

BOSQUE

CONTENIDO

EDITORIAL

Gerding V. **El Profesor Claudio Donoso Zegers, una huella de bosque en los jóvenes.** 3

REVISIONES

Carballal M, JA Ferreira, ML Romarco. **Políticas de conservación en Brasil y la Unión Europea: mismos objetivos, diferentes problemas.** 7

ARTÍCULOS

Martín-García S, U Diéguez-Aranda, JG Álvarez González, C Pérez Cruzado, S Buján, E González-Ferreiro. **Estimación de las existencias maderables de *Pinus radiata* a escala provincial utilizando datos LiDAR de baja resolución.** 17

Walte-Vega JK, A García-Romero, LL Manzo-Delgado, J López-García. **Factores de distribución de las comunidades del bosque húmedo de montaña. Volcán Cofre de Perote, México.** 29

Ozturk T, O Sevgi, AE Akay. **Evaluación del impacto de la vía de saca durante cosechas forestales a nivel de suelo en una plantación en Estambul, Turquía.** 41

Gómez D, A Hirigoyen, G Balmelli, C Viera, G Martínez. **Estacionalidad de vuelo de escarabajos de corteza (Coleoptera: Scolytinae) en plantaciones comerciales de pino en Uruguay.** 47

Ventura-Ríos A, FO Plascencia-Escalante, P Hernández de la Rosa, G Ángeles-Pérez, A Aldrete. **¿Es la reforestación una estrategia para la rehabilitación de bosques de pino? Una experiencia en el centro de México.** 55

Ponce-Donoso M, Ó Vallejos-Barra, FJ Escobedo M. **Fórmula para la valoración monetaria del árbol urbano en Chile central.** 67

Silva M, R Rubilar, J Espinoza, M Yáñez. **Respuesta en parámetros de intercambio gaseoso y supervivencia en plantas jóvenes de genotipos comerciales de *Eucalyptus* spp sometidas a déficit hídrico.** 79

Monsalvez C. **Características, obstáculos y efectos de la innovación en empresas del sector maderero de la región del Maule, Chile.** 89

dos Santos Vieira D, ML Romarco de Oliveira, JR Vasconcelos Gama, EL Mendonça Machado, EB Görgens. **Patrón espacial y métodos de muestreo para *Bertholletia excelsa* (castaña de Pará) en la Mesorregión del Bajo Amazonas, estado de Pará, Brasil.** 97

Puchi P, AA Muñoz, ME González, A Abarzúa, K Araya, R Towner, R Fitzek, A Holz, D Stahle. **Potencial de los anillos de crecimiento de *Pilgerodendron uviferum* para el estudio histórico de las Iglesias de Chiloé, Patrimonio de la Humanidad.** 109

Brucker Kelling M, M Machado Araujo, E Benítez León, S Carpenedo Aimi, F Turchetto. **Regímenes de riego y dosis de polímero hidroteneredor sobre características morfológicas y fisiológicas de plantas de *Cordia trichotoma*.** 123

García Cruzaty L, M Rivero, G Vásconez, S Peñarrieta, F Droppelmann. **Eficiencia reproductiva y producción de polen en *Nothofagus alpina* en un huerto semillero clonal.** 133

Jadán O, C Toledo, B Tepán, H Cedillo, Á Peralta, P Zea, P Castro, C Vaca. **Comunidades forestales en bosques secundarios altoandinos (Azuay, Ecuador).** 141

Soto-Rogel P, JC Aravena. **Potencial dendroclimático de *Nothofagus betuloides* en la Cordillera de Darwin, Tierra del Fuego, Chile.** 155

Muñoz-Gutiérrez L, JJ Vargas-Hernández, J López-Upton, C Ramírez-Herrera, M Jiménez-Casas, A Aldrete, R Díaz-Ruiz. **Variación espacial y temporal en la dispersión de polen en un huerto semillero y en rodales naturales cercanos de *Pinus patula*.** 169

Longui EL, KS Rajput, AC Galvão de Melo, L de Araújo Alves, CB do Nascimento. **Variación anatómica de madera desde la raíz a la rama y su influencia en la conductividad hidráulica en cinco especies de Cerrado brasileño.** 183

NOTAS

Zapata M, A Opazo. **Detección de *Colletotrichum pyricola* asociado a árboles urbanos de *Embothrium coccineum* en Chile.** 195

León-Muñoz J, C Echeverría, R Fuentes, F Aburto. **¿Cómo está cambiando la cobertura del uso del suelo en las cuencas proveedoras de agua potable de la zona costera del centro-sur de Chile (35° - 38,5° S)?** 203

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 Niemi** 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 Iharreborde**

Revisora de Inglés: **Amapola López**

Oficina de la Revista: **Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Casilla 567, Valdivia, Chile.**

Fono: 56 (63) 2221743. Correo Electrónico: revistabosque@uach.cl

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

Toda correspondencia respecto a publicaciones debe ser remitida al editor (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, Casilla 567, Valdivia, Chile.**

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

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

Correspondence dealing with publications must be sent to editor (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

EDITORIAL

Gerding V. 3

REVIEWS

Carballal M, JA Ferreira, ML Romarco. **Conservation policies in Brazil and the European Union: same objectives, different problems.** 7

ARTICLES

Martín-García S, U Diéguez-Arandaa, JG Álvarez González, C Pérez Cruzado, S Buján, E González-Ferreiro. **Estimation of timber stocks of *Pinus radiata* stands at the provincial scale using low resolution LiDAR data.** 17

Walte-Vega JK, A García-Romero, LL Manzo-Delgado, J López-García. **Distribution factors in fragmented cloud forest communities in Cofre de Perote volcano, Mexico.** 29

Ozturk T, O Sevgi, AE Akay. **Impact assessment of log skidding on soil condition of skid roads during ground-based logging in a plantation forest in Istanbul, Turkey.** 41

Gómez D, A Hirigoyen, G Balmelli, C Viera, G Martínez. **Patterns in flight phenologies of bark beetles (Coleoptera: Scolytinae) in commercial pine tree plantations in Uruguay.** 47

Ventura-Ríos A, FO Plascencia-Escalante, P Hernández de la Rosa, G Ángeles-Pérez, A Aldrete. **Is the reforestation a rehabilitation strategy for pine forest? An experience in central Mexico.** 55

Ponce-Donoso M, Ó Vallejos-Barra, FJ Escobedo M. **A formula for monetary valuation of urban trees in central Chile.** 67

Silva M, R Rubilar, J Espinoza, M Yáñez. **Gas-exchange response and survival of young *Eucalyptus* spp commercial genotypes under water stress.** 79

Monsalvez C. **Features, barriers and effects of innovation in the wood sector companies of Maule Region, Chile.** 89

dos Santos Vieira D, ML Romarco de Oliveira, JR Vasconcelos Gama, EL Mendonça Machado, EB Görgens. **Spatial pattern and sampling methods for Brazil nut tree in the mesoregion of the Lower Amazon, state of Para, Brazil.** 97

Puchi P, AA Muñoz, ME González, A Abarzúa, K Araya, R Towner, R Fitzek, A Holz, D Stahle. **The potential use of *Pilgerodendron uviferum* tree-ring dating in the historical interpretation of the churches of Chiloé, World Heritage.** 109

Brucker Kelling M, M Machado Araujo, E Benítez León, S Carpenedo Aimi, F Turchetto. **Irrigation regime and water retaining polymer doses in morphological and physiological characteristics of *Cordia trichotoma* seedlings.** 123

García Cruzatty L, M Rivero, G Vásconez, S Peñarrieta, F Droppelmann. **Reproductive efficiency and pollen production in a *Nothofagus alpina* clonal seed orchard.** 133

Jadán O, C Toledo, B Tepán, H Cedillo, Á Peralta, P Zea, P Castro, C Vaca. **Forest communities in high Andean secondary forests (Azuay, Ecuador).** 141

Soto-Rogel P, JC Aravena. **A dendroclimatic analysis of *Nothofagus betuloides* forests from Cordillera Darwin, Tierra del Fuego, Chile.** 155

Muñoz-Gutiérrez L, JJ Vargas-Hernández, J López-Upton, C Ramírez-Herrera, M Jiménez-Casas, A Aldrete, R Díaz-Ruíz. **Temporal and spatial variation of pollen dispersal in a seed orchard and nearby natural stands of *Pinus patula*.** 169

Longui EL, KS Rajput, AC Galvão de Melo, L de Araújo Alves, CB do Nascimento. **Root to branch wood anatomical variation and its influence on hydraulic conductivity in five Brazilian Cerrado species.** 183

NOTES

Zapata M, A Opazo. **Detection of *Colletotrichum pyricola* on urban trees of *Embothrium coccineum* in Chile.** 195

León-Muñoz J, C Echeverría, R Fuentes, F Aburto. **How is the land use-cover changing in drinking water catchments in the coastal range of south-central Chile (35° – 38.5° S)?** 203

EDITORIAL

El Profesor Claudio Donoso Zegers, una huella de bosque en los jóvenes

Víctor Gerding

Editor



Claudio Donoso Zegers, ingeniero forestal de la Universidad de Chile y *Master of Science* de la Universidad de California (EE.UU.), desarrolló su amplia y productiva vida universitaria en la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile, en Valdivia, donde encontró suelo fértil y bosque frondoso para crear y crecer. Desde allí desplegó su pasión por los bosques nativos y la naturaleza en general, desarrollando una exuberante producción académica para los estudiantes, profesionales, académicos, científicos y –con especial esmero– para comunicarle a toda la gente los valores y secretos de árboles y bosques. Su voluminosa obra escrita se ha expresado en muchos artículos científicos, libros, informes técnicos y otros textos que cuentan varios miles de páginas. Aunque, como él mismo se define, es esencialmente un hombre de libros, de los cuales ha escrito los más importantes sobre ecología forestal, dinámica de bosques, silvicultura y, en general, sobre bosques nativos de Chile.

En su currículum se encuentran varios premios de gran importancia, como, por ejemplo, Reconocimiento de CONAF y Ministerio de Agricultura por labor desarrollada por el bosque nativo (1994). Premio Luis Oyarzún, de la Universidad Austral de Chile (1999), cuyo propósito es entregar un merecido reconocimiento a personalidades que hayan contribuido en forma destacada, a través de la ciencia o el arte, al logro de relaciones armónicas entre seres humanos y la naturaleza. En este caso, fueron destacadas su contribución científica para el conocimiento profundo de los bosques nativos de Chile y su personal compromiso en la protección de los mismos. En el año 2000, la Uni-

versidad Austral de Chile lo nombró Profesor Emérito. El Colegio de Ingenieros Forestales de la Región de Los Lagos (2002) lo premió por su excelencia y aporte al conocimiento de los bosques nativos. Luego, en 2007, recibió el Reconocimiento a la Trayectoria por parte del Colegio de Ingenieros Forestales de Chile. El 2009 nuevamente fue premiado, esta vez por la Universidad Católica de Temuco, por su destacada trayectoria académica y como experto en el desarrollo sostenible del bosque nativo.

Durante su vida académica activa en la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales se desempeñó en los cargos de Director de Instituto y Prodecano, y también en proyectos de interés institucional para favorecer la divulgación de la ciencia, siendo coeditor de la revista Bosque en la década de 1980. Sin embargo, esta revista fue fortalecida, principalmente, mediante los numerosos artículos científicos que en ella publicó Claudio Donoso Zegers, como autor o coautor, dándole a Bosque un sello y reconocimiento internacional en torno a los bosques nativos del Cono Sur de Sudamérica. Muchos de sus trabajos están entre los artículos “clásicos” que siempre se citan hasta hoy.

