de adaptación y de aislamiento reproductivo a la diferenciación genética de poblaciones de pisos altitudinales contrastantes, aun cuando la distancia entre ellas sea escasa. Por ejemplo, con el incremento de la altitud, la duración del período libre de heladas decrece (Körner 2007), y consecuentemente los plantines de poblaciones provenientes de un gradiente altitudinal pueden mostrar adaptación a periodos de crecimiento de diferente longitud (*e.g.* Vitasse *et al.* 2009).

En árboles creciendo bajo condiciones de estrés por bajas temperaturas, una de las características más importantes que contribuyen a su aptitud reproductiva, es la regulación de los eventos fenológicos (*i.e.* fechas de brotación, de floración y de cierre de yemas). En climas templados, los árboles que brotan tempranamente o tienen un cierre de yemas tardío son más susceptibles a los daños por helada tardía en primavera o temprana en otoño. El daño de los brotes primaverales o de los vástagos aún activos de otoño afecta considerablemente la aptitud de los árboles y reduce el crecimiento anual (Lechowicz 1984). Particularmente en otoño, el daño por helada reduce el almacenamiento de carbono y consecuentemente afecta la tasa de crecimiento del siguiente año (Norby *et al.* 2003). Esta presión ambiental conduce a que poblaciones naturales creciendo bajo condiciones contrastantes de temperatura sufran un proceso de selección diversificante para fecha de brotación y cierre de yemas (Howe *et al.* 2003). La adaptación al frío invernal en árboles de climas templados involucra una compleja serie de procesos genéticos, epigenéticos, fisiológicos y de desarrollo (Howe *et al.* 2003), produciéndose en general un balance entre crecimiento y adaptación al estrés. Así, muchos rasgos fisiológicos que incrementan la resistencia al frío son seleccionados en detrimento del crecimiento (Körner y Paulsen 2004). Estudiar la variación en el ritmo de crecimiento anual de una especie forestal de climas templados permite entonces inferir procesos de adaptación y diferenciación. Conocer estos procesos puede ser crucial para su uso en plantaciones tanto comerciales como de restauración de ecosistemas degradados.

Existen varios estudios de variación inter-poblacional en el ritmo de crecimiento y en apertura y cierre de yemas en especies forestales de zonas templadas, como *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (Rehfeldt 1979), *Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson (Rehfeldt 1986), *Populus* sp. (Frewen *et al.* 2000), *Pinus sylvestris* L. (Notivol *et al.* 2007) y *Austrocedrus chilensis* (D. Don) Pic. Ser. *et* Bizzarri (Aparicio *et al.* 2010).

*Nothofagus pumilio* (Poepp. *et* Endl.) Krasser (lenga) es una especie forestal nativa de los Bosques Andino-Patagónicos de Chile y Argentina, caducifolia, que ocupa el piso altitudinal más alto de este ecosistema, formando masas boscosas puras. Es un árbol de primera magnitud, con alturas que superan los 35 m y diámetros de hasta 1,50 m con una madera de alta calidad para el aserrado, por la que sus bosques son de gran importancia comercial, además de ecológica. A lo largo de su amplia distribución natural (solo en Argentina ocupa más de un millón de hectáreas; Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación 2005) atraviesa marcados gradientes ambientales, entre ellos el altitudinal. En una misma área la lenga puede ocupar un rango altitudinal de 600 m de desnivel (Steconci 2006).

Como antecedente de estudios de variación en caracteres cuantitativos entre poblaciones naturales de altitud contrastante en especies del género *Nothofagus*, entre los trabajos pioneros está el de Wilcox y Ledgard (1987),

quienes a través de ensayos de ambiente común reportaron variación clinal altitudinal en altura de plantines para *N. menziesii* (Hook F.) Oerst. y para *N. solandri* var. *cliffortioides* (Hook F.) Oerst., resultando más altos los plantines de los orígenes de menor altitud. Con mediciones en el bosque natural, Donoso (1987) halló en *N. obliqua* (Mirb.) Oerst. variación clinal en el peso de semilla y el número de estambres en función del gradiente altitudinal, disminuyendo estos parámetros con la altitud.

La variación entre poblaciones naturales de lenga de altitud contrastante ha sido estudiada evaluando diferentes caracteres métricos, tanto morfológicos en plantines (Premoli *et al.* 2007), como seminales (Cuevas 2000) y fenológicos (Rusch 1993, Barrera *et al.* 2000, Premoli *et al.* 2007). Casi todos estos estudios se basan en el análisis de caracteres *in situ*, o sea sobre los árboles creciendo en forma natural en el bosque, por lo cual no es posible discriminar en qué medida las observaciones se deben a respuestas genéticas o plásticas. Solo el estudio de Premoli *et al.* (2007) se basa en un ensayo de ambiente común, lo que permitiría hacer inferencias genéticas. Sin embargo, el ensayo fue establecido con plantines transplantados del bosque natural, o sea habiendo ya pasado el primero y más severo proceso de selección que una generación atraviesa a lo largo de su existencia. Solo la producción de plantas bajo condiciones óptimas aseguraría contar en el ensayo con el acervo genético completo de la generación.

En estos estudios se han probado diferencias entre puntos de muestreo en un rango altitudinal en las fechas de brotación y cierre de yemas, y en la duración del período vegetativo (Rusch 1993, Barrera *et al.* 2000, Premoli *et al.* 2007). También se han reportado diferencias en el tamaño, cantidad, forma, sanidad y poder germinativo de las semillas en relación con la variación altitudinal (Cuevas 2000).

La hipótesis central del presente trabajo es que la longitud del período anual de crecimiento es un carácter controlado genéticamente y varía con la altitud de origen de la semilla, lo que evidenciaría la ocurrencia de adaptación local en el gradiente altitudinal que ocupa la especie. El objetivo es determinar la posible existencia de un patrón de variación genética en caracteres de crecimiento temprano entre poblaciones naturales de lenga muestreadas a lo largo de un gradiente altitudinal.

## MÉTODOS

De febrero a marzo de 2005 se cosecharon semillas de lenga en dos cordones montañosos contiguos del noroeste de la provincia de Chubut, cerca de Esquel, definiendo así dos áreas de muestreo: Cerro La Hoya del Cordón Esquel y paraje Huemules del Cordón Rivadavia. En cada una de las dos áreas se cosecharon semillas en tres pisos altitudinales contrastantes (a partir de ahora pisos alto, medio y bajo) (cuadro 1), captando de este modo el gradiente altitudinal en el que se desarrolla la especie. Cada combinación de área y piso altitudinal se consideró una población.

**Cuadro 1.** Poblaciones de *Nothofagus pumilio* cosechadas para el ensayo de ambiente común.

Population seed collected of *Nothofagus pumilio* for the common environment trial.

Población	Latitud O	Longitud E	Altitud m s.n.m.
LHb (La Hoya bajo)	42° 51'	71° 16'	1.000
LHm (La Hoya medio)	42° 51'	71° 16'	1.250
LHa (La Hoya alto)	42° 50'	71° 15'	1.450
Hb (Huemules bajo)	42° 51'	71° 27'	1.000
Hm (Huemules medio)	42° 50'	71° 27'	1.200
Ha (Huemules alto)	42° 48'	71° 29'	1.400

El bosque del Cerro La Hoya corresponde al ecotono con la estepa, es fragmentario y se ubica en un ambiente seco (500 mm de precipitación media anual aproximadamente), con exposición sur-suroeste, pendiente moderada a fuerte, y suelos someros con alto porcentaje de pedregosidad. El relieve general es quebrado, atravesado por numerosos cañadones con escorrentías estacionales. En la parte inferior la altura de los árboles alcanza unos 15 m, disminuyendo hasta el límite de la *timberline*, con alturas de menos de 2 m y características de bosque achaparrado o rastrero.

El bosque del paraje Huemules tiene carácter méxico (700 mm de precipitación media anual aproximadamente), exposición este y pendiente moderada, con un paisaje general menos quebrado y arroyos permanentes. Los suelos son más profundos, con textura franco arenosa-arenosa, y depósitos de cenizas volcánicas. El bosque es continuo y compacto, cubriendo la ladera desde los 1.000 m s.n.m. hasta los 1.500 m s.n.m. La altura de los árboles alcanza unos 20 m en el piso altitudinal inferior, disminuyendo hacia la *timberline* como fue descrito para el Cerro La Hoya.

En cada piso altitudinal se cosecharon semillas directamente de un mínimo de 15 árboles, con tijeras de altura, guardando una distancia entre ellos de al menos 30 m para reducir la probabilidad de cosechar individuos emparentados. Todos los ejemplares cosechados presentaban porte arbóreo. Se cosecharon unas 50 semillas por individuo con las que se constituyó un lote combinado para cada piso altitudinal.

El ensayo se llevó a cabo en el vivero del Campo Experimental Agroforestal de INTA situado en Trevelin, provincia de Chubut (43° 07' S, 71° 33' O, 400 m s.n.m.). En agosto de 2005 se sembraron en bandejas almacigueras las semillas cosechadas, previa estratificación en frío húmedo por un periodo de 60 días. A medida que las semillas iban germinando las plántulas fueron repicadas a tubetes de 250 cm<sup>3</sup> en sustrato inerte (turba-arena en proporción 2:1), disponiéndolas en un diseño experimental de bloques completamente aleatorizados, con tres repeticiones y

en parcelas lineales de nueve plantas (27 plantas por piso altitudinal de cada área, 162 plantas totales), de tal modo de establecer un ensayo de ambiente común dentro de invernáculo. El tamaño del ensayo se vio condicionado por el número de plantas logradas con el limitado número de semillas que pudieron cosecharse. Las plantas fueron criadas por dos ciclos vegetativos con un sistema de fertirriego siguiendo un protocolo ajustado para la especie. Si bien el tamaño de las macetas elegidas es algo limitado para la expresión libre de la potencialidad de las plantas (Poorter *et al.* 2012), dado que el estudio se enfoca a caracteres fenológicos y no de tamaño, se consideró suficiente y conveniente utilizar las macetas habituales en la viverización de la especie.

Durante la segunda temporada de crecimiento se midió en forma repetida la altura total de cada individuo desde el cuello hasta la yema terminal del vástago principal, con una precisión de 1 mm. Las mediciones se realizaron a partir del 23 de agosto de 2006 (considerado día 0 en el modelo) cada una o dos semanas durante cinco meses, realizándose una medición ulterior pasados los seis meses de la primera medición, para verificar la finalización del crecimiento. Se registraron las alturas los días 0, 14, 28, 42, 48, 57, 71, 78, 89, 96, 114, 127, 142 y 183. La fecha de inicio de medición fue fijada por el momento en el que los primeros plantines del ensayo comenzaron a hinchar las yemas (aún cerradas), y la final cuando en el 90 % de los plantines la medición en curso no difirió de la anterior y se había producido el cierre de las yemas vegetativas.

Con los valores de altura medidos se ajustaron por regresión no lineal curvas explicativas del crecimiento individual de cada planta. Para el ajuste de las curvas se utilizó el software *Graph Pad Prism 4.03* (*Graph Pad Software*, San Diego, CA, USA), escogiéndose entre las funciones sigmoidales simétricas más usadas para describir procesos de crecimiento estacional, la de Boltzmann, ya utilizada en otra especie forestal (Aparicio *et al.* 2012), y cuya ecuación es:

$$H_t = H_0 + \frac{H_f - H_0}{1 + e^{\left(\frac{T_{50} - t}{S}\right)}} \quad [1]$$

Donde:  $H_t$  = altura de la planta [mm] al tiempo t (en días después de la primer medición),  $H_0$  [mm] = asíntota inferior de la curva (altura al inicio de la segunda temporada de crecimiento),  $e$  = número de Euler,  $H_f$  [mm] = asíntota superior de la curva (altura al finalizar la segunda temporada de crecimiento),  $t_{50}$  [días] = tiempo necesario para llegar a la mitad del período de crecimiento (tiempo medio), y  $S$  = parámetro relacionado con la pendiente de la curva (forma de curva, valores más altos implican curvas más achatadas).

Se obtuvieron, adicionalmente, cuatro variables de cada curva ajustada: iniciación ( $t_{10}$ ) y cesación del crecimiento ( $t_{90}$ ), los cuales son los días necesarios para alcan-

zar el 10 % y el 90 % de la altura total respectivamente (Notivol *et al.* 2007); la duración del crecimiento ( $D$ , en días), que fue calculada como la diferencia entre  $t_{90}$  y  $t_{10}$ ; y la tasa máxima de crecimiento ( $T_{max}$  en mm/día), que es la derivada primera de la ecuación en el punto de inflexión de la curva ( $t_{50}$ ).

Para poner a prueba la significancia de las diferencias entre las dos áreas y entre las altitudes de cada una de ellas en las medias de las variables estimadas con las curvas individuales de crecimiento, se llevaron a cabo análisis de varianza para cada variable. Previamente se verificaron los supuestos de normalidad y homocedasticidad (prueba de Shapiro-Wilk). Se utilizó el paquete *lme4* para modelos lineales generalizados (Bates 2015) del programa R 2.11.1 (R version 2.11.1, R Development Core Team 2008), para el siguiente modelo de efectos fijos y aleatorios:

$$Y_{ijkl} = \mu + A_i + P_j + A_i * P_j + B_k + Sb_l + e_{ijkl} \quad [2]$$

Donde:  $Y_{ijkl}$  = ijkl-ésima observación de la variable,  $\mu$  = media general,  $A_i$  = efecto fijo del piso altitudinal,  $P_j$  = efecto fijo del área,  $B_k$  = efecto aleatorio del  $k$ -ésimo bloque,  $Sb_l$  = error de sub parcela y  $e_{ijkl}$  = error aleatorio NID ( $0, \sigma^2_e$ ).

La hipótesis nula se puso a prueba con estimaciones MCMC utilizando para ello el paquete estadístico *rlanguage* del mismo programa R.

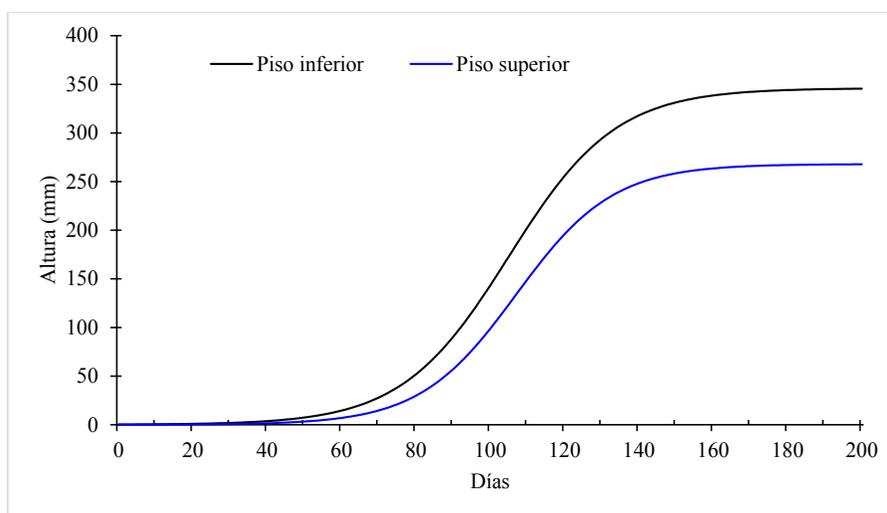
## RESULTADOS

A pesar de la limitación de ser simétrica alrededor del punto de inflexión, la ecuación de Boltzmann demostró ser

flexible, fácil de interpretar, y ajustó los datos con precisión ( $R^2$  promedio = 0,99,  $R^2$  mínimo = 0,84) (figura 1).

Al finalizar la segunda temporada de crecimiento, los plantines de lenga alcanzaron en las condiciones de invierno una altura media general de 29,2 cm, con un máximo absoluto de 54 cm y un mínimo absoluto de 6 cm. Los valores medios por población para todas las variables consideradas pueden observarse en el cuadro 2, donde también se aprecia que las variables fenológicas presentan menos dispersión que las de forma de curva y de crecimiento propiamente dichas, siendo la variable de mayor dispersión la altura al iniciar la segunda temporada de crecimiento ( $H_0$ ).

Los modelos ensayados para todas las variables cotejadas fueron estadísticamente significativos, con una probabilidad de  $P < 0,05$ . No se hallaron interacciones entre áreas y pisos altitudinales para ninguna de las variables analizadas. Tampoco se hallaron diferencias significativas entre áreas para ninguna de las variables analizadas. En cambio, pudieron probarse diferencias significativas debido al efecto de la variación altitudinal para las variables  $t_{50}$  ( $P = 0,006$ ),  $S$  ( $P = 0,009$ ),  $t_{10}$  ( $P = 0,001$ ) y  $Dur$  ( $P = 0,009$ ). En las cuatro variables la significancia se debió a las diferencias entre el piso altitudinal superior y las otras dos altitudes ensayadas. Así, en ambas áreas ensayadas los plantines del piso superior iniciaron más tarde el crecimiento, tuvieron un tiempo medio mayor, una menor duración de crecimiento y una curva con una forma más empinada que la de los plantines correspondientes a los otros dos pisos altitudinales (figura 2). Las plantas provenientes del piso altitudinal superior fueron en promedio y significativamente menos vigorosas que las plantas provenientes de los pisos altitudinales inferiores, en ambas poblaciones.



**Figura 1.** Ejemplos de curvas de crecimiento ajustadas para un individuo originario del piso altitudinal superior y para otro originario del piso altitudinal inferior del Cerro La Hoya.