Entre sus aportes más destacados en las ciencias de los bosques nativos están los estudios precursores de genecología del género *Nothofagus* en Chile, donde una contribución relevante fue demostrar que *N. leonii* es un híbrido entre *N. glauca* y *N. obliqua*. También fue pionero en mostrar la importancia científica y valor de conservación de los bosques del género *Nothofagus* de la zona mediterránea de Chile, hoy reconocida como una de las de mayor biodiversidad biológica, con especies restringidas solo a ese territorio del planeta. Una parte importante de su desarrollo científico lo dedicó al estudio de la estructura y dinámica de bosques de los tipos forestales siempreverde y alerce, incluyendo ciclos de semillación en los bosques. Para ello, instaló los ensayos más extensos en superficie y de más larga duración que se han desarrollado en los bosques de Chile. Otro de sus aportes muy significativos fueron sus investigaciones sobre semillas, técnicas de vivero, ciclos de producción y plantaciones de varias de las especies forestales nativas. En esto, fue impulsor y gestor del Vivero Experimental de Especies Nativas y del Laboratorio de Semillas de Especies Nativas que han sido elementos relevantes para la investigación científica y docencia de pre y posgrado de la Universidad Austral de Chile. Todo su trabajo científico fue desarrollado a través de cuantiosos proyectos de investigación que dirigió, en los cuales hubo participación para el financiamiento y cooperación técnica de parte del Estado y de empresas privadas interesadas en explorar opciones de manejo de bosques nativos. Así, Claudio Donoso Zegers buscó siempre aportar al conocimiento y generar las bases -sistemas silviculturales- para un manejo sostenible de los bosques nativos, mediante una relación directa de la ciencia con los ambientes forestales y de gestión empresarial que la aplica. En todo esto, el trabajo acucioso en el bosque, por largas e innumerables jornadas, lo caracterizó y fortaleció.

Otra área donde Claudio Donoso Zegers es un referente nacional indiscutido corresponde a la política nacional con su aporte para valorar los bosques y beneficiar a la sociedad. En este contexto, participó activamente en el diseño de políticas, leyes y reglamentos para los bosques nativos de Chile. Un importante hito fue la creación de la tipología forestal para Chile (1981), en la cual él condujo al equipo técnico que desarrolló dicha clasificación y que está consagrada en la legislación forestal del país. De especial significancia fue su perseverante trabajo de apoyo técnico y promoción de la aprobación de la Ley N° 20283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. Para fortalecer la opinión con base técnica en el ámbito de la política sectorial y comunicar esto a la sociedad, contribuyó a la creación y desarrollo de la Agrupación de Ingenieros Forestales por el Bosque Nativo (AIFBN), en la cual demostró su liderazgo, convicción y solidez de sus fundamentos, por lo que fue elegido como miembro del Directorio en varias oportunidades y fue reconocido como su Presidente Emérito, porque su opinión es escuchada como la del más conocedor del bosque nativo.

No obstante la profusa obra que Claudio Donoso Zegers ha materializado en los temas antes mencionados, sin duda, lo más importante de su quehacer profesional ha sido su rol de Profesor universitario en la ingeniería forestal. Él ha llevado a la docencia a su sublime esencia: observó y aprendió a observar más profundo, para luego guiar activamente a los estudiantes hacia una observación interesada, admirada, atenta y expectante de la realidad, tanto del bosque como del ser humano; escuchó y aprendió a escuchar más intensamente para dialogar en una comunicación creativa con sus interlocutores, ya sean campesinos, estudiantes o científicos; otorgó a las ideas su valor y sentido significativo, distinguiendo y transmitiendo nítidamente los conceptos esenciales; y posibilitó, apoyando y creando, instancias de transformación imprescindibles para que tenga

sentido el aprendizaje, incluyendo materias nuevas que no se enseñaban hasta entonces en la ingeniería forestal. Actualmente, continúan aplicándose las innovaciones que impulsó en técnicas de enseñanza-aprendizaje, integrando la teoría con la práctica y fundiendo el aula con el bosque. Su labor docente se caracterizó por disfrutar enseñando y por el respeto hacia los estudiantes, encontrando alguna forma especial para que cada uno de ellos demostrara y fortaleciera su conocimiento y aprendizaje, mediante su trato directo como a sus iguales, compartiendo los sueños y problemas de ellos, incluso apoyando materialmente a estudiantes de escasos recursos. Así, con muchos de sus exalumnos conserva una genuina amistad nacida en esos tiempos de las aulas y trabajo en terreno. No dejó oportunidad de responder cada carta que recibió, de escolares a ministros, y siempre estaba disponible para atender las consultas de los numerosos estudiantes que llegaban a su oficina, permanentemente con la puerta abierta. Como parte de su enseñanza, se preocupó por el bienestar de toda la gente que trabajaba con él en cualquier rol de su participación dentro del equipo de trabajo.

Claudio Donoso Zegers siempre ha trabajado en equipo, con gran cantidad de personas e instituciones, lo que demuestra en el fondo su carácter afable. En ese conjunto humano hay destacadísimos profesores universitarios de muchas latitudes del mundo y, por supuesto, también de Chile; científicos, profesionales, técnicos, obreros, campesinos forestales, estudiantes de diversos niveles, personal de labores administrativas, etc.

Otro de sus rasgos característicos es su actuar con determinación, basado en principios de justicia y equidad. Así, y con valentía, le tocó desenvolverse en medio de una dictadura que aquejaba a nuestra sociedad, apoyando a los desvalidos y víctimas. También, ha sido probo y austero en su vida, la que ha conducido consecuentemente con sus principios. De esta manera, comprendiendo la dinámica humana e institucional, Claudio Donoso Zegers ha sabido retirarse a tiempo (a las 65 años, en el 2000) de su cargo de Profesor Titular de la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales de la Universidad Austral de Chile, dejando aquel espacio para otros académicos jóvenes, y así comenzar una nueva etapa de su vida, en la cual continúa observando, reflexionando, creando, escribiendo y enseñando.

Como corolario, Claudio Donoso Zegers ha tenido un éxito único en motivar a generaciones de silvicultores y ecologistas chilenos, principalmente entre los ingenieros forestales. Durante décadas ha sido la “conciencia” vigilante de los bosques nativos chilenos, estableciendo un estándar para todos los que valoran estos bosques, para respetar y emular. Ha dejado una profunda huella como persona, profesor universitario, investigador científico y profesional íntegro que es visto como un modelo a seguir por muchísimos estudiantes de varias generaciones.

AGRADECIMIENTOS

Por su valioso y gentil aporte en información e ideas para este editorial, agradezco especialmente a:

- Marcos Cortés Bianchi, ingeniero forestal, magíster en ciencias mención silvicultura.
- Magdalena Donoso Hiriart, periodista.
- Bernardo Escobar Rodríguez, técnico forestal, técnico académico y encargado del Vivero Experimental de Especies Nativas y del Laboratorio de Semillas de Especies Nativas, de la Universidad Austral de Chile.
- Mauro González Cangas, ingeniero forestal, PhD, profesor titular de la Universidad Austral de Chile.
- Antonio Lara Aguilar, ingeniero forestal, PhD, profesor titular de la Universidad Austral de Chile.
- René Reyes Gallardo, ingeniero forestal, PhD, investigador del Instituto Forestal, Valdivia.
- Loreto Rojas Tello, periodista de la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales; también se le agradece por la fotografía.
- Tom Veblen, bachiller en geografía, PhD, *Professor of Distinction* de la Universidad de Colorado, Estados Unidos.

REVISIONES

**Políticas de conservación en Brasil y la Unión Europea:
mismos objetivos, diferentes problemas**

Conservation policies in Brazil and the European Union:
same objectives, different problems

Manuel Carballal ^{a*}, José Ambrosio Ferreira ^a, Marcelo Leles Romarco ^a

*Autor de correspondencia: ^a Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Economía Rural, Avenida Púdue, s/n°, Campus Universitario, edificio Edson Potech Magalhães, Viçosa, Brasil, tel.: +553138992215, wmanumanu@gmail.com

SUMMARY

Nature's conservation has been associated with the dispute of territory from its origins till today. Reducing the limits of property rights and dynamics of use and occupation have been the most widely used techniques to achieve a clear objective as is the preservation of areas with high environmental value. The concept of ecology and conservation has evolved along the last years, starting from the elimination of the human presence in delimited areas. Therefore, it has passed from limiting human presence in delimited areas to coexistence between humans and environment. The most used tool for nature's preservation is the creation of conservation areas, though these have always been associated with the generation of conflicts and problems. In this paper, two conservation models possessing the same objective although using different methods, such as conservation areas of sustainable use in Brazil and the European Union, were compared. Consequently, it explains what they are and describes the problems and conflicts they generate or may generate. Subsequently, a comparison of the two models was made, where the advantages and disadvantages of each one were obtained. Finally, it is concluded that environmental policies should be based on the participation of key players and the existence of lack of information may lead to a rejection of environmental policies.

Key words: conflict, conservation units, ecology, Natura 2000.

RESUMEN

Desde sus orígenes hasta la actualidad la conservación de la naturaleza está asociada a la disputa del territorio. La acotación de los límites de los derechos de propiedad, de las dinámicas de uso y la ocupación del suelo son las técnicas más empleadas para conseguir la conservación en zonas con alto valor ambiental. El concepto de conservación ha evolucionado a lo largo de los últimos años. Así, se ha pasado de la limitación de la presencia humana en áreas delimitadas a una convivencia respetuosa entre el ser humano y el medio ambiente. La herramienta más empleada para la preservación de la naturaleza es la creación de áreas de conservación, pero estas han estado asociadas habitualmente a la generación de conflictos. En el presente trabajo se comparan dos modelos de conservación que comparten el mismo objetivo pero que emplean aproximaciones diferentes: las áreas de conservación de uso sostenible en Brasil y la Red Natura 2000 de la Unión Europea. Así, se explica en qué consisten y además se describen los problemas y conflictos que generaron o pueden generar. Posteriormente, se realiza una comparación de ambos modelos y se detallan las ventajas e inconvenientes de cada uno. Finalmente se concluye que las políticas ambientales deben estar basadas en la participación de los actores principales y que la falta de información puede llevar un rechazo de las políticas ambientales.

Palabras clave: conflicto, unidades de conservación, ecología, Red Natura 2000.

INTRODUCCIÓN

Históricamente la ocupación del territorio está asociada a conflictos motivados por la existencia de diferentes intereses: el crecimiento urbanístico, la creación de infraestructuras, la intensificación agraria, entre otros, y destacando entre todos ellos la conservación. Por ello, una de las herramientas más empleada por los países, con el

objetivo de la preservación de la naturaleza, son las áreas de conservación. Estas están relacionadas con la acotación de los límites de la propiedad y el cambio en las dinámicas de uso y la ocupación del territorio, con el fin de preservar zonas con alto valor ambiental.

La primera corriente ecologista predominante relacionada con la preservación a nivel mundial fue el naturalismo. Esta corriente disponía de un único método simple

para proteger el medio ambiente, que consistía en la limitación de la presencia del ser humano en áreas de interés ecológico. El naturalismo fomentaba la creación de espacios naturales protegidos con una ausencia total de actividad humana sobre los espacios a conservar, reservando estas áreas para la investigación científica, el ocio y el turismo, donde se puede observar y sentir lo que es la naturaleza (Diegues 2000). Esta cultura de proteccionismo nació en Estados Unidos y rápidamente traspasó fronteras. En Europa se implantó y se aceptó como algo necesario. En Brasil, al disponer de una gran superficie forestal de alto interés y al estar estas incluidas en acuerdos tanto económicos como políticos, los dirigentes se vieron obligados a crear medidas ambientales (Corrêa 2006).