Examples of adjusted growth curves for an individual originating from the upper altitudinal floor and for another originating from the lower altitudinal floor of Cerro La Hoya.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

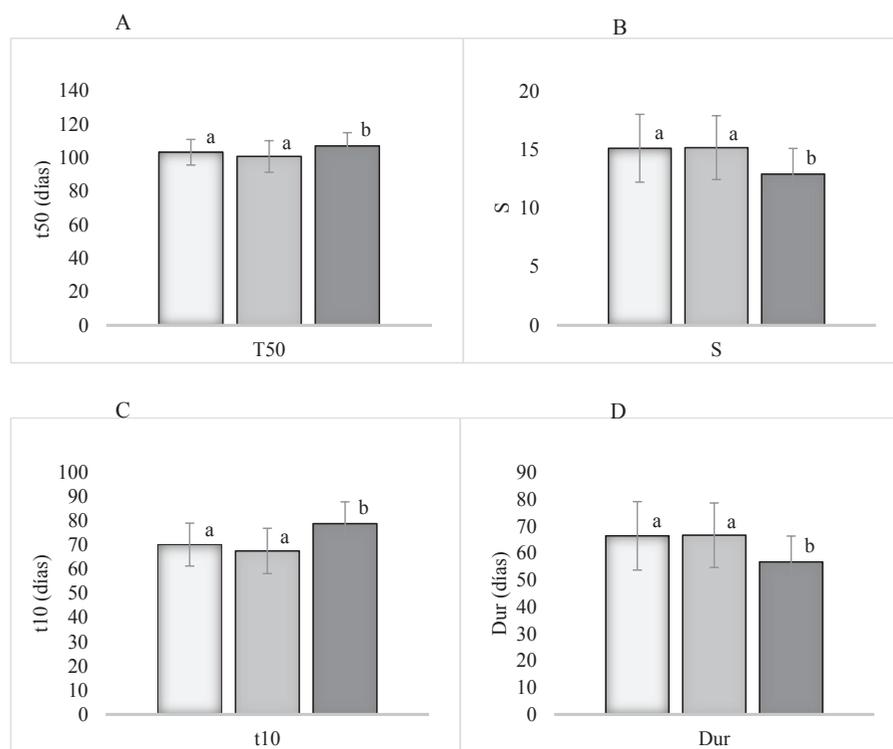
La limitación en el número de semillas producidas y cosechadas, y de plantas logradas en el vivero, impidió llevar a cabo un pre-muestreo para determinar el tamaño óptimo de las parcelas. Sin embargo los valores de coe-

ficientes de variación logrados con las parcelas de nueve plantas fueron menores al 20 % en cinco de las ocho variables consideradas, reflejando una dispersión de los datos aceptables para ensayos biológicos de este tipo. Los bajos niveles de variación detectados para los caracteres fenológicos respaldan los tamaños muestrales utilizados en el

**Cuadro 2.** Medias (CV %) por población para las variables obtenidas a través del modelo de crecimiento ajustado para cada plantín: H0 = altura inicial, Hf = altura final, t50 = tiempo medio, S = forma de la curva, Tmáx = tasa máxima de crecimiento, t10 = inicio de crecimiento, t90 = cesación de crecimiento, Dur = duración del crecimiento.

Averages (CV%) by population for the variables obtained through the adjusted growth model for each seedling: H0 = initial height, Hf = final height, t50 = average time, S = shape of the curve, Tmax = maximum growth rate, t10 = start of growth, t90 = cessation of growth, Dur = duration of growth.

Población	H <sub>0</sub> [mm]	H <sub>f</sub> [mm]	t <sub>50</sub> [días]	S	T <sub>máx</sub> [mm/d]	t <sub>10</sub> [días]	t <sub>90</sub> [días]	Dur [días]
LHb	65 (58)	346 (27)	105 (6)	14,4 (15)	4,9 (26)	74 (9)	137 (7)	63 (15)
LHm	35 (36)	335 (26)	101 (10)	15,4 (19)	4,9 (25)	67 (13)	135 (10)	67 (19)
LHa	46 (62)	268 (39)	107 (10)	13,0 (23)	4,4 (43)	78 (14)	136 (10)	57 (23)
Hb	43 (56)	316 (24)	101 (8)	16,2 (21)	4,4 (31)	65 (14)	136 (10)	71 (21)
Hm	41 (41)	320 (34)	101 (9)	14,6 (15)	4,9 (42)	69 (18)	133 (7)	64 (15)
Ha	37 (33)	290 (27)	107 (6)	12,8 (12)	4,9 (27)	79 (10)	135 (4)	56 (12)



**Figura 2.** Efecto de la altitud de origen para las variables: A) tiempo medio ( $T_{50}$ ), B) forma ( $S$ ), C) tiempo de inicio de crecimiento ( $t_{10}$ ) y D) duración del período de crecimiento ( $Dur$ ). Letras diferentes indican diferencias significativas con una  $P < 0,05$ . Pisos altitudinales: bajo:  medio:  alto:

Effect of altitude of origin for the variables: A) mean time ( $T_{50}$ ), B) form ( $S$ ), C) time of onset of growth ( $t_{10}$ ) and D) duration of the growth period ( $Dur$ ). Different letters indicate significant differences with a  $P < 0.05$ . Altitudinal floors: low:  medium:  high:

presente estudio. Sin embargo, la alta variación encontrada en caracteres relacionados al crecimiento en altura ( $H_0$ ,  $H_f$ ,  $T_{m\acute{a}x}$ ), evidencian la necesidad de aumentar el tamaño muestral en estudios posteriores sobre la variación genética y fenotípica en lenga.

En este ensayo de ambiente común en vivero, las poblaciones de elevaciones bajas y medias expresaron un mayor potencial de crecimiento a temprana edad, creciendo durante un período de tiempo relativamente más largo. A mayor altitud, las poblaciones mostraron evidencias de una posible adaptación a períodos de crecimiento más cortos, con un inicio de crecimiento más tardío y un crecimiento relativamente más abrupto. Si bien no pudieron probarse diferencias significativas entre los pisos altitudinales en la altura final de los plantines, los menores valores medios medidos corresponden en ambas áreas al piso altitudinal superior, lo que concuerda con el resultado encontrado en las variables con diferencias significativas. Estos resultados confirman la conclusión del trabajo de Premoli *et al.* (2007) en el que se probó variación en caracteres fenológicos entre rodales de dos pisos altitudinales (1.100 y 1.540 m s.n.m.) por medio de ensayos de ambiente común instalados con plantines transplantados desde un bosque natural a vivero. El retraso en el inicio de crecimiento de los árboles de los pisos altitudinales superiores fue probado en ambos estudios de ambiente común realizados en forma independiente, tanto con plantines instalados naturalmente en el bosque como con plantines originados de semillas germinadas en condiciones de vivero.

Las poblaciones de mayores altitudes expresan un bajo crecimiento potencial debido a que los eventos de desarrollo deben ser completados en un corto período libre de heladas intensas. Esta característica también se manifiesta, con distinta intensidad, en otras especies de árboles, tales como *Pseudotsuga menziesii* (Rehfeldt 1979), *Larix occidentalis* Nutt. (Rehfeldt 1982), *Pinus contorta* Douglas. (Rehfeldt 1984) y *Pinus ponderosa* (Rehfeldt 1986). Este comportamiento coincide con modelos presentados para algunas especies del hemisferio norte (Howe *et al.* 2003, Aitken 2004). En general el cese precoz de crecimiento se asocia con el incremento de la resistencia a las heladas, ya que los genotipos más resistentes al daño por heladas tienden a tener un cese de crecimiento temprano y un menor periodo de crecimiento (Howe *et al.* 2003).

La mayoría de los daños provocados por heladas ocurren en la época de brotación, sobre los brotes, o en la época de la cesación del crecimiento, antes de la formación de las yemas de latencia invernal (Timmis *et al.* 1994). Modelos de daños por heladas sugieren que las heladas de primavera representan el mayor riesgo en la mayoría de las localidades (Timmis *et al.* 1994). En el presente estudio se encontraron diferencias entre los pisos altitudinales en el momento de brotación (no de fin del crecimiento). Si bien no se ha realizado en el presente trabajo un estudio referido al daño por heladas asociado al gradiente altitudinal, la brotación tardía de las poblaciones de mayor altitud ten-

dría un carácter adaptativo que además de prevenir el daño por heladas tardías, tendría como efecto secundario un período de crecimiento más corto. De este modo, se produciría un compromiso entre el incremento del crecimiento producto del adelantamiento de la brotación y el potencial daño por frío producto de heladas tardías. Este efecto fue registrado en otro *Nothofagus* sp. de Sudamérica. Aparicio *et al.* (2015) encontraron en un ensayo de orígenes de *N. obliqua* que la población de mayor altitud fue la menos afectada por una helada tardía de comienzos de verano y a la vez la de menor crecimiento en altura.

Analizando *in situ* la variación en fenología de árboles adultos de lenga en el gradiente altitudinal, Rusch (1993) halló que la brotación foliar es simultánea con la floración, por lo cual, al producirse un retraso en la brotación con el incremento de altitud, también se produce un retraso en la floración y la polinización, y posteriormente en la formación y el llenado de fruto. Este fenómeno conduce al aislamiento reproductivo entre los rodales de la misma especie ubicados en distintos pisos altitudinales, aun cuando la distancia entre los mismos sea menor a la distancia del vuelo del polen efectivo. El aislamiento reproductivo es una de las condiciones necesarias para que las poblaciones evolucionen hacia la diferenciación.

La diferenciación entre las poblaciones fue probada en el material proveniente del piso altitudinal superior respecto a los otros dos pisos altitudinales que se mostraron indiferenciados entre sí, por lo que la variación no sería del tipo clinal, sino ecotípica. Esto no pudo ponerse a prueba en el estudio de Premoli *et al.* (2007) con variables morfológicas y fenológicas en plantines transplantados, ya que no consideró en el muestreo un piso altitudinal intermedio. En cambio, en el trabajo de Premoli (2003) con marcadores genéticos neutrales (isoenzimas) se incluyeron en el muestreo cuatro pisos altitudinales, por lo que el material fue el apropiado para poner a prueba la hipótesis de variación clinal. En este caso también se probaron diferencias altitudinales, reportando mayor variación genética en las poblaciones del piso altitudinal inferior en contraste con las del piso altitudinal superior, y adicionalmente leves evidencias de variación clinal en el gradiente altitudinal. Sin embargo, el patrón clinal observado es muy leve y solo restringido a algunos de los parámetros genéticos y a algunas de las cuatro áreas de muestreo. Por ejemplo, el nivel de polimorfismo en el Cerro Otto fue idéntico en los tres pisos altitudinales inferiores, y en el Cerro Challhuaco fueron idénticos en los pisos altitudinales inferior e intermedio alto. En cualquier caso, el patrón de variación en caracteres adaptativos no necesariamente debe guardar relación con el patrón en marcadores neutrales, ya que estos no son susceptibles de ser seleccionados por el ambiente.

El proceso de adaptación que habría conducido a la diferenciación encontrada estaría conducido por la duración del fotoperiodo, rasgo a su vez ligado a la probabilidad de ocurrencia de heladas. De este modo el mecanismo de resistencia gana en efectividad ya que logra anticiparse al

evento de riesgo, o sea, la helada tardía (por la lentitud del proceso, una respuesta fenológica no podría dispararse con el evento en ciernes). Así, las poblaciones del piso altitudinal superior requieren un fotoperiodo más prolongado para desencadenar la fenofase de brotación, ya que de hacerlo con el mismo fotoperiodo de las bajas altitudes los nuevos tejidos correrían un alto riesgo de daño por heladas tardías. El carácter ecotípico de esta variación es evidencia de una respuesta binaria delimitada por un cierto umbral de fotoperiodo a partir del cual las plantas son afectadas, lo cual concuerda con el hecho de que las plantas sufren daño por heladas a partir de una cierta intensidad de frío que sobrepasa su capacidad (estructural y fisiológica) de tolerancia, provocando el colapso de los tejidos (Alberdi *et al.* 1985). Una probabilidad alta de que ocurra un suceso natural con cierta recurrencia, al considerar tiempos evolutivos se transforma en certeza, de tal modo que en lapsos generacionales un determinado fotoperiodo termina siendo equivalente a una determinada intensidad de frío. El fotoperiodo al que se produce la intensidad de frío que la lenga no es capaz de tolerar en la fenofase de brotación varía según la altitud: a elevadas altitudes se requiere un fotoperiodo más largo para asegurar que no se producirán las heladas de riesgo.

La diferenciación encontrada entre las poblaciones de mayor altitud y las de altitudes media y baja se repite en ambas áreas de estudio, aun cuando representan condiciones diferenciales de humedad. Esto le otorga mayor robustez a las conclusiones.

Los resultados del presente estudio tienen consecuencias relevantes para la silvicultura de implantación de la especie, tanto con fines comerciales como de restauración ecológica, ya que muestran que es necesario considerar la altitud del origen de las semillas que se utilizarán para forestación o reforestación. Restaurar sitios altos con semilla de sitios bajos podría ocasionar daños y alta mortalidad de los plantines por heladas tardías. Análogamente, utilizar semillas de orígenes altos en sitios bajos posiblemente otorgaría desventajas competitivas a los plantines. Más aún: si el azar dispusiera una sucesión de años benéficos sin heladas tardías y los árboles plantados lograran superar la etapa de plantín, y llegando a la adultez intrograderían sus genes en el acervo genético local, el carácter perjudicial del acervo genético exótico podría terminar afectando de manera irreversible a los bosques naturales circundantes.

Por último, parece recomendable continuar este tipo de trabajos estudiando la variación genética de la lenga en los mismos caracteres pero a nivel intra-poblacional, con el fin de analizar la capacidad adaptativa de la especie, lo cual cada vez cobra mayor importancia a la luz del cambio climático global en ciernes.

## REFERENCIAS

- Aitken SN. 2004. Genecology and adaptation of forest trees. *In* Evans J, J Burley, J Youngquist eds. *Encyclopedia of Forest Sciences*. Amsterdam, The Netherlands. Elsevier. p. 197-204.
- Alberdi M, M Romero, D Ríos, H Wenzel. 1985. Altitudinal gradients of seasonal frost resistance in *Nothofagus* communities of southern Chile. *Acta oecologica. Oecologia Plantarum* 6: 21-30.
- Aparicio AG, MJ Pastorino, LA Gallo. 2010. Genetic variation of early height growth traits at the xeric limits of *Austrocedrus chilensis* (Cupressaceae). *Austral Ecology* 35: 825-836. DOI: [10.1111/j.1442-9993.2009.02090.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.02090.x)
- Aparicio AG, SM Zuki, MM Azpilicueta, FA Barbero, MJ Pastorino. 2015. Genetic versus environmental contributions to variation in seedling resprouting in *Nothofagus obliqua*. *Tree Genetics & Genomes* 11:23. DOI: [10.1007/s11295-015-0847-0](https://doi.org/10.1007/s11295-015-0847-0)
- Barrera MD, JL Frangi, LL Richter. 2000. Structural and functional changes in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 11: 179-188. DOI: [10.2307/3236797](https://doi.org/10.2307/3236797)
- Bates D, M Maechler, B Bolker, S Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1-48. DOI: [10.18637/jss.v067.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01)
- Cannell MGR, RI Smith. 1984. Spring frost damage of young *Picea sitchensis*. 2. Predicted dates of budburst and probability of frost damage. *Forestry* 27: 177-197. DOI: [10.1093/forestry/57.2.177](https://doi.org/10.1093/forestry/57.2.177)
- Cuevas JA. 2000. Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. *Ecology* 88: 840-855. DOI: [10.1046/j.1365-2745.2000.00497.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00497.x)
- Donoso C. 1987. Variación natural en especies de *Nothofagus* en Chile. *Bosque* 8(2): 85-97.
- Frewen BE, TH Chen, GT Howe, J Davies, A Rohde, W Boerjan, HD Jr Bradsahw. 2000. Quantitative trait loci and candidate gene mapping of bud set and bud flush in *Populus*. *Genetics* 154: 837-845.
- Howe G, S Aitken, D Neale, K Jermstad, N Wheeler, T Chen. 2003. From genotype to phenotype: unraveling the complexities of cold adaptation in forest trees. *Canadian Journal of Botany* 81: 1247-1266.
- Körner C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 569-574. DOI: [10.1016/j.tree.2007.09.006](https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.09.006)
- Körner C, J Paulsen. 2004. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. *Journal of Biogeography* 31: 713-732. DOI: [10.1111/j.1365-2699.2003.01043.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2003.01043.x)
- Lechowicz MJ. 1984. Why do temperate deciduous trees leaf out at different times? Adaptation and ecology of forest communities. *The American Naturalist* 124: 821-842. DOI: [10.1086/284319](https://doi.org/10.1086/284319)
- Norby RJ, JS Hartz-Rubin, MJ Verbrugge. 2003. Phenological responses in maple to experimental atmospheric warming and CO<sub>2</sub> enrichment. *Global Change Biology* 9: 1792-1801. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2003.00714.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2003.00714.x)
- Notivol E, MR García-Gil, R Alía, O Savolainen. 2007. Genetic variation of growth rhythm traits in the limits of a latitudinal cline of Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 540-551. DOI: [10.1139/X06-243](https://doi.org/10.1139/X06-243)
- Poorter H, J Bühler, D van Dusschoten, JM Climent, JA Postma. 2012. Pot size matters: a meta-analysis of the effects of rooting volume on plant growth. *Functional Plant Biology* 39: 839. DOI: [10.1071/FP12049](https://doi.org/10.1071/FP12049)
- Premoli AC. 2003. Isozyme polymorphisms provide evidence of clinal variation with elevation in *Nothofagus pumilio*. *Here-*