En todo caso, en los países de América del Sur, la situación ecológica, social y cultural es diferente de la de Estados Unidos. Las zonas a preservar están ocupadas por indígenas, *extrativistas*¹ u otras poblaciones tradicionales. Esta realidad genera grandes conflictos por el uso de la tierra, ya que en muchas ocasiones obliga a estas poblaciones a emigrar, algo que no sucede tanto en los Estados Unidos como en algunas zonas de Europa.

Las primeras áreas de conservación creadas en Brasil, generaron numerosos problemas de carácter político, social y económico. Se caracterizan por imponer una nula presencia de poblaciones humanas, dando lugar a la emigración forzosa de las poblaciones y a la exclusión del acceso a los bienes y servicios existentes (Vivacqua y Freire 2007). A mayores hay que destacar la falta de control por parte del gobierno brasileño y el aprovechamiento tanto de las empresas madereras como de explotación minera, que de forma ilegal se apropian de los recursos naturales de estas áreas, dando como resultado un agravamiento de los conflictos (Diegues 2000).

A partir de los años 1960 y 1970, se produce un cambio de percepción y aptitud en la forma de entender la conservación del medio ambiente, a raíz de la cumbre de Estocolmo de 1972, donde los países de la Comunidad Económica Europea (futura Unión Europea) deciden mejorar las políticas ambientales. Comprueban que la técnica de conservación empleada hasta este momento es altamente cuestionada por la sociedad, y deducen que la expulsión de la población de sus áreas de residencia y de fuente de recursos no es la solución. Aislar las áreas a proteger de la población no da como resultado un mundo mejor. Un uso sostenible de los recursos junto a un sistema tradicional de vida es, a veces, mejor que una protección pura, visto desde el punto de vista social y económico.

Tras la publicación de MacArthur y Wilson (1967), sobre la biogeografía, se demuestra que cuanto menor es la superficie de las áreas de conservación mayor es la probabilidad de extinción de los seres vivos a proteger. Pero el

tamaño no es el único problema, al estar estas islas o áreas de conservación en medio de paisajes modificados por los seres humanos, provocando una fragmentación del hábitat. Ante el aislamiento que sufren estas islas artificiales y tras el estudio del medio, los biólogos recomiendan la creación de corredores ecológicos para facilitar el desplazamiento de los animales y los seres vivos (Bennet 2004). Esto mejora el intercambio y el desplazamiento de las especies sin la necesidad de aumentar la superficie a conservar. El aumento de la movilidad de las especies entre las diferentes reservas y parques (Brunelle y Goodwin 2013), ayuda a eliminar la idea de crear grandes áreas de protección.

El presente trabajo tiene como objetivo demostrar que el empleo de políticas de conservación sostenible puede estar basado en diferentes corrientes ambientales y tener un mismo objetivo.

Las políticas de conservación que se contemplan en este estudio son aquellas utilizadas en Brasil y en la Unión Europea. Más concretamente, la Red Natura 2000 (Red Natura), para el caso de la Unión Europea, y las Unidades de Conservación de Uso Sostenible, destacando las Reservas *Extrativistas*, para el caso de Brasil. Para obtener el objetivo marcado, primeramente, se realiza un resumen de la evolución de las medidas ambientales a escala mundial, y se muestra cómo para el caso brasileño es, en un primer momento, una política creada ante las presiones internacionales que deriva en un proceso socio-ambiental; mientras que en el caso europeo es desde el principio un proceso ambiental. Acto seguido, se discuten las diferentes políticas empleadas, tanto en Brasil como en la Unión Europea, y los problemas y conflictos que generan. Finalmente, se exponen las ventajas e inconvenientes de ambos modelos y se obtienen unas conclusiones.

CONCEPTO DE CONSERVACIÓN, MÉTODOS EMPLEADOS

Los métodos empleados que tienen como objetivo la conservación de la naturaleza han variado con el paso de los años. Antes de comenzar a describir su evolución, es importante definir lo que se entiende por conservación tanto en Brasil como en la Unión Europea. La ley que define el concepto de conservación en Brasil es la "*Lei N° 9.985 de Junho de 2000*". Define a la conservación de la naturaleza como el uso realizado por el ser humano, teniendo en cuenta la preservación, la manutención, el empleo sostenible, la restauración y la recuperación del medio ambiente, para poder producir un mayor beneficio, en base sostenible, para las actuales generaciones, preservando y garantizando su potencial para satisfacer las necesidades y aspiraciones de las generaciones futuras, así como la supervivencia de los seres vivos en general (Brasil 2000). Por otro lado la "Directiva 92/43 CEE", que regula la Red Natura, define la conservación como el conjunto de medidas necesarias para mantener o restablecer los hábitats naturales y las poblaciones de especies de fauna y de flo-

¹ El nombre correcto en español sería recolector, pero se decidió mantener el nombre en portugués al ser un grupo social de alta importancia en las políticas de conservación en Brasil.

ra silvestre. A mayores define el estado de conservación de un hábitat como el conjunto de influencias que actúan sobre el hábitat natural y sobre las especies típicas asentadas en el mismo y que pueden afectar a largo plazo a su distribución natural, su estructura y funciones así como la supervivencia de la especie en un área geográfica definida y claramente delimitada (CCE 1992).

El primer parque natural creado en todo el mundo, fue el de Yellowstone en los Estados Unidos a mediados del siglo XIX, más concretamente el 1 de marzo de 1872. Yellowstone fue el resultado de las presiones ejercidas por los movimientos ambientales sobre el gobierno en los Estados Unidos. La perspectiva ambiental dominante en esa época era conocida como preservacionista, es decir, una conservación que limitaba la presencia del ser humano, por no decir una conservación basada en la creación de islas naturales de alto valor estético, que servían para el deleite de la población en sus momentos de ocio. Es importante destacar que los primeros parques naturales creados en el mundo eran áreas con una nula presencia de población. Este dato es fundamental para entender el motivo de rechazo de este modelo de conservación en países en desarrollo, donde las áreas a conservar eran creadas en zonas donde habitaban poblaciones, ya sean indígenas, poblaciones tradicionales o recientemente asentadas (*Extrativistas*). La creación de diferentes áreas de conservación en países como Brasil, trajo consigo efectos devastadores sobre las poblaciones existentes, al verse obligadas a emigrar a núcleos urbanos y abandonar los territorios donde históricamente vivían (Diegues 2000).

La primera cumbre sobre el medio ambiente se celebra en Estocolmo en 1972. Entre los mayores logros conseguidos en la misma destaca la mayor implicación por parte de los países en temas ambientales (Corrêa 2006). La lucha ambiental se transforma de local a nacional. Deja de primar

la corriente preservacionista, a partir de este momento el objetivo marcado era la creación de un medio rural más auto-suficiente, mediante el uso de tecnologías más respetuosas, técnicas apropiadas al medio y socialmente controladas.

Tras la publicación del informe Brundtland (1987), nace el concepto de desarrollo sostenible, que se une a las políticas medioambientales y provoca un cambio tanto de enfoque como de forma de pensar, quedando esto patente en la cumbre de Río de Janeiro en 1992 (cuadro 1). Esta obtuvo un éxito sin precedentes, sobre todo en cuanto a poder de convocatoria, algo inaudito hasta ese momento en temas relacionados con la conservación (Jankilevich 2003). La conservación se sitúa dentro del contexto mundial, y se une a los graves problemas de la humanidad, principalmente al hambre y a la destrucción ambiental del planeta (Tolón y Lastra 2008). Destaca que para obtener una conservación mundial hay que reducir la desigualdad entre los diferentes países (Jankilevich 2003). Se entiende que hasta que la sociedad mundial no tenga acceso a unos ingresos económicos que cubran sus necesidades básicas no se construirá una conciencia ambiental real, algo que era patente en gran parte de la sociedad brasileña hasta hace muy poco tiempo (Corrêa 2006).

EL CASO BRASILEÑO

En Brasil, las políticas de conservación son creadas a partir de las presiones ejercidas por parte de los Estados Unidos y los países de la Unión Europea sin tener en cuenta que la situación social, económica y ambiental era diferente (Corrêa 2006). Así, se adoptaron leyes ambientales de conservación sin existir una gran preocupación ambiental real por parte de la sociedad o de la clase política.

El desarrollo de los movimientos ambientales en Brasil se divide en tres etapas. El primer periodo comprende

Cuadro 1. Pensamientos ambientales tras Yellowstone y la cumbre de Río de Janeiro.

Yellowstone and environmental thoughts after the Rio de Janeiro conference.

Espíritu de Yellowstone	Espíritu de Río de Janeiro
Santuario natural	Integración en un sistema abierto
Protección	Conservación y desarrollo sostenible
Estático	Dinámico
Gestión centralizada	Gestión descentralizada: ámbito local
Regulación	Planificación integral
Gestión aislada	Coordinación y cooperación
Elitista	Participación social
Reacción al desarrollo	Convergencia de objetivos: compatibilidad
Excluyente con respecto a otros sectores	Complementario
Superficie reducida y delimitada	Superficie amplia, con zonas de transición

Fuente: Tolón y Lastra (2008).

desde 1970 a 1980 y destaca por el dominio de la corriente preservacionista, siendo la creación de parques naturales la principal y única herramienta ambiental. La segunda etapa va de 1980 a 1990. En estos años nace un principio de entendimiento entre los movimientos sociales y ambientales. El tercer y último intervalo va desde 1990 hasta la actualidad (Jacobi 2003). Resalta por la presencia de la corriente socio-ambiental altamente influenciada por las exigencias de los siringeros², que lleva consigo, entre otras medidas, la creación de las Reservas *Extrativistas* (Menezes y Siena 2010).

Primer periodo (1970 a 1980). La conferencia de Estocolmo de 1972 fue la principal propulsora de los movimientos ambientales a nivel mundial. A pesar de ello, esta nueva concepción no fue bien aceptada por los países en desarrollo, tras las críticas ambientales lanzadas por los países más desarrollados. En Brasil, por ejemplo, interpretan este nuevo enfoque como una crítica a su modelo económico, por lo que dio lugar a la creación de políticas que vendían un respeto ambiental inexistente en la realidad, y empleando la corriente preservacionista como única política ambiental (Menezes y Siena 2010).

Es importante destacar que la cumbre de Estocolmo 1972 no era solo una cumbre sobre medio ambiente para los países en desarrollo: Brasil no era famoso por sus medidas ambientales, era más famoso por el tamaño de la población, así como por la desigualdad regional y la injusticia social (Corrêa 2006). Para Brasil, la cumbre de Estocolmo tenía una gran importancia económica y política, al igual que para otros países en desarrollo, dando como resultado una fuerte discusión entre países desarrollados y países en desarrollo (Jankilevich 2003). Para poder hacerse una idea, en esos años, Brasil estaba bajo un régimen militar con una idea de crecimiento económico que no tenía en cuenta el crecimiento democrático, los derechos humanos o la conservación de la naturaleza (Corrêa 2006).

Segundo periodo (1980 a 1990). Esta segunda etapa destaca por la incorporación de temas ambientales dentro de los discursos de los movimientos sociales. La clase media fue creciendo en número, siendo cada vez mayor el porcentaje de población con los requisitos mínimos cubiertos y estos cambios fomentaron que la sociedad brasileña se preocupara por el medioambiente. De esta manera, los grupos ambientalistas encontraron su sitio en diferentes estratos sociales, altamente apoyados por la clase media brasileira. Paulatinamente se fueron institucionalizando, lo que propició la consecución de una mayor presión política y la inclusión de un capítulo sobre cuestiones ambientales en la

Constitución de 1988, lo que otorgó a estos movimientos un mayor poder legal (Alonso *et al.* 2007). Además, durante este periodo, destaca la obligación de crear estudios de impacto ambiental y se comienza a sancionar a los agentes agresores del medio ambiente (Jacobi 2003).