- dity* 94: 218-226. DOI: [10.1093/jhered/esg052](https://doi.org/10.1093/jhered/esg052)
- Premoli AC, E Raffaele, P Mathiasen. 2007. Morphological and phenological differences in *Nothofagus pumilio* from contrasting elevations: Evidence from a common garden. *Austral Ecology* 32: 515-523. DOI: [10.1111/j.1442-9993.2007.01720.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01720.x)
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna ISBN 3-900051-07-0.
- Rehfeldt GE. 1979. Variation in cold hardiness among populations of *Pseudotsuga menziesii* var. *glauca*. Research Paper Int-233. Ogden, UT, USA. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 11 p. DOI: [10.5962/bhl.title.69082](https://doi.org/10.5962/bhl.title.69082)
- Rehfeldt GE. 1982. Differentiation of *Larix occidentalis* from the northern Rocky Mountains. *Silvae Genetica* 31: 13-19.
- Rehfeldt GE. 1984. Microevolution of conifers in the northern Rocky Mountains: a view from common gardens. In Laner RN ed. Proceedings of the 8th North American Forest Biology Workshop Symposium on Historical and Genetic Components of Geographic Variation Patterns. Logan, Utah, USA. 30 July – 1 August 1984. p. 132-146.
- Rehfeldt GE. 1986. Adaptive Variation in *Pinus ponderosa* from Intermountain Regions. I. Snake and Salmon River Basin. *Forest Science* 32: 79-92.
- Rusch V. 1993. Altitudinal variation in the phenology of *Nothofagus pumilio* in Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 66: 131-141.
- SAyDS (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación). 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR 1998-2005. p 116.
- Stecconi M. 2006. Variabilidad arquitectural de especies nativas de *Nothofagus* de la Patagonia (*N. antarctica*, *N. pumilio*, *N. dombeyi*). Tesis Doctoral. San Carlos de Bariloche, Argentina. Universidad Nacional del Comahue. 162 p.
- Timmis R, J Flewelling, C Talbert. 1994. Frost injury prediction model for Douglas-fir seedlings in the Pacific Northwest. *Tree Physiology* 14: 855-869. DOI: [10.1093/tree-phys/14.7-8-9.855](https://doi.org/10.1093/tree-phys/14.7-8-9.855)
- Vitasse Y, S Delzon, CC Bresson, R Michalet, A Kremer. 2009. Altitudinal differentiation in growth and phenology among populations of temperate-zone tree species growing in a common garden. *Canadian Journal of Forest Research* 39: 1259-1269. DOI: [10.1139/X09-054](https://doi.org/10.1139/X09-054)
- Wilcox M, J Ledgard. 1987. Provenance variation in the New Zealand species of *Nothofagus*. *New Zealand Journal of Ecology* 6: 19-31.

Recibido: 01/10/18  
Aceptado: 19/02/19

### Árbitros que colaboraron con revista Bosque el año 2018

Árbitro	Institución
Eduardo Acuña	Universidad de Concepción, Chile
Mauricio Aguayo	Universidad de Concepción, Chile
Oscar Aguirre Calderón	Universidad Autónoma de Nuevo León, México
Esteban Alcántara	Universidad de Cordoba, España
Máximo Alonso	Universidad Austral de Chile
Adison Altamirano	Universidad de La Frontera, Chile
Alfredo Alvarado	Universidad de Costa Rica
Andrea Andorno	INTA Castelar, Argentina
Ivan Andrić	University of Zagreb, Croatia
Gustavo Anrique	Pontificia Universidad Católica de Chile
Eduardo Arellano	Pontificia Universidad Católica de Chile
Iván Arismendi	Oregon State University, USA
María José Aroca Fernández	Universidad Politécnica de Madrid, España
Juan Ballesteros	Universidad de Ginebra, Suiza
Dalibor Ballian	University of Sarajevo
Jan Bannister	Instituto Forestal, Castro, Chile
Marcelo Barrera	Universidad Nacional de La Plata, Argentina
Luisa Bascuñán	Universidad de Concepción, Chile
Rupesh Bhomia	University of Florida, USA
André Biscaia Lacerda	Embrapa Floresta, Brasil
Marília Borgo	The Nature Conservancy, Brasil
Teodoro Carlón Allende	Universidad Nacional Autónoma de México
Julián Caviedes	Pontificia Universidad Católica de Chile
Juan Manuel Cellini	Universidad Nacional de La Plata, Argentina
Julián Cerano Paredes	INIFAP, CENID-RASPA, México
Luis Chauchard	Universidad Nacional del Comahue, Argentina
Caroso Chávez	Universidad de Talca, Chile
Daniele Codato	Universidad de los Estudios de Padova, Italia
Adolfo Cordero-Rivera	Universidad de Vigo, España
Pablo Cruz	Universidad Mayor, Chile
Marely Cuba	Universidad de Concepción, sede Los Angeles, Chile
Alejandro Dezzotti	Universidad Nacional del Comahue, Argentina
Ignacio Díaz-Maroto	Universidad de Santiago de Compostela, Santiago
Ursula Doll	Universidad de Talca, Chile
Sergio Donoso	Universidad de Chile
Pablo Donoso	Universidad Austral de Chile
Fernando Droppelmann	Universidad Austral de Chile
Santiago J Elias Velazco	Universidade Federal do Parana, Brasil
Verónica Emhart	Forestal Mininco S.A., Chile

Ana López Escamilla	Universidad Nacional Autónoma de México
Carlos Esse	Universidad Autónoma de Chile
Ignacio Fernández	Universidad Mayor, Chile
Marta Fernández	Universidad de Concepción, Chile
Luis Fornes	INTA EEA Faimallá, Tucumán, Argentina
Andrés Fuentes	Universidad de La Frontera, Chile
Eduardo Furrázola	IES-CITMA, Cuba
Sandra Gacitúa	Instituto Forestal, La Serena, Chile
Noelia García Franco	Technische Universität München, Germany
Yudel García Quintana	Universidad Estatal Amazónica, Ecuador
Ignacio García	Universidad de Santiago de Compostela, España
Luis García Quintanilla	Universidad Rey Juan Carlos, España
Nicolás García	Universidad de Chile
Rafael García	Universidad de Concepción, Chile
Shahina Ghazanfar	Royal Botanic Gardens Kew, Inglaterra
Antonio Gómez Sal	Universidad de Alcalá, España
Mauricio González	Universidad de Aysén, Chile
Mauro González	Universidad Austral de Chile
Carlos González Benecke	Oregon State University, USA
Daniel González	Universidad de Concepción, Chile
Juan Goya	Universidad Nacional de La Plata, Argentina
Mario Guevara	University of Eastern Finland
Carol Harden	University of Tennessee, USA
José Ciro Hernández	Universidad Juárez del Estado de Durango, México
Tomás Ibarra	Pontificia Universidad Católica de Chile
Angela María Imakawa	Universidad del Estado del Amazonas, Brasil
Andrés Iroumé	Universidad Austral de Chile
Jordi Izquierdo	Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España
Ömer Kara	Karadeniz Technical University, Turkey
Uzay Karahalil	Karadeniz Technical University, Turkey
Alejandro Kusch	Wildlife Conservation Society, Chile
Patricia Landaverde	Martin Luther University Halle-Wittenberg, Germany
Aurelio León Merin	Colegio de Postgraduados, México
Christian Little	Instituto Forestal, Valdivia, Chile
Karla Locher	UFZ- Centre for Environmental Research, Germany
Verónica Loewe	Instituto Forestal, Chile
Gabriel Loguercio	CIEFAP, Argentina
Ana María Lupí	INTA, Argentina
Christopher Lusk	University of Waikato, Hamilton, New Zealand
Andrés Martínez	INTA EEA Bariloche, Argentina
Guillermo Martínez Pastur	CADIC CONICET, Argentina
Martín Mata Rosas	Instituto de Ecología, A.C., México

Andrea Medina	Universidad Nacional del Comahue, Argentina
Sayed Mehdi Jazayeri	Universidad Nacional de Colombia
Ana Mendoza	Universidad Nacional Autónoma de México
Guillermo Merletti	Estación Experimental Agropecuaria Santiago del Estero, Argentina
Andrés Meza	Corporación Nacional Forestal, Chile
Silvia Monteoliva	Universidad Nacional de La Plata, Argentina
Rafael Moreno	University of Colorado Denver, USA
Estela Nadal	Universidad de Zaragoza, España
Guiomar Nates Parra	Universidad Nacional de Colombia
Celso Navarro	Universidad Católica de Temuco, Chile
Xanath Némiga	Universidad Autónoma del estado de México
José Núñez	Universidad Austral de Chile
Leif Nutto	University of Freiburg, Germany
Valerià Paül Carril	Universidad de Santiago de Compostela, España
Susana Paula	Universidad Austral de Chile
Raúl Peinetti	Universidad Nacional de La Pampa, Argentina
Juan Picos	Universidad de Vigo, España
Julio Pineda-Insuasti	Centro Ecuatoriano de Biotecnología del Ambiente, Ibarra, Ecuador
Josep Pintó Fusalba	Universidad de Girona, España
Daniel Ponce de León	Universidad Estatal Península de Santa Elena, Ecuador
Franco Previtali	Università degli Studi di Milano-Bicocca, Italy
Álvaro Promis	Universidad de Chile
Laura Quijano Gaudes	Université Catholique de Louvain, Belgium
André Rodrigo Rech	Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Brasil
Daniel Renison	Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
René Reyes	Instituto Forestal, Valdivia, Chile
Nancy Ricardo	Centro Nacional de Biodiversidad, Cuba
Román Ríos	Universidade Federal do Paraná, Brasil
José Luis Rodríguez de la O	Universidad Autónoma de Chapingo, México
Isabel Rojas	Universidad de Wisconsin, USA
Jennifer Romero Valpreda	Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo, Chile
Ana Paula Rovedder	Universidad Federal de Santa María, Brasil
Vicente Rozas	Universidad de Valladolid, España
Rafael Rubilar	Universidad de Concepción, Chile
Cuauhtémoc Sáenz	Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México
Somidh Saha	Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse, Germany
Sara Sánchez	Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, España
Arturo Sánchez Azofeifa	University of Alberta, Canada
Oscar Santamaría	Universidad de Extremadura, España
Rómulo Santelices	Universidad Católica del Maule, Chile
Rosa Scherson Vicencio	Universidad de Chile
Juan Schlatter	Universidad Austral de Chile

Marcelo Callegari Scipioni	Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil
Alejandro Simeone	Universidad Andrés Bello, Chile
Alexandre Siminski	Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil
Cecilia Smith Ramírez	Universidad de Los Lagos, Chile
Rogelio Sotolongo	Universidad de Pinar del Rio, Cuba
David Soto Fernández	Universidad Pablo de Olavide, España
Sebastián Teillier	Universidad Central, Chile
Cristian Torres	Universidad Nacional del Comahue, Argentina
Romina Torres	Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
Santiago Varela	INTA EEA Bariloche, Argentina
Rodrigo Vargas	Universidad de La Frontera, Chile
Alejandro Velázquez Martínez	Colegio de Postgraduados, México
María José Vicente	Universidad Politécnica de Cartagena, España
Gil Vieira	Instituto Nacional de Pesquisas de la Amazonía, Brasil
Braulio Vilchez	Instituto Tecnológico de Costa Rica
José Villanueva	Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México
Radu Vlad	National Institute of Research-development in Forestry “Marin Dracea”, Romania
Marjana Westergren	Slovenian Forestry Institute
Carlos Zamorano	Universidad de Aysén, Chile
René Zamora	World Resources Institute, Washington DC, USA

# Instrucciones para los autores de la revista Bosque, proceso de publicación y políticas para los árbitros

Actualización de fecha: agosto 2011

## Instrucciones para los autores

Bosque es una revista científica que publica trabajos originales relacionados con el manejo y producción de recursos forestales, ciencias y tecnología de la madera, silvicultura, ecología forestal, conservación de recursos naturales y desarrollo rural asociados con los ecosistemas forestales. Las fechas de publicación son en abril, agosto y diciembre de cada año. Las contribuciones podrán ser en las modalidades de artículos, revisiones, notas u opiniones, en castellano o inglés.

- *Artículos.* Informan acerca de investigaciones inéditas de carácter científico que proyectan el conocimiento actualizado en un campo particular contemplado en los ámbitos de la revista y están sustentados en datos procedimentales propios o generados a partir de otros estudios publicados. La extensión máxima de los manuscritos será de 8.000 palabras, considerando todo su contenido (incluye todos los archivos del manuscrito con sus contenidos completos).
- *Revisiones.* Síntesis y discusión de la información científica más actual con respecto a un tema relevante en el ámbito de la revista. La extensión máxima de los manuscritos será de 8.000 palabras, considerando todo su contenido.
- *Opiniones.* Analizan, desde un punto de vista personal o con apoyo bibliográfico, un tema de actualidad relacionado con el carácter de la revista. La extensión máxima de los manuscritos será de 3.000 palabras, considerando todo su contenido.
- *Notas.* Describen metodologías o técnicas nuevas en el ámbito de la revista, o bien informan acerca de investigaciones en desarrollo, con resultados preliminares. La extensión máxima de los manuscritos será de 3.000 palabras, considerando todo su contenido.

## Estructura de los manuscritos

La organización de artículos y notas debe seguir la siguiente estructura:

- *Título.* El título debe ser preciso y conciso. Elegir con mucho cuidado todas las palabras del título; su asociación con otras palabras debería ser cuidadosamente revisada. Debido al acceso internacional de la revista, se recomienda incluir en el título información relevante sobre la localización geográfica del estudio cuando corresponda.
- *Autores.* Indicar el nombre y apellido de todos los autores con letras minúsculas, con las letras iniciales en mayúscula. Separar los autores con coma. Ordene cada dirección mencionando los datos necesarios, primero la institución matriz (por ejemplo, la universidad) y luego las dependencias dentro de aquella en orden decreciente (por ejemplo, facultad, departamento, laboratorio); a continuación indique la ciudad y el país de residencia del autor. Aplique el formato del siguiente ejemplo:  
  
Nombre1 Apellido1<sup>a</sup>, Nombre2 Apellido2<sup>b\*</sup>, Nombre3 Apellido3<sup>a,b</sup>  
  
<sup>a</sup>Universidad Uuu, Facultad Ffff, Departamento de Dddd, Ciudad, País.  
  
<sup>\*</sup>Autor de correspondencia: <sup>b</sup>Instituto de Iiiii, Departamento de Dddddd, Nombre de calle y número, Ciudad, País, tel.: 56-63-2221056, correo@electronico.cl
- *Resumen.* Debe contener el planteamiento del problema, el objetivo, fundamentos metodológicos, resultados y conclusiones más relevantes, con un máximo de 250 palabras. Evite descripciones largas de métodos y no incluya citas bibliográficas ni los niveles de significancia estadística.
- *Palabras clave.* Como máximo cinco palabras (puede incluir una o dos frases breves de un máximo de tres palabras) que identifiquen claramente el tema del trabajo. Se sugiere usar nuevas palabras no incluidas en el título del manuscrito.
- *Introducción.* Comprende planteamiento del problema, importancia del tema, hipótesis si compete, objetivos, alcances del trabajo y limitaciones para su desarrollo, si es que las hubo. En este capítulo se realizará una síntesis e interpretación de la literatura relacionada directamente con el título y objetivos del trabajo.
- *Métodos.* Proveerá información suficiente y concisa de manera que el problema o experimento pueda ser reproducido o fácilmente entendido por especialistas en la materia. Deberán señalarse claramente las especificaciones técnicas y procedencia de los materiales usados, sin describir materiales triviales. Los organismos bióticos deberán ser convenientemente identificados de acuerdo con las normas internacionales que correspondan. En los métodos empleados se deberá señalar claramente el procedimiento experimental o de captación de datos y los métodos estadísticos, así

como los programas computacionales. Si el método no fuese original, se indicará bibliográficamente; si fuera original o modificado se describirá convenientemente. En cualquier caso, la presentación de varios métodos será cronológica.

- **Resultados.** Incluye la presentación sintética, ordenada y elaborada de la información obtenida. Entrega resultados en forma de texto escrito con apoyo de cuadros y figuras, si corresponde, conjuntamente con análisis e interpretación de los datos. Se deberá evitar tanto la repetición de detalles dados en otros capítulos como la descripción de aquello que sea evidente al examinar los cuadros o figuras que se presenten.
- **Discusión.** Incluye la interpretación integrada de los resultados y, cuando corresponda, la comparación de ellos con los de publicaciones previas. Es un análisis crítico de los resultados de acuerdo con los objetivos y la hipótesis, si fuera el caso. Debe comentarse el significado y la validez de los resultados, de acuerdo con los alcances definidos para el trabajo y los métodos aplicados. En este capítulo no deberán repetirse los resultados obtenidos.
- **Conclusiones.** Podrán ser incluidas en un capítulo único de conclusiones o bien integradas en la discusión. En caso de presentarlas como un capítulo, se incluirán allí en forma precisa y concisa aquellas ideas más relevantes que se deriven directamente de lo aportado por el trabajo. Deben dar respuesta a las hipótesis o a los objetivos planteados en la introducción. Deben redactarse en forma clara y objetiva sin incluir citas bibliográficas. Pueden incluir recomendaciones para trabajos futuros.
- **Agradecimientos.** En este acápite se deberán mencionar brevemente a personas e instituciones que contribuyeron con financiamiento u otro tipo de colaboración para la realización del trabajo.
- **Referencias.** Se indicarán las referencias de todas las citas bibliográficas señaladas en el texto, ordenadas alfabéticamente. La precisión y la veracidad de los datos entregados en las referencias bibliográficas son responsabilidad del o los autores de las contribuciones y deben corresponder a publicaciones originales. El número máximo de referencias será de 25 para artículos, notas y opiniones, y de 40 para revisiones. Utilice literatura moderna, relevante y directamente relacionada con su trabajo. Por lo menos 2/3 de las referencias deberán corresponder a revistas científicas de corriente principal.