Tercer periodo (a partir de 1990). Previamente a este periodo es importante destacar una publicación de finales de los años 80 que es fundamental para ayudar a comprender el cambio de mentalidad que se produjo a partir de los 90 en temas ambientales: *Our Common Future*, más conocido como informe Brundland (Brundtland 1987), define por primera vez el concepto de desarrollo sostenible, y destaca la importancia que el desarrollo no solo tenga en cuenta los conceptos económicos, sino también sociales y medio ambientales. Tras la cumbre de Río de Janeiro de 1992 se consolidan los movimientos ambientales que buscan un desarrollo sostenible, respaldados por los científicos y empresarios (Jacobi 2003). Así, durante esta etapa el ambientalismo adopta un carácter más económico, y pasa de ser considerado un tema nacional a serlo global. De esta manera, el concepto de desarrollo sostenible sirvió para unir definitivamente a dos grupos separados históricamente, como eran los grupos sociales y los movimientos ambientales (Alonso *et al.* 2007).

A finales de la década de los 90 comenzó a ganar fuerza la corriente socio-ambiental, altamente influenciada por antiguos líderes siringeros como Chico Mendes o Chico Ginu, que defendían la idea y la posibilidad de conciliar la preservación del medio ambiente y la permanencia de las poblaciones tradicionales (Menezes y Siena 2010). Originalmente, la corriente socio-ambiental no nace como un movimiento ambiental, sino a partir de los movimientos sociales originados por la lucha de las poblaciones tradicionales contra las empresas forestales en relación con la protección de la selva amazónica, vital para la supervivencia de las poblaciones locales. Esto dio como resultado que la lucha por el acceso a los recursos y del territorio se transformara en los principios de la corriente socio-ambiental.

UNIDADES DE CONSERVACIÓN DE BRASIL

En Brasil las unidades de conservación forman parte del Sistema Nacional de Unidades de Conservación de la naturaleza y pueden ser de tres tipos administrativos: federal, estatal o municipal (Brasil 2000). El organismo público encargado de gestionar las unidades de conservación federal es el Instituto Chico Mendes de Conservación de la Biodiversidad (ICMBio) creado en el año 2007. Este instituto adquirió, además de sus funciones, parte de las funciones acumuladas por el Instituto Brasileiro de Medio Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (Ibama). Su creación se dio en un escenario de conflicto político, sin un planeamiento estratégico profundo de diálogo interno o con la sociedad (Veríssimo *et al.* 2011).

Las unidades de conservación están definidas como espacios territoriales, que incluyen recursos ambientales

² Los siringeros son las personas encargadas de extraer el látex de las siringas y viabilizar su transformación en caucho natural. Los primeros siringeros llegaron a la Amazonia por el año 1870. Trabajaban extrayendo el látex de las siringas por un precio muy reducido, pagado por el dueño de estas, y quedando endeudados por diferentes conceptos haciendo casi imposible el regreso a sus casas (Barbosa 2012). La siringa es un árbol de la familia Euphorbiaceae (*Hevea brasiliensis* Johannes Müller Argoviensis).

y aguas jurisdiccionales de características naturales relevantes. Legalmente están instituidas por el poder público y tiene objetivos de conservación y límites bien definidos (Brasil 2000). En función del uso permitido dentro de ellas, se clasifican en: las unidades de conservación de protección integral o de uso indirecto, y las de uso sostenible o de uso directo (Rylands y Brandon 2005). Las primeras tienen como objetivo la preservación de la naturaleza sin contemplar el uso de los recursos naturales. Las segundas, no obstante, tienen el objetivo de compatibilizar la conservación de la naturaleza con el empleo sostenible de los recursos naturales del área delimitada (Brasil 2000). Cada tipo de unidad de conservación puede clasificarse en diferentes categorías (cuadro 2) que engloban diferentes usos y normas.

La creación de áreas de conservación de protección integral en Brasil es habitualmente sinónimo de conflicto con poblaciones tradicionales, al igual que en otros países de América del Sur. El 86 % de los parques naturales existentes en América del Sur tiene poblaciones habitando en su interior (Rios 2004). No obstante, como ya se comentó al inicio del presente trabajo, este estudio se centrará en las unidades de conservación de uso sostenible, destacando las Reservas *Extrativistas* como las más representativas.

Las unidades de conservación de uso sostenible son las precursoras de las prácticas actuales de la conservación de los recursos naturales. Tienen como base la relación histórica de las poblaciones tradicionales con la naturaleza, por lo tanto, la participación de las comunidades que residen en las áreas es fundamental para poder cumplir los objetivos marcados (Silva y Souza 2009). Fueron creadas por tres razones principales: la primera, nace ante la necesidad de ordenar el territorio y combatir la deforestación ilegal; la segunda, fue por la urgencia de proteger las regiones con alto valor biológico; y la tercera y última razón, se da por la necesidad de atender las demandas de las poblaciones tradicionales y de producción forestal sostenible (Veríssimo *et al.* 2011).

En las unidades de conservación de uso sostenible es permitido el turismo, la educación ambiental y la extrac-

ción de productos forestales madereros y no madereros, siempre que se trate de un manejo sostenible y de acuerdo con el plan de manejo de la unidad. Las poblaciones denominadas tradicionales pueden permanecer en su interior, siempre y cuando realicen actividades que vienen reflejadas en el plano de manejo (Veríssimo *et al.* 2011). Las comunidades participan en la administración de los parques y reservas creadas (Diegues 2000). Por tanto, las poblaciones tradicionales son vitales para la obtención del objetivo marcado en las áreas protegidas.

Dentro de las unidades de conservación de uso sostenible, como se ha indicado anteriormente, destacan las Reservas *Extrativistas*, que a su vez pueden ser de dos tipos: terrestres o marinas. Las Reservas *Extrativistas* son el resultado del conflicto entre dos modelos diferentes de desarrollo, apropiación de tierra, derechos y racionalidad (Cunha y Loureiro 2009). Así, los movimientos sociales, formados por siringueros, lucharon para el mantenimiento de las condiciones de vida existentes en sus territorios, ante las actividades de las empresas madereras que les privaban de elementos básicos para la supervivencia como eran las siringas. En esta lucha no estaba en disputa la tierra, sino la vida misma, ya que estaban en juego los recursos forestales como medio de producción. No era una lucha por el concepto abstracto de la naturaleza, luchaban por su importancia en la vida (Allegretti 2008). El resultado de este conflicto fue la transformación del derecho individual de propiedad al derecho colectivo, por lo que se garantizó el uso de la tierra y el empleo de un método de extracción de recursos más respetuoso con el medio.

Sin embargo, las unidades de conservación de uso sostenible también están asociadas a conflictos políticos, legales, sociales, económicos y ambientales (Silva y Souza 2009). Si bien es cierto que su creación viene precedida de estudios técnicos y consulta pública, para determinar su localización, sus dimensiones y los límites más adecuados (Brasil 2000), rara vez se obtiene un consenso entre todas las partes, y -por lo tanto- se generan conflictos de diferentes grados de intensidad.

Cuadro 2. Categorías de las unidades de conservación.

Categories of conservation units.

Unidades de conservación de protección integral	Unidades de conservación de uso sostenible
Estación Ecológica	Áreas de Protección Ambiental
Reserva Biológica	Área de Relevante de Interés Ecológica
Parque Nacional	Floresta Nacional
Monumento Natural	Reserva <i>Extrativista</i>
Refugio de Vidas Silvestres	Reserva de Fauna
	Reserva de Desarrollo Sostenible
	Reserva Particular de Patrimonio Natural

Fuente: Brasil (2000).

PROBLEMAS Y CONFLICTOS A DESTACAR

La creación de las unidades de conservación de uso sostenible ha generado menos problemas que sus predecesoras de protección integral, al permitir el uso directo de los recursos por parte de las poblaciones tradicionales. Sin embargo, esto no quiere indicar que están exentas de problemas. Por ejemplo, una deficiente zonificación puede suponer una fragmentación de los hábitats y un tamaño de área insuficiente para poder ubicar a la población. De los diferentes conflictos es importante destacar los problemas originados por la mala aceptación, por parte de antiguos propietarios de las tierras, que ven cómo se les expropian sus tierras y se les limitan los derechos de propiedad (Silva y Souza 2009).

Casi el 30 % de las unidades de conservación creadas en Brasil eran tierras expropiadas a antiguos propietarios latifundistas. Estos reaccionaron, a menudo trataron de impedir la expropiación y limitaron la entrada de las comunidades a los nuevos propietarios.

En ocasiones, otros problemas son generados por una deficiente organización por parte de los miembros de las unidades de conservación o el incumplimiento de las normas reguladoras. Un ejemplo de ello es la apertura de carreteras por parte de los actores locales, de forma irregular, que son aprovechadas por personas no autorizadas y que facilitan las actividades ilegales como la deforestación. O también crean conflictos entre los miembros de la comunidad por el acceso a tierras que se encuentran próximas a esas carreteras ilegales (Veríssimo *et al.* 2011).

UNIDADES DE CONSERVACIÓN DE LA UNIÓN EUROPEA

En 1992 se crea en la Unión Europea la Red Natura 2000, que responde a la necesidad de aprobar una política común sobre las áreas de conservación, pudiendo ser estas compatibles con el mantenimiento de la actividad humana o no. Esta red es considerada como una red ecológica de áreas, cuyo objetivo es garantizar la biodiversidad por medio de la conservación de los hábitats naturales, de la fauna y la floresta silvestre dentro del territorio de los Estados miembros de la Unión Europea, teniendo en cuenta las existencias económicas, sociales y culturales, así como las exigencias particulares de carácter regional y local (CCE 1992).

Se puede definir como una red ecológica europea que nace ante la degradación de los hábitats naturales y el aumento de especies que están en seria amenaza de extinción. Con respeto a esto último, cabe puntualizar que las amenazas de extinción se caracterizan por tener un carácter transfronterizo que hace necesaria la creación de medidas comunitarias con un objetivo final de conservación, implicando a todos los Estados miembros de la Unión Europea (CCE 1992). La Red Natura se enmarca dentro de un nuevo modelo de conservación que tiene como base la creación de redes funcionales de espacios naturales que

permitan una relación entre sí y la conservación de la biodiversidad, unidos todos ellos al desarrollo de actividades económicas (Herrero 2008, Olmedo y Gomez 2014).

Dentro de la Red Natura, es de destacar el papel de los corredores ecológicos, cuya función principal es la de conectar las diferentes áreas de conservación y facilitar la movilidad de los seres vivos, evitando el aislamiento y la fragmentación de los hábitats (Bennet 2004). Con la creación de los corredores ecológicos se busca crear una conectividad funcional para recuperar los paisajes fragmentados, por: el crecimiento urbanístico, la creación de infraestructuras o la intensificación agraria. Una buena conectividad ayuda a mantener a las especies silvestres sensibles a la fragmentación del hábitat unido a otros factores como la cantidad y calidad del hábitat disponible (Gurrutxaga 2014).

Para conseguir esto la Red Natura utiliza un procedimiento unitario de selección de lugares, desde una perspectiva Europea y no nacional (Muller 2004). No obstante, es importante destacar que la legislación que regula la Red Natura no sustituye a ninguna otra legislación de conservación, por lo que puede integrar otras áreas de conservación como son las Reservas de la Biosfera o Parques Nacionales. Así, la Red Natura puede englobar a las demás áreas de conservación y las nuevas creadas.

La Red Natura no es la única política de conservación dentro del contexto europeo, pero sí es la única común a todos los países miembros. Así, las otras políticas de conservación existentes dentro de la Unión Europea son leyes medioambientales propias de cada país miembro. Un ejemplo de la heterogeneidad y disparidad existente dentro de dicha comunidad son las áreas de conservación propias de España, diferentes a otro país miembro de la Unión Europea, y que pueden estar o no, integradas dentro de la Red Natura. No solo eso, en España, las Comunidades Autónomas³ tienen la competencia de declarar, planificar y gestionar los espacios protegidos a través de leyes medioambientales propias (Vacas 2005). A mayores otros organismos administrativos locales (municipios) pueden declarar y gestionar espacios protegidos de ámbito local.