Para las modalidades de revisión y opinión no se exige seguir la estructura indicada anteriormente. En todo caso, deben contener las secciones de título, autores, resumen, palabras clave, introducción, el desarrollo del trabajo adecuadamente dividido en capítulos, agradecimientos y referencias.

## Estilo y formato

En general, el resumen, métodos y resultados del manuscrito deberán estar redactados en tiempo pasado, y la introducción, discusión y conclusiones en tiempo presente. Use tiempo presente cuando se refiera a resultados publicados previamente, esto ayuda a diferenciar entre los hallazgos de su estudio (tiempo pasado) y los hallazgos de otros estudios. En el texto no utilice acrónimos ni abreviaturas, escriba el nombre completo de las cosas; las excepciones que se pueden utilizar son aquellas de dominio global como, por ejemplo, ADN, pH, CO<sub>2</sub> y muy pocas otras. Tampoco utilice en el texto los símbolos de los elementos químicos. Acate las reglas gramaticales en todo el manuscrito, incluidos cuadros y figuras.

El trabajo debe estar escrito en hojas tamaño carta (279 x 216 mm), con márgenes de 2 cm por lado, interlineado a espacio y medio, letra Times New Roman, tamaño 12 puntos, con numeración de página en el extremo inferior derecho y número de línea correlativo para todo el trabajo, a la izquierda. Separar los párrafos a renglón seguido y con sangría de ocho caracteres a la izquierda de la primera línea. Debe presentarse en archivos electrónicos con procesador de texto Word o formato RTF.

El título principal se escribirá con letras minúsculas y negritas, centrado. En él deberá omitirse la mención de los autores de nombres científicos, los que, sin embargo, se presentarán la primera vez que se mencionen en el texto a partir de la introducción. En el encabezado superior derecho de cada página debe incluirse un título abreviado con un máximo de 60 caracteres y espacios.

Las ecuaciones se numerarán en el margen derecho con paréntesis cuadrados “[ ]”; en el texto se mencionarán de acuerdo con esta numeración.

Las unidades de medidas deberán circunscribirse al Sistema Internacional de unidades (SI). En la notación numérica, los decimales deberán ser separados por coma (,) y las unidades de miles por punto (.). En los textos en inglés, los decimales separados por punto y las unidades de miles por coma. Usar cero al comienzo de números menores a una unidad, incluyendo valores de probabilidad (por ejemplo,  $P < 0,001$ ).

La descripción de los resultados de cada prueba estadística en el texto debe incluir el valor exacto de probabilidad asociado  $P$ . Para valores de  $P$  menores que 0,001, indique como  $P < 0,001$ . En cuadros y figuras usar asteriscos para señalar el nivel de significancia de las pruebas estadísticas: \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ ; ns = no significativo.

Debe indicarse el nombre científico de todos los organismos biológicos que aparezcan en el texto, de acuerdo con la nomenclatura internacional respectiva. Si un nombre común es usado para una especie, la primera vez que cite en el texto, a partir de la introducción, se debe dar a continuación su nombre científico en cursiva entre paréntesis, por ejemplo, coihue (*Nothofagus dombeyi* (Mirb.))

Oerst.). Citas posteriores pueden aparecer con el nombre del género abreviado seguido del adjetivo del nombre científico (por ejemplo, *N. dombeyi*), siempre y cuando no produzca confusiones con otras especies citadas en el manuscrito. Al iniciar una oración con el nombre de una especie, escriba su género completo y no lo abrevie con su inicial. En el resumen y en el título no mencione los autores de nombres científicos.

En los cuadros se deben incluir los datos alfanuméricos ordenados en filas y columnas, escritos con fuente Times New Roman de 12 puntos (mínimo 9 puntos de tamaño), sin negritas. Sólo los encabezamientos de las columnas y los títulos generales se separan con líneas horizontales; las columnas de datos deben separarse por espacios y no por líneas verticales. En las figuras se incluyen otras formas de presentación de datos o información, como gráficos, dibujos, fotografías y mapas. En cuadros y figuras se deben incluir los títulos auto explicativos en castellano e inglés numerados en forma consecutiva (cuadro 1., cuadro 2., ...; figura 1., figura 2., ...). Las figuras llevan el título en el margen inferior y los cuadros en el margen superior. Los cuadros y figuras deben tener una resolución tal que permitan ser reducidos sin perder legibilidad. Sólo se trabaja en blanco, negro y tonos de grises. Sin embargo, podrán usarse colores en las figuras si ello es imprescindible para su comprensión. La inclusión de figuras con colores deberá acordarse previamente con el editor. El espacio que ocupen cuadros y figuras en el trabajo deberá ser menor al 50 % del total del impreso. Incluya en el archivo de texto principal los cuadros con sus respectivos títulos, ubicándolos lo más próximo posible después de haberlos citado por primera vez en el texto. Los cuadros deben estar en el formato de tablas (editables, no como imágenes). Las figuras deben ser entregadas en un archivo aparte, con un formato editable; su ubicación en el texto principal debe ser informada, incluyendo su título, al igual que los cuadros.

En las figuras todos los rótulos y leyendas deben estar escritos con letra Times New Roman de tamaño 9 a 12 puntos, sin negrita y respetando la gramática y normas de escritura de la revista. Las figuras pequeñas deberán estar diseñadas con un ancho máximo de 8 cm (una columna en la revista) y las grandes con un máximo de 16 cm de ancho (dos columnas en la revista). Excepcionalmente, una figura podrá tener 23 cm de ancho (y máximo 14 cm de alto) para presentarla en formato apaisado. Organice las figuras reuniendo en una sola aquellos objetos afines (por ejemplo, gráficos de un mismo tipo de información) e identifíquelos con una letra mayúscula (A, B, C...), la que se explicará en el título de la figura.

Los manuscritos en castellano deben incluir en un archivo separado las respectivas traducciones al inglés de:

- Título del manuscrito.
- Summary: debe ser equivalente en contenido al resumen en castellano.

- Key words: equivalentes a las palabras clave en castellano.
- Títulos de cuadros y de figuras.

En el caso de manuscritos en inglés, se debe incluir el respectivo texto en castellano.

#### *Citas y referencias*

Las citas bibliográficas se indicarán en el texto por el apellido del o los autores, seguido del año de publicación. Algunos ejemplos de citas bibliográficas más frecuentes son:

- Citas bibliográficas de uno y dos autores:

Santamaría (2010) constata que el crecimiento...  
... están influidos por el sitio en cuestión (Santamaría 2010, López y Castro 2011).

- Citas bibliográficas de más de dos autores:

Barría *et al.* (2009) señalan como factor más importante...  
... entre otros, el diámetro y la altura (Barría *et al.* 2009, Morán *et al.* 2010).

- Citas bibliográficas de un mismo autor, publicadas en un mismo año:

Rodríguez (2009abd) observa que en cada unidad de muestreo...  
... lo que es coincidente con estudios anteriores (Rodríguez 2009ab, Morán *et al.* 2010acd).

- Citas de más de una publicación a la vez, se ordenan cronológicamente:

Cerón (2007), García y Villanueva (2009) y Suárez *et al.* (2010) analizan los componentes edafoclimáticos...

En el capítulo de referencias, las referencias bibliográficas deben incluir apellido paterno e inicial del o los nombres de todos los autores, el año de publicación, el título y la información complementaria que permita localizar la fuente del documento en cuestión; si cuentan con DOI, debe agregarlo al final de la respectiva referencia. Algunos ejemplos de los formatos de las referencias bibliográficas más frecuentes son:

- Referencias de artículos en revistas periódicas (escriba con cursiva los nombres completos de las revistas, sin abreviar):

Guddants S. 2008. Replicating sawmill sawing with top-saw using CT images of a full-length hardwood log. *Forest Products Journal* 48(1): 72-75.

Kogan M, C Alister. 2010. Glyphosate use in forest plantations. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70(4):652-666. DOI: 10.4067/S0718-58392010000400017.

Karzulovic JT, MI Dinator, J Morales, V Gaete, A Barrios. 2009. Determinación del diámetro del cilindro central defectuoso en trozas podadas de pino radiata (*Pinus radiata*) mediante atenuación de radiación gamma. *Bosque* 26(1):109-122.

- Referencias de libros como un todo:

Morales EH. 2005. Diseño experimental a través del análisis de varianza y modelo de regresión lineal. Santiago, Chile. Andros. 248 p.