Una de las principales características de la Red Natura es la forma de definir y delimitar las áreas a conservar. Estas áreas son propuestas por los propios países miembros de la Unión Europea y no por la Comisión Europea. Así, cada país miembro define las áreas que van a pertenecer a la Red Natura y elaboran un listado de Lugares de Interés Comunitario (LIC) que serán evaluados posteriormente por la Comisión Europea con el fin de comprobar si cumplen con los requisitos Directiva de Hábitats. Tras el proceso de evaluación, y una vez que sean aprobadas y aceptadas para formar parte de esta red, serán consideradas como Zonas Especiales de Conservación. Estas pueden ser

³ España está dividida en 17 comunidades autónomas y dos ciudades autónomas. Las comunidades autónomas son entidades territoriales administrativas que están dotadas de cierta autonomía legislativa, con representantes propios y determinadas competencias ejecutivas y administrativas.

de dos tipos: Zonas de Especial Conservación (ZEC)⁴ y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA)⁵. Del mismo modo, las zonas de conservación pueden ser de uso directo o de uso indirecto, según lo defina el propio Estado miembro de la Unión Europea (BOE 2007).

Así, el régimen de protección, las medidas de conservación y la gestión de las diferentes áreas, son reguladas por los países miembros de la Unión Europea, por lo que no es de extrañar que otras figuras de conservación, definidas por cada país, formen parte de la Red Natura (Herrera 2011).

Finalmente, vale la pena destacar que cumplir con las metas de la Red Natura es uno de los mayores retos de la Unión Europea en su objetivo de conservar patrimonio, lo que está asociado a los grandes cambios que se han producido en el modelo de desarrollo rural. El objetivo final es que las áreas definidas puedan constituirse como modelos de desarrollo sostenible, y permitan compatibilizar el desarrollo socioeconómico de las poblaciones rurales con la conservación de la biodiversidad (Vacas 2005). Un ejemplo ilustrativo del uso de la Red Natura para la protección y conservación de especies en peligro es el caso del tejo (*Taxus baccata* L.) que se puede encontrar en el trabajo de Olmedo y Gomez (2014).

La adaptación de los Estados miembros de la Unión Europea a la Red Natura no fue inmediata, sino un proceso que se prolongó durante un intervalo de años. Un claro ejemplo de ello, es el proceso de adaptación de las leyes medioambientales de España a la Red Natura, que se detalla a continuación.

ADAPTACIÓN DE LA RED NATURA 2000 EN ESPAÑA

Según los datos publicados por la Comisión Europea (2010), España tiene un 27,20 % de su superficie dentro de la Red Natura, lo que la sitúa como el cuarto país con mayor porcentaje de superficie. Esto es así debido a la gran diversidad de hábitats y taxones de flora y fauna, y al alto porcentaje de especies existentes en el territorio Español que se encuentran dentro de los anexos de la Directiva Hábitats (Herrero 2008).

La adaptación de la normativa de Red Natura en España fue un proceso histórico complejo. Como ya se comentó, la Red Natura nació como una medida ambiental donde la definición de las áreas a conservar es realizada de común acuerdo entre el Estado y la Comisión Europea. Pero, dado

que en España las Comunidades Autónomas cuentan con competencias en materia ambiental, el Estado actúa como intermediario entre dichas Comunidades Autónomas y la Comisión Europea a la hora de definir y gestionar las diferentes áreas. Esto trajo consigo un considerable grado de heterogeneidad de actuaciones entre unas comunidades y otras, dejando un panorama muy complejo en cuanto a leyes de protección ambiental (Mulero 2004). Así, uno de los principales motivos de esta descoordinación surgió por el proceso de adaptación de la normativa de la Red Natura a la normativa española, lo que no fue una adaptación inmediata, sino desordenada y desorganizada (cuadro 3).

Como se puede comprobar en el cuadro 3, desde la creación de la Red Natura, en el año 1992 hasta su completa regulación en España en el año 2007, pasaron 15 años. Interesa destacar que ante los vacíos legales que hubo en las diferentes etapas, las Comunidades Autónomas crearon sus propias leyes de conservación, incluyendo la normativa de la Red Natura a ritmos muy diferentes y dando como resultado un panorama muy heterogéneo entre las diferentes normativas de conservación (Herrero 2008).

PROBLEMAS Y CONFLICTOS A DESTACAR

Gran parte de lo que tiene que ver con la conservación y preservación en la Unión Europea, está asociada a las limitaciones en los derechos de la propiedad privada. En este contexto la desconfianza, la falta de interés o de información son algunas de las razones por las que la Red Natura es objeto de rechazo por parte de la población.

La Red Natura debe delimitar y gestionar los espacios, teniendo en cuenta a la población y sus circunstancias sociales y económicas. Pero la realidad es bien distinta, en muchas ocasiones, ya que a la hora de delimitar los espacios se tiene poco en cuenta a la población y se centran principalmente en los valores ambientales de la zona. La dificultad principal viene dada a la hora de declarar los diferentes LIC.

En el proceso de delimitación de las áreas, los países miembros de la Unión Europea también incluyen territorios de propiedad privada dentro de la Red Natura, por lo que se limitan los derechos de los propietarios de esas tierras sin que estos reciban compensación directa por ello, una reducción de impuestos o una bonificación por su ayuda ambiental. De recibir algún tipo de ayuda esta sería indirecta y no vinculada a la Red Natura, sino a aquellos que sean beneficiarios de la Política Agraria Común (Parlamento Europeo 2014).

Por otro lado, aunque la Red Natura no prohíbe ninguna actividad agrícola, sí puede exigir un cambio de la forma de producción. Por ejemplo, un sistema ganadero de uso intensivo puede ser evaluado y exigido a reconvertirse en un sistema más extensivo. Así, algunas de las normas aplicadas y aceptadas por la población, son rechazadas por algunos sectores agrícolas y ganaderos, generando también conflictos.

⁴ La finalidad de estos espacios es la de proteger y conservar los hábitats de interés comunitario debido a sus rarezas y su valor ecológico y que están definidos mediante la Directiva Hábitats 92/43/CEE (1992). A mayores están destinados a la protección de especies de flora y fauna de interés por su singularidad e importancia que tienen en la concepción de espacio natural silvestre (Herrera 2011).

⁵ Zonas de importancia para la conservación de aves dentro de la Unión Europea, tanto por su importancia en los ciclos de reproducción, por ser zonas de alimentación o zonas estratégicas de migración. Está regulada por la directiva 2009/147/CE (2009) (Herrera 2011).

Cuadro 3. Cronología del proceso de adaptación de la normativa de la Red Natura 2000 a la normativa española.

Timeline of the process of adapting the rules of Natura 2000 network to the Spanish rules.

Normativa	Fecha	Observaciones
Directiva 79/409/CEE relativa a la conservación de las aves silvestres	1979	Normativa Europea. Creación de la Red ZEPA. Primer paso para la conservación de redes en Europa.
Ley estatal 4/89 de Conservación de los espacios naturales y de la flora y fauna silvestres.	1989	Normativa Española. Adaptación de la directiva de Aves 79/409/CEE al ordenamiento interno Español.
Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestre,	1992	Normativa Europea. Nace la Red Natura 2000.
Real Decreto 1997/1995	1995	Normativa Española. Adaptación de la Directiva 92/43/CEE al ordenamiento interno Español.
Real Decreto 1193/1998	1998	Normativa Española. Modifica el Real Decreto 1997/1995 al no haber adaptado con exactitud ciertos artículos de la Directiva 92/43/CEE.
Ley 43/2003 de Montes	2003	Normativa Española. Modifica la ley 4/89, introduce un Capítulo relativo a Red Natura 2000.
Ley 43/2007 de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad	2007	Normativa Española. Actualiza la legislación referente a la Red Natura 2000.

Fuente: Herrero Corral (2008).

Otro escollo a destacar viene asociado a la reintroducción de grandes carnívoros en regiones donde habían estado ausentes durante años. El conflicto fundamental viene marcado por la pérdida puntual de ganado y animales domésticos, como consecuencia de los ataques generados por las especies reintroducidas. Pero no solo los ganaderos están en contra de la reintroducción, también los cazadores que se ven amenazados al encontrarse con un competidor. A raíz de esta situación, en 1991 nació un programa europeo conocido con el nombre de *Life-Naturaleza* (Comisión Europea 2007) que tenía como objetivo facilitar la conservación. Para ello financió la instalación de vallas eléctricas, cursos para la concienciación de la población local y realiza pagos por las pérdidas ocasionadas por los animales reintroducidos, entre otras funciones. A pesar de la introducción de esas medidas los conflictos no cesaron. En algunos casos se convocaron batidas de caza ante el aumento de ataques al ganado y su baja compensación por las pérdidas, dando como resultado conflictos entre los movimientos ecologistas y los ganaderos (Rabadán y Suárez 2008). Un ejemplo de ello es la reintroducción del oso en los Pirineos, que propició la creación de la organización anti-oso en el 2005 (Bergua 2011). En países como Francia y Rumania, las protestas de los propietarios rurales del sector forestal y de la caza han llevado a replantear el tamaño de las áreas a conservar y a pertenecer a la Red Natura (Cabalar *et al.* 2016).

Diferentes estudios destacan los problemas surgidos en España tras la implantación de la Red Natura (Muleiro Mendigorri 2004, Diego y García 2007, Herrero Corral 2008, Cabalar 2010). Dentro de las diferentes dificultades destacan principalmente la falta de comunicación entre la administración pública y la población, tanto local como

general, y el desconocimiento de las diferentes formas de financiamiento.

Finalmente conviene señalar que sectores como el de infraestructuras y la construcción han visto cómo aumentaron las trabas y limitaciones, al aumentar el número de áreas de protección. Con respecto a este tema en España, algunas ONG y asociaciones ecologistas denuncian el mal empleo, por parte de las administraciones locales, de las políticas ambientales. Destacan como algunas áreas están estratégicamente creadas para permitir la construcción en los límites o en el interior de las mismas. Este hecho genera problemas con la población local, al observar falta de transparencia y equidad en la aplicación de la normativa mediante el uso de la conservación y del medio ambiente como excusa (Rabadán y Suárez 2008). Esto fomenta el rechazo a la Red Natura al entender que realmente no se prima la conservación del medio ambiente, aun tratándose de casos puntuales y no de situaciones generalizadas.

COMPARACIÓN DE AMBOS MODELOS

De lo expuesto hasta el momento se deduce que, ante un mismo objetivo, Brasil y la Unión Europea proponen diferentes soluciones. Ambos emplean el concepto de desarrollo sostenible como identidad de sus políticas de conservación, pero Brasil va más allá al añadir el concepto socio-ambiental a las políticas de conservación, por lo que consigue reducir conflictos en la delimitación del territorio.

Esto queda patente en las diferentes definiciones que tanto Brasil como la Unión Europea hacen del concepto de conservación. Así, Brasil introduce la acción humana como medio de recuperación o preservación y resalta la

importancia del medio para la supervivencia. Por su parte, la definición de conservación que se emplea en la Unión Europea no enfatiza al ser humano, ya que priman valores científicos y ambientales antes que los sociales. Esto da a entender que para algunos casos se tomará en consideración la presencia del ser humano y en otros, no.

Un ejemplo claro de esto último son las Reservas *Extratvistas*, que nacieron ante el conflicto por el territorio entre los siringueiros y los latifundistas. Para el caso europeo nació la Red Natura, que aunque sea una política de conservación de áreas de uso sostenible, puede contener áreas de protección integral.

Tanto en las unidades de conservación de uso sostenible como en la Red Natura, las áreas están delimitadas en base a criterios técnicos y a una consulta pública, teniendo en cuenta el contexto socio-económico de la cada zona. Como ya se comentó anteriormente, en la Red Natura hay casos donde la consulta pública no se tuvo en cuenta o no se realizó, creando problemas con los propietarios de las tierras, al no ser informados de que sus tierras están dentro de la Red Natura. Para el caso de las Reservas *Extratvistas*, son las propias comunidades las que solicitan la creación de áreas delimitadas, en otras palabras, fueron y son creadas a partir de una demanda social.

La Red Natura está compuesta por áreas públicas y privadas. Las privadas pueden ser de uso compartido o de uso individual. Los propietarios de las tierras observan como pierden derechos sin recibir una compensación. En el caso de las unidades de conservación, poniendo como ejemplo las Reservas *Extratvistas*, el uso de las áreas es público de uso compartido, aceptando la población, previamente a la creación de la unidad de conservación, las restricciones que conlleva la creación de la Reserva *Extratviva*.

Antes de la creación de las unidades de conservación las áreas eran privadas, en otras palabras son tierras que han sido expropiadas a sus antiguos propietarios recibiendo, por tanto, una compensación por ello. Las áreas que forman parte de la Red Natura pueden ser de propiedad privada, pero sus propietarios no reciben ninguna compensación económica por parte del Estado, dando como resultado una pérdida de derechos.

Tomando como ejemplo las Reservas *Extratvistas*, su creación trae consigo una garantía para las poblaciones tradicionales al asegurarles una superficie en donde pueden trabajar y de la que no serán expulsados, siempre y cuando cumplan las restricciones marcadas por el plano de manejo de cada reserva.

En el caso de las áreas de la Red Natura de uso privado, los dueños no pierden la propiedad de sus tierras, solo pierden algunos derechos pero nunca la propiedad, cosa que no pasa en las Reservas *Extratvistas*, donde el propietario original de las tierras ve como le expropián la tierra. Por lo tanto, el concepto de propiedad entre las Reservas *Extratvistas* y Red Natura es diferente.

Ambos sistemas de conservación tienen en común un uso sostenible del territorio, realizando actividades que

tienen en cuenta el cuidado y la conservación del medio ambiente. En el caso de Brasil, va más allá, son áreas creadas que también busca la preservación de poblaciones indígenas⁶, poblaciones tradicionales y extractivistas.

Por último, se diría que en la Unión Europea sigue predominando el concepto abstracto de la naturaleza, recuperando y preservando aquellas áreas de interés ambiental, primando más las características ambientales, mientras en Brasil, prima la importancia de la naturaleza en la vida intentando conservar los espacios naturales existentes.

CONCLUSIONES

Las medidas ambientales empleadas, tanto en Brasil como en la Unión Europea, tienen como objetivo la conservación. Un tema que siempre está asociado a problemas, de mayor o menor gravedad.

Las políticas de conservación de la Unión Europea son el resultado de una degradación del medio, mientras que las políticas de conservación de Brasil, en muchos casos, son creadas para proteger la naturaleza; por lo tanto, no nacen por el mismo motivo.

Uno de los grandes problemas detectados es la necesidad de la participación de los actores. Una falta de información puede generar escepticismo y desconfianza, dando como resultado un rechazo a las medidas.

REFERENCIAS

- Allegretti M. 2008. A construção social de políticas públicas. Chico Mendes e o movimento dos seringueiros. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 18: 39-59.
- Alonso Â, C Veleriano, M Debora. 2007. Identidade e estratégia na formação do movimento ambientalista brasileiro. *Novos Estudos - CEBRAP* 79: 151-167.
- Barbosa MA. 2012. A luta dos seringueiros e a criação das reservas extrativistas: os trabalhadores da borracha numa perspectiva histórica. *Revista Eletrônica do Centro de Memória Operária e Popular* 1.
- Bennet AF. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. San José, Costa Rica. UICN-Unión. 278 p.
- Bergua JA. 2011. El conflicto ocasionado por la introducción de osos en los pirineos. Diferentes interpretaciones de los contratos natural y nacional. *Revista Internacional de Sociología (RIS)* 69(2): 439- 460.
- BOE (Boletín Oficial del Estado, ES). 2007. LEY 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. No 299. Consultado el 02 de feb. 2015. Disponible en http://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2007-21490
- Brasil (Presidência de República, BR). 2000. Lei Nº 9.985 de Julho de 2000. Consultado el 15 de nov. 2014. Disponible en http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm
- Brundtland GH. 1987. Report of the World Commission on environment and development: Our common future. UN. New

⁶ Para el caso de poblaciones indígenas existen las reservas indígenas gestionadas por el FUNAI.

- York, USA. Oxford University Press. 400 p.
- Brunelle C, KL Goodwin. 2013. Corredor Ecológico: análise para uma proposta no vale do Mutua. *Acervo de Iniciação Científica* 2.
- Cabalar M, A Martí, D Royé. 2016. Reflexión sobre los problemas de la Red Natura 2000 en Galicia (NW España). *Luz Verde: Investigación y Espacio* 39: 69-88.
- Cabalar M. 2010. La insuficiente protección de la Red Natura 2000 en Galicia, peligros e impactos sobre el medio. *In Actas de Biogeografía: una ciencia para la conservación del medio (VI congreso español de biogeografía)*. p. 181-190.
- CCE (Consejo de las Comunidades Europeas). 1992. Directiva 92/43/CEE del consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. Consultado 20 de Oct. 2016. Disponible en <http://www.boe.es/doue/1992/206/L00007-00050.pdf>
- Comisión Europea. 2007. Natura 2000. Boletín de naturaleza de la DG de la Comisión Europea. *Natura 2000* 21. Consultado 20 de oct. 2016. Disponible en http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/nat2000news/nat21_es.pdf
- Comisión Europea. 2010. Natura 2000 Area Calculation «Snapshot» as of December 2010. Consultado 11 de mar. 2015. Disponible en http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/db_gis/pdf/area_calc.pdf
- Corrêa A. 2006. O Brasil e a três conferências ambientais das Nações Unidas. Rio de Janeiro, Brasil. Thesaurus Editora. 276 p.
- Cunha CC, CFB Loureiro. 2009. Reservas extrativistas: limites e contradicções de uma territorialidade seringueira. *Theomai* 20: 169-185.
- Diegues AC. 2000. O Mito Moderno de Natureza Intocada. São Paulo, Brasil. Hucitec. 169 p.
- Gurrutxaga M. 2014. Categorización de corredores ecológicos en función de su contribución a la conectividad de la Red Natura 2000. Implicaciones para la ordenación del territorio. *GeoFocus* 14: 68-84.
- Herrera JJ. 2011. La Red Natura 2000, su evolución y análisis de la situación actual en España. Memoria de master en regulación económica y territorial. Facultad de derecho. Universidad de Málaga. 79 p. Consultado 15 de jul. 2015. Disponible en <http://www.eumed.net/libros-gratis/2013a/1319/>
- Herrero G. 2008. Configuración de la Red Natura 2000 en España. Análisis comparativo por comunidades autónomas. *Anales de Geografía* 28: 85-105
- Jacobi P. 2003. Movimento ambientalista no Brasil. Representação social e complexidade de articulação de práticas coletivas. *In Bibeiro W ed. Patrimônio Ambiental*. São Paulo, Brasil. Edusp. 519-543.
- Jankilevich S. 2003. Las cumbres mundiales sobre el medioambiente. Estocolmo, Rio y Johannesburgo. 30 Años de Historia Ambiental. Buenos Aires, Argentina. Universidad de Belgrano. Documento de trabajo. 106. 32 p.
- MacArthur R, E Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton, USA. Princeton University Press. 205 p.
- Menezes DS, O Siena. 2010. Ambientalismo no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBIO) na Amazônia Legal. *Revista Organizações & Sociedade*: 479-498.
- Mulero A. 2004. Iniciativas internacionales para la protección de espacios naturales. Un análisis crítico de su aplicación en España. *Documents d'Análisi Geogràfica* 44: 167-187.
- Olmedo JA, J Gomez. 2014. El tejo en el sur de España: análisis geocológico y propuesta de conservación de una población mediterránea en peligro crítico de extinción. *Bosque* 35 (1): 23-36.
- Parlamento Europeo. 2014. El segundo pilar de la PAC: La política de desarrollo rural. Consultado 22 oct. 2016. Disponible en http://www.europarl.europa.eu/atyourservice/es/displayFtu.html?ftuId=FTU_5.2.6.html
- Rabadán C, L Suárez. 2008. Mitos sobre la Red Natura 2000: respuestas a las dudas más importantes sobre la red europea de espacios protegidos. Madrid, España. WWF/Adena. 33 p.
- Rios AVV. 2004. Populações tradicionais em áreas protegidas. *In Ricardo F, V Macedo eds. Terras indígenas e unidades de conservação da natureza: O desafio das sobreposições*. São Paulo, Brasil. Instituto Socioambiental. p. 78-84.
- Rylands AB, K Brandon. 2005. Unidades de conservação no Brasil. *Megadiversidade* 1(1): 27-35.
- Silva M, Souza RM. 2009. Unidades de conservação como estratégia de gestão territorial dos recursos naturais. *Terr@ Plural* 3(2): 214-259.
- Tolón A, X Lastra. 2008. Los espacios naturales protegidos. Concepto, evolución y situación actual en España. M+ A. *Revista Electrónica de Medioambiente* 5: 1-25.
- Vacas T. 2005. Los espacios naturales protegidos, figuras de protección en España. Actas del XIX congreso de geógrafos españoles: espacios públicos, espacios privados, asociación de geógrafos españoles. Consultado 22 oct. 2016. Disponible en <http://docplayer.es/13519191-Los-espacios-naturales-protegidos-figuras-de-proteccion-en-espana-1-creacion-de-los-espacios-naturales-protegidos-en-espana.html>
- Veríssimo A, A Rolla, M Vedoveto, S Futada. 2011. Áreas protegidas na Amazônia brasileira avanços e desafios. Belém/ São Paulo, Brasil. Imazon e ISA. 87 p.
- Vivacqua M, P Freire Vieira. 2007. Conflitos socioambientais em unidades de conservação. *Política & Sociedade* 4 (7): 139-162.

Recibido: 10.12.15
Aceptado: 19.10.16

ARTÍCULOS

Estimación de las existencias maderables de *Pinus radiata* a escala provincial utilizando datos LiDAR de baja resolución

Estimation of timber stocks of *Pinus radiata* stands at the provincial scale using low resolution LiDAR data

Saray Martín-García ^a, Ulises Diéguez-Aranda ^a, Juan Gabriel Álvarez González ^a, César Pérez-Cruzado ^a, Sandra Buján ^b, Eduardo González-Ferreiro ^{a,c,d *}

*Autor de correspondencia: ^aUniversidade de Santiago de Compostela, Departamento de Enxeñería Agroforestal, Unidade de Xestión Forestal Sostible (UXFS), Escola Politécnica Superior, R/ Benigno Ledo, Campus Terra, 27002 Lugo, España, tel.: +34 982 823 222, edu.g.ferreiro@gmail.com

^bUniversidade de Santiago de Compostela, Departamento de Enxeñería Agroforestal, Laboratorio do Territorio (LaboraTe), Lugo, España.

^cOregon State University, Department of Forest Ecosystems and Society, Corvallis, Oregon, USA.

^dUSDA Forest Service - Pacific Northwest Research Station, Laboratory of Applications of Remote Sensing in Ecology (LARSE), Corvallis, Oregon, USA.