CONAF (Corporación Nacional Forestal, CL). 2007. Estadísticas de visitantes e ingresos propios de áreas silvestres protegidas de la Décima Región de Los Lagos. 52 p. (Informe Estadístico N° 47).

- Referencias a partes o capítulos de libros:

Gutiérrez B, R Ipinza. 2010. Evaluación de parámetros genéticos en *Nothofagus*. In Ipinza R, B Gutiérrez, V Emhart eds. Domesticación y mejora genética de raulí y roble. Valdivia, Chile. Exion. p. 371-390.

- Referencias a memorias, tesis, seminarios de titulación o trabajos de titulación:

Emhart V. 2006. Diseño y establecimiento de un huerto semillero clonal de *Eucalyptus nitens* (Deane et Maiden) con fines de producción, investigación y docencia. Tesis Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 79 p.

Aparicio J. 2008. Rendimiento y biomasa de *Eucalyptus nitens* con alternativas nutricionales para una silvicultura sustentable en suelo rojo arcilloso. Tesis Magister en Ciencias. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Austral de Chile. 234 p.

- Referencias a documentos en internet:

De Angelis JD. 2009. European pine shoot moth. Oregon State University Extension (Urban Entomology Notes). Consultado 10 jul. 2009. Disponible en <http://www.ent.orst.edu/urban/home.html>.

Para mayor información respecto de otros casos específicos relacionados con las citas bibliográficas y referencias bibliográficas, se pueden consultar los documentos que a continuación se señalan. No obstante, el orden y la tipografía de los elementos constituyentes de las citas y referencias bibliográficas deberán ajustarse a la reglamentación de la revista Bosque.

Biblioteca Conmemorativa Orton (IICA/CATIE). 2011. Normas para citar referencias bibliográficas en artículos científicos 4 ed. Consultado 13 abr. 2011. Disponible en [http://biblioteca.catie.ac.cr/index.php?option=com\\_content&task=view&id=18&Itemid=50](http://biblioteca.catie.ac.cr/index.php?option=com_content&task=view&id=18&Itemid=50)

The Council of Biology Editors (CBE). 1994. Scientific style and format: The CBE manual for authors, editors, and publishers. 6 ed. Cambridge, New York. Cambridge University Press. 704 p.

### Carta de envío

Los autores deberán acompañar su manuscrito con una carta de envío que indique que el trabajo es original, no ha sido publicado previamente y no está siendo considerado para publicación en otro medio de difusión. También deberán declarar cualquier posible conflicto de intereses que pudiesen tener. Se deberá señalar el tipo de contribución del manuscrito (artículo, revisión, opinión, nota). La carta deberá ser firmada al menos por el autor líder del manuscrito.

### Envío de documentos

Los archivos deberán ser nombrados según el tipo de información contenida en el archivo. Por ejemplo, los archivos digitales del manuscrito se etiquetarán de la siguiente forma:

Texto.doc: texto principal del trabajo (incluye cuadros).

Figuras.doc: figuras con sus títulos en castellano.

Ingles.doc: textos en inglés con el siguiente orden: título del trabajo, summary, key words, títulos de cuadros y de figuras.

Carta: carta de presentación y envío del manuscrito.

Los archivos digitales del manuscrito deben ser remitidos por correo electrónico a [revistabosque@uach.cl](mailto:revistabosque@uach.cl). El autor de correspondencia recibirá una carta de acuse de recibo del Editor.

### Proceso de publicación

El cabal cumplimiento de las instrucciones para los autores se refleja en menores tiempos del proceso editorial. El comité editor revisa el manuscrito para verificar la pertenencia al ámbito de la revista y el cumplimiento de las instrucciones para los autores. Cuando no se cumplen tales condiciones, el manuscrito es devuelto al autor de correspondencia, informándole su situación. Cuando se ha verificado el cumplimiento de dichas condiciones, se registra esa fecha como recepción del manuscrito y el comité editor envía el manuscrito a un mínimo de dos árbitros o revisores externos, en un sistema de doble ciego. A los árbitros se les solicita declinar la revisión de un manuscrito cuando sientan que presentan conflictos de interés o que no podrán realizar una revisión justa y objetiva. Los

árbitros evalúan el manuscrito de acuerdo con la pauta que proporciona la revista. Si los árbitros o el comité editor lo estiman pertinente, podrán solicitar a los autores, a través del editor, información adicional sobre el manuscrito (datos, procedimientos, etc.) para su mejor evaluación. La respuesta de los árbitros puede ser: publicar con modificaciones menores, publicar con modificaciones mayores o no publicar. Las observaciones de los árbitros son evaluadas por el comité editor, el cual informa por escrito al autor de correspondencia la decisión de continuar o no en el proceso de publicación y si su manuscrito deberá ser nuevamente evaluado por árbitros. Cuando el manuscrito es aceptado, el comité editor envía al autor de correspondencia una carta de aceptación de su manuscrito, indicando el tipo de modificación necesaria. En no más de ocho semanas el autor de correspondencia debe devolver una versión modificada a la revista, para que el comité editor analice el manuscrito corregido. El comité editor decide el orden en que aparecerán los trabajos publicados en cada número. Una contribución puede ser rechazada por el comité editor en cualquiera de las instancias del proceso de publicación, ya sea por cuestiones de fondo o de forma que no cumplan con las instrucciones para los autores. Ante sospecha de conducta poco ética o deshonesta por parte de los autores que han sometido su manuscrito al proceso de edición, el editor se reserva el derecho de informar a las instituciones patrocinadoras u otras autoridades pertinentes para que realicen la investigación que corresponda.

Los trabajos publicados en Bosque están bajo licencia Creative Commons Chile 2.0.

Ante cualquier duda se sugiere contactarse con el editor ([revistabosque@uach.cl](mailto:revistabosque@uach.cl)) o revisar la información adicional de nuestra página web [www.revistabosque.cl](http://www.revistabosque.cl)

La versión electrónica de libre acceso de los trabajos completos publicados por Bosque se encuentran en: <http://mingaonline.uach.cl/scielo.php>, <http://www.scielo.cl>, y <http://redalyc.uaemex.mx/>.

### **Políticas para los árbitros**

Los árbitros o revisores de los manuscritos son integrantes clave del proceso editorial de la revista. Tienen la misión de contribuir a que la ciencia avance a través de su aporte en garantizar la alta calidad de los trabajos antes que estos se publiquen. Su trabajo es altruista y anónimo con respecto a los autores de los manuscritos.

El editor envía cada manuscrito a por lo menos dos árbitros que considera idóneos para el tema y así el comité editor puede considerar diversas opiniones de especialistas para decidir sobre el proceso editorial.

La responsabilidad de los árbitros es la de evaluar rigurosamente los manuscritos dentro del plazo propuesto por la revista.

Los árbitros deberán declinar la revisión del manuscrito cuando sientan que presentan conflictos de interés o que no podrán realizar una revisión justa y objetiva, los árbitros deberán declinar la revisión del manuscrito. Un arbitraje apropiado incluye virtudes y debilidades del manuscrito, sugerencias para su mejoramiento, preguntas precisas para que los autores puedan responderlas y orientaciones para que el trabajo sea de mejor calidad y mayor aceptación por los futuros lectores. Los árbitros deben mantener la confidencialidad de los manuscritos que reciben para revisión y nunca utilizar o difundir datos o información de ellos; el hacerlo es una conducta reñida con la ética. Los árbitros deberán abstenerse de solicitar la inclusión de aspectos que el manuscrito no busca responder, como también de insinuar que sean citados sus propios trabajos.

Frente a la revista, los árbitros deberán velar por la calidad y rapidez de sus revisiones y evitar los conflictos de intereses. Los árbitros deben cumplir los plazos y formatos solicitados por la revista. Cuando ello no sea posible, deberán declinar oportunamente el arbitraje. Cuando requieran de un tiempo adicional para la revisión de un manuscrito, deberán informar al editor. Si un árbitro presenta conflicto de intereses con respecto a un manuscrito, deberá abstenerse de realizar la revisión, informando al editor. Cuando un árbitro propone no publicar un manuscrito o hacerlo sólo después de cambios mayores, podrá recibir una nueva versión corregida por los autores que haya acogido las sugerencias de mejoramiento. El arbitraje es una herramienta eficaz para mejorar la calidad de los trabajos.

El editor podrá difundir informes de arbitrajes entre los revisores (conservando el anonimato) para promover el buen desempeño, resolver controversias y mejorar el proceso de edición.

Los árbitros serán informados del destino del manuscrito que revisaron. Como una forma de retribuir sus valiosos aportes, el editor les enviará una carta de agradecimiento por cada arbitraje y publicará sus nombres a inicios del año siguiente a su colaboración.











**UNIVERSIDAD AUSTRAL  
DE CHILE FACULTAD DE  
CIENCIAS FORESTALES Y  
RECURSOS NATURALES**