SUMMARY

In this study, the stand volume (V , $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) of *Pinus radiata* plantations of the province of Lugo (NW of Spain) was estimated using LiDAR-derived metrics from the low-density countrywide LiDAR dataset provided by the Spanish National Aerial Photography Program. The estimate was based on a oriented field inventory design to improve the fit of the model and on a inferential method based on the variability of the model parameter estimation and the variability of the LiDAR variable in the target population, which allowed to estimate the population mean and the standard error of V . A total of 25 permanent field inventory plots –that represent adequately the existing range of ages, stand densities and sites of the species in the province– were measured in order to fit the empirical relationship between field-measured V and LiDAR-derived metrics, using linear and (multiplicative) power function models. Regression analysis indicated a strong relationship between V and the 70 percentile of the LiDAR normalized height distribution (h_{70}) using a power function model ($R^2 = 0.899$; $\text{RMSE} = 63.4 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$). The selected model was applied to all timber and high-pole development stands of *P. radiata* with coverage of this species superior to the 60 % according to the Spanish National Forest Map. Finally, a spatial-explicit map that describes V was produced. In 2009, the estimated mean population for V was $166.3 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ with a relative sampling error of 13.9 %. This methodology will allow generating thematic maps every six years (temporal resolution scheduled for the PNOA LiDAR flights).

Key words: Airborne Laser Scanning (ALS), Forest Inventory (FI), Remote Sensing (RS), estimators, regression models.

RESUMEN

Se estimó el volumen de madera de rodal (V , $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) de *Pinus radiata* en la provincia de Lugo (NO España) a partir de métricas de datos LiDAR de baja resolución del PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía de España). La estimación se basó en un diseño de muestreo orientado para mejorar el ajuste del modelo y en un método inferencial basado en la variabilidad de la estimación de los parámetros del modelo y en la variabilidad de la variable LiDAR en la población objetivo, lo que permitió estimar la media poblacional y el error en la estimación de V . Se usaron 25 parcelas permanentes, que cubren el rango existente de calidad, edad y densidad en los rodales de la especie en la provincia y se ajustaron modelos lineales y potenciales. El mejor resultado se obtuvo con un modelo potencial entre V y el percentil 70 de la altura normalizada (h_{70}) ($R^2 = 0,899$; $\text{REMC} = 63,4 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$). Dicho modelo se aplicó a todas las teselas de *P. radiata* de la provincia de Lugo con estados de desarrollo de latizal y fustal y con ocupación de la especie superior al 60 % según el Mapa Forestal de España. Luego, se elaboró un mapa espacialmente explícito que describe V a escala provincial. En 2009 la media poblacional estimada para V fue de $166,3 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$, con un error relativo de muestreo del 13,9 %. Esta metodología permitirá generar mapas temáticos cada seis años (periodicidad programada para los vuelos LiDAR del PNOA).

Palabras clave: láser escáner aerotransportado, inventario forestal, teledetección, estimadores, modelos de regresión.

INTRODUCCIÓN

La sociedad actual es cada vez más consciente del papel de los ecosistemas forestales en la protección de los suelos y otros ecosistemas, y en el control de la contaminación ambiental. Sin embargo, el papel ecológico de los montes debe ser considerado conjuntamente con su función económica, con el fin de asegurar la persistencia y viabilidad de todos los recursos forestales. La consecución de estos objetivos pasa por una optimización de la gestión forestal. Para ello, resulta necesario disponer de una información actualizada y de calidad de los recursos existentes, entre los cuales el volumen de madera es indispensable.

Hoy en día en España, la única información a escala nacional, autonómica y/o provincial acerca del volumen de madera disponible es la que proporciona el Inventario Forestal Nacional (IFN) en sus diferentes ediciones (IFN1, IFN2, IFN3 e IFN4). La estimación de las variables de rodal del IFN español se basa exclusivamente en inventarios sistemáticos en campo y en una fase previa de estratificación de las teselas (manchas de vegetación con características homogéneas) mediante fotointerpretación. Este tipo de inventarios no permite la plena cobertura del terreno y, a menudo, tardan varios años en completarse; solamente para la provincia de Lugo (NO de España), las labores de campo del IFN4 se prolongaron durante aproximadamente cinco meses, en los cuales se montaron un total de 2.382 parcelas. El procesado de los datos y la edición y publicación de los mismos demoró aproximadamente dos años y la estratificación previa se basó en ortoimágenes de hasta seis años antes, lo cual revela el elevado coste asociado y además, la información que contiene no refleja adecuadamente las existencias en el momento de su publicación.

En los inventarios forestales, la práctica más común para mejorar la precisión de las estimaciones de los parámetros poblacionales de las diferentes variables dasométricas ha sido aumentar las mediciones de campo, con el coste asociado que supone. Alternativamente, el uso de variables auxiliares cuyas observaciones estén correlacionadas con las observaciones de la variable respuesta (volumen en este caso) puede mejorar la estimación de los parámetros poblacionales en los inventarios forestales. Así, por ejemplo, las estimaciones se pueden hacer empleando modelos que relacionen variables respuesta con una o más variables auxiliares. Los sensores LiDAR aerotransportados (*Airborne Light Detection and Ranging*) han demostrado ser una interesante fuente de datos auxiliares útiles para inventario forestal (McRoberts *et al.* 2014), debido a su capacidad para medir de forma directa la estructura tridimensional de la vegetación y otras características de los bosques a diferentes escalas.

Actualmente, España cuenta con una gran cobertura de datos LiDAR, gracias al Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA), que desde el año 2009 ha incorporado a sus productos fotogramétricos convencionales (ortofotografías aéreas digitales y modelos digitales de elevación

– MDE) datos LiDAR para el control de la calidad de los MDE. De esta forma, se dispone de datos LiDAR de baja resolución (0,5 primeros retornos m⁻² según las especificaciones técnicas del PNOA) para la mayor parte del territorio español, proporcionando de forma continua gran cantidad de datos de elevación georreferenciados, que pueden ser de mucha utilidad para la descripción cuantitativa y cualitativa de los sistemas forestales.

Existen dos niveles principales para realizar inventarios forestales con LiDAR: inventario a nivel de árbol individual con delineación de copas (*Individual Tree Crown approach*, ITC) e inventario a nivel de rodal (*Area-Based Approach*, ABA). Este último es el de menor coste y, por tanto, el más apropiado cuando se cuenta con datos LiDAR de baja densidad de pulsos por unidad de superficie, como suele suceder en los vuelos regionales o nacionales. En el estudio de González-Ferreiro *et al.* (2012) una reducción drástica de la densidad de datos LiDAR (de 8 a 0,5 pulsos m⁻²) no afectó de forma significativa a la estimación ABA de la mayor parte de las variables forestales de interés para la gestión forestal. Esta metodología establece relaciones empíricas entre las principales variables dasométricas a nivel de rodal y un conjunto de estadísticos y métricas LiDAR, habiendo sido utilizada para estimar el volumen en diferentes tipos de bosque (*e.g.* Cartus *et al.* 2012, González-Ferreiro *et al.* 2012, Guerra-Hernández *et al.* 2016a).

Los modelos desarrollados mediante ABA pueden utilizarse posteriormente para estimar de forma espacialmente explícita el volumen u otras variables forestales de interés, siendo posible generar mapas temáticos que muestren los resultados del modelo de predicción para cada una de las variables estudiadas (*e.g.* Cartus *et al.* 2012, Guerra-Hernández *et al.* 2016a) y para toda la extensión forestal cubierta por el vuelo. Si las observaciones de las variables auxiliares están disponibles para toda la población, es decir, existen datos LiDAR para toda la zona de estudio, el modelo generado se puede utilizar para predecir la variable de interés para todas las unidades poblacionales. Diversos estimadores inferenciales, entre ellos los estimadores basados en modelos de regresión, han sido desarrollados para este tipo de situaciones (McRoberts *et al.* 2014).

El objetivo principal de esta investigación es comprobar la validez de los datos LiDAR del PNOA para estimar el volumen de rodales regulares monoespecíficos mediante ABA y el uso de estimadores basados en modelos de regresión y comprobar que el error de estimación del volumen de masa es admisible. Para ello, se trabaja como ejemplo con la especie *Pinus radiata* D. Don en la provincia de Lugo (NO de España). La hipótesis de este trabajo es que el uso combinado de parcelas de muestreo (con un diseño muestral orientado a la mejora del modelo) y datos LiDAR de baja resolución puede proporcionar estimaciones de volumen por debajo del 20 % en volumen de masa con corteza, que es el error máximo admisible fijado a escala de monte por las instrucciones generales de ordenación y de gestión de montes de Galicia. En caso de verificarse

la hipótesis de partida, el estudio tendría importantes implicaciones, ya que la metodología expuesta supondría la reducción del costo de los inventarios forestales a diversas escalas, desde los inventarios de gestión a los inventarios provinciales, regionales o nacionales, de una forma económicamente viable y fácilmente revisable, teniendo en cuenta que la periodicidad programada para los próximos vuelos LiDAR del PNOA es de seis años.

MÉTODOS

Área de estudio. Para delimitar la zona de estudio se emplearon, como unidades básicas, las teselas del Mapa Forestal Español (MFE), que son manchas de vegetación homogénea con una superficie mínima de 1 ha en el caso de zonas arbolada. La zona de estudio se corresponde con todas aquellas teselas situadas dentro de la provincia de Lugo que contienen *P. radiata* como especie principal, con una ocupación superior al 60 % y cuyas formaciones se encuentren en estado de desarrollo de latizal y fustal. Dicha zona ocupa 44.161,6 ha, repartidas en 2.712 teselas. Esto representa el 46,9 % de la superficie total de *P. radiata* de la provincia (figura 1).

Datos de entrenamiento. Los datos de campo empleados para desarrollar el modelo de predicción del volumen (datos de entrenamiento para el modelo) se obtuvieron entre marzo de 2009 y abril 2010 de dos fuentes independientes. La primera fuente (A), comprende una red de 10 parcelas rectangulares, de entre 600 y 1.000 m² de superficie, establecidas por la Universidad de Santiago de Compostela para desarrollar un modelo dinámico de crecimiento para las plantaciones de *P. radiata* en Galicia. El diseño del inventario tuvo como principal objetivo representar adecua-

damente el rango existente de edad, densidad y calidad de estación. La segunda fuente (B), comprende 15 parcelas rectangulares, de 1000 m² de superficie, establecidas por la Universidad de León para investigar cómo se relacionan las variables de rodal con el riesgo potencial de que exista un incendio de copas. El inventario se diseñó con el fin de representar la variabilidad estacional de los rodales jóvenes de elevada densidad en la región.

En general, las parcelas escogidas se caracterizan por una alta densidad de plantación, una baja intensidad de tratamientos selvícolas y por la presencia de una carga moderada de matorral (ver González-Ferreiro *et al.* 2014, p. 352 y su bibliografía asociada para una completa descripción de las parcelas). La combinación de ambas fuentes de datos permitió cubrir el rango existente de calidad, edad y densidad en los rodales de la especie en la provincia de Lugo y su distribución espacial engloba la principal área de distribución de *P. radiata* en Galicia, que se corresponde esencialmente con la provincia de Lugo (figura 1). Todas las parcelas se localizaron en campo de forma precisa, midiendo las coordenadas UTM de sus cuatro esquinas con una estación total y un GPS diferencial.

En todos los árboles de cada parcela se midió el diámetro normal (a 1,3 m sobre el suelo, usando una forcípula con precisión de 1 mm) y la altura total (usando un hipsómetro con precisión de 1 dm). Posteriormente, se estimó el volumen con corteza del tronco de cada árbol utilizando el modelo expresado por la ecuación 1, que es apropiado para la especie y zona geográfica (Diéguez-Aranda *et al.* 2009):

$$v = 4,851 \cdot 10^{-5} \cdot d^{1,883} \cdot h^{1,004} \quad [1]$$

Donde, v = volumen total con corteza del tronco (m³), d = diámetro normal con corteza (cm) y h = altura total del árbol (m).

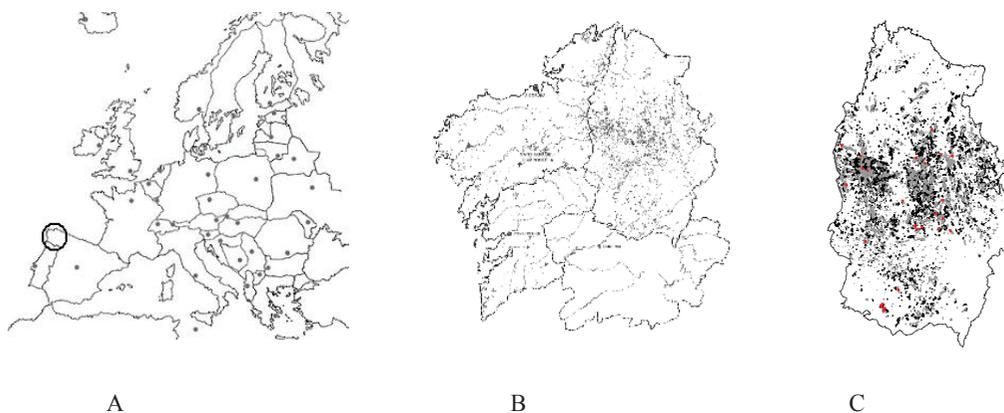


Figura 1. Área de estudio: A) Localización de Galicia en España y en Europa. B) Masas de *Pinus radiata* en Galicia según el IFN4. C) Masas de *Pinus radiata* en la provincia de Lugo según el IFN4 (áreas en color negro y áreas en color gris), teselas de estudio (áreas en color gris) y centroides de las 25 parcelas de campo establecidas en la provincia de Lugo (puntos rojos).

Study area: A) Location of Galicia in Spain and Europe. B) *Pinus radiata* stands in Galicia according to the 4NFI (4th National Forest Inventory). C) *Pinus radiata* stands in the province Lugo according to 4NFI (black and grey areas), analyzed stands (grey areas) and centroides of the 25 field sample plots in the province of Lugo (red dots).

El volumen de cada parcela se obtuvo agregando el volumen de los árboles individuales y refiriendo el resultado a la hectárea (V , $m^3 ha^{-1}$). También se calcularon las siguientes variables de rodal a partir de los datos de las parcelas: edad del rodal (t) calculada a partir de la fecha de plantación, número de árboles por hectárea (N), altura dominante (H , m, definida como la altura media de los 100 árboles con mayor diámetro normal por hectárea) e índice de sitio (S , m, definido como la altura dominante del rodal a la edad de referencia de 20 años, estimado con el modelo recogido en Diéguez-Aranda *et al.* 2009). La figura 2 muestra una matriz de diagramas de dispersión para las variables t , N , H , S y V . Los datos de campo representan el rango de calidades de estación y etapas de desarrollo para los turnos de corta comúnmente empleados para *P. radiata* en Galicia (como media 25 años en plantaciones privadas, Rodríguez *et al.* 2002).

Datos LiDAR. Los datos LiDAR para la zona oriental de Galicia (provincias de Lugo y Ourense) se adquirieron en el proyecto PNOA entre el 5 de septiembre y el 29 de octubre de 2009 bajo la dirección del Ministerio de Fomento de la Administración General del Estado (a través de la Dirección General del Instituto Geográfico Nacional –IGN– y del Centro Nacional de Información Geográfica –CNIG) y la *Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras* de la *Xunta de Galicia* (a través del *Instituto de Estudos do Territorio –IET*), empleando un sensor RIEGL LMS-Q680, operando a 1064 nm, con una frecuencia de repetición de pulsos de 70 Hz, una frecuencia de escáner de 46 Hz, un ángulo máximo de escaneado de 30° y una altura media de vuelo de 1.300 m sobre el nivel del elipsoide GRS80. Se registró un máximo de cuatro retornos por pulso, con una densidad teórica requerida por el proyecto PNOA de 0,5 primeros retornos m^{-2} . Los estadísticos des-

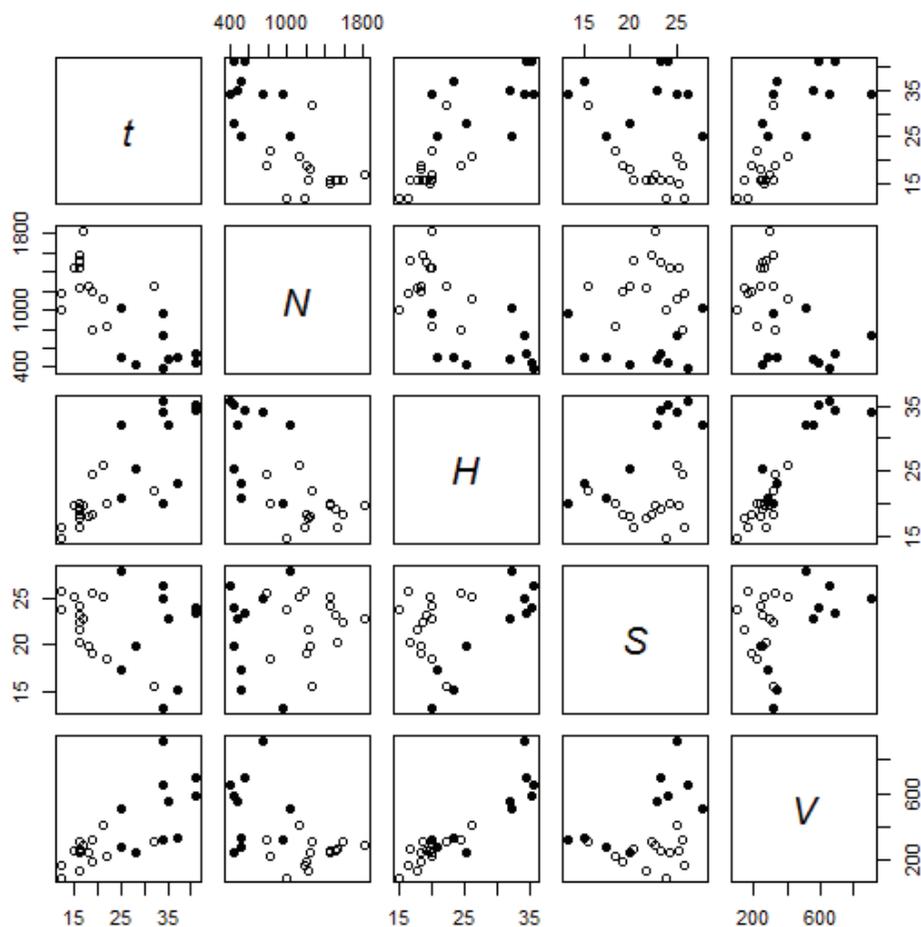


Figura 2. Gráfico de dispersión matricial de las variables edad (t), densidad (N , pies ha^{-1}), altura dominante (H , m, definida como la altura media de los 100 árboles con mayor diámetro normal por hectárea) e índice de sitio (S , m, definido como la altura dominante del rodal a la edad de referencia de 20 años, estimado con el modelo de Diéguez-Aranda *et al.* (2005)) y volumen de masa (V , $m^3 ha^{-1}$). Los círculos sólidos representan los 10 datos de la red de parcelas A y las circunferencias los 15 datos de la red de parcelas B.

Scatter plot graphic that represent the range of ages (t , ages), densities (N , stem ha^{-1}), dominant height (H , m, defined as the mean height of the 100 largest diameter trees per hectare) and site index (S , m, defined as the dominant height at the reference age of 20 years, estimated using the model described in Diéguez-Aranda *et al.* (2005)) and stand volume (V , $m^3 ha^{-1}$). Filled circles represent field data from source A (10 plots). Empty circles represent field data from source B (15 plots).

criptivos de la densidad total de retornos por metro cuadrado dentro de las parcelas de entrenamiento fueron: media = 0,476, mínimo = 0,194, máximo = 1,098 y desviación estándar = 0,200.

Normalización de la intensidad de los datos LiDAR. Ya que la zona de estudio es extensa y el terreno muestra una alta variabilidad en cuanto a pendientes y altitudes, los valores de intensidad se normalizaron en función de un rango estándar, con el fin de eliminar la dependencia de los valores de intensidad con respecto a la altura de vuelo (García *et al.* 2010) y al ángulo de incidencia (Kaasalainen *et al.* 2011). Así, la intensidad normalizada (I') se obtuvo mediante la multiplicación del valor bruto de la intensidad (I) por el cociente entre el rango de cada retorno (rg , m) y el rango estándar (rg_s , m) (en este caso 1.000 m) y por el inverso del coseno del ángulo de incidencia del rayo láser (α , radianes). El primer rango se calculó como la diferen-

cia entre la altura media de vuelo (1.300 m sobre el nivel del elipsoide GRS80 en este caso) y la altura elipsoidal de cada retorno (m), es decir, la diferencia entre el sensor y el objeto con el que impacta el láser:

$$I' = I \frac{rg^2}{rg_s^2} \cdot \frac{1}{\cos \alpha} \quad [2]$$

Extracción de las variables LiDAR. Se emplearon varios algoritmos implementados en LTK (LiDARTool Kit) del programa FUSION V. 3.50 (McGaughey 2015) para el filtrado, interpolación y generación de los MDE, para la obtención de la nube de puntos LiDAR con altura normalizada y para el cálculo de los estadísticos relacionados con las distribuciones de altura y de intensidad de los retornos LiDAR en las 25 parcelas de entrenamiento (véanse los pasos descritos en González-Ferreiro *et al.* 2012 y la descripción de los estadísticos en los cuadros 1 y 2). Todas las

Cuadro 1. Variables LiDAR, potencialmente explicativas, relacionadas con las distribuciones de altura e intensidad LiDAR.
 Potential explanatory LiDAR variables related with normalized height and normalized intensity LiDAR distributions.

Variables relacionadas con la distribución de las alturas (m)	Variables relacionadas con la distribución de intensidades (adimensional)	Descripción
$h_{min}, h_{max}, h_{mean}, h_{mode}, h_{median}$	$i_{min}, i_{max}, i_{mean}, i_{mode}, i_{median}$	Mínimo, máximo, media, moda y mediana
h_{SD}, h_{CV}	i_{SD}, i_{CV}	Desviación estándar y coeficiente de variación
$h_{skw}, h_{kurt}, h_{ID}$	$i_{skw}, i_{kurt}, i_{ID}$	Asimetría, curtosis y distancia intercuantílica
h_{AAD}	i_{AAD}	Desviación absoluta promedio
$h_{MADmedian}, h_{MADmode}$	$i_{MADmedian}, i_{MADmode}$	Mediana de la desviación absoluta de la mediana total y de la moda total
$h_{L1}, h_{L2}, \dots, h_{LA}$	$i_{L1}, i_{L2}, \dots, i_{LA}$	L-momentos
h_{Lskw}, h_{Lkurt}	i_{Lskw}, i_{Lkurt}	L-momentos de la asimetría y curtosis
$h_{05}, h_{10}, h_{20}, \dots, h_{90}, h_{95}$	$i_{05}, i_{10}, i_{20}, \dots, i_{90}, i_{95}$	Percentiles
h_{25}, h_{75}	i_{25}, i_{75}	Primer y tercer cuartil

Nota: Las variables se calcularon usando todos los retornos LiDAR, es decir, primeros, segundos, terceros y cuartos retornos.
 Note: All LiDAR-derived variables were computed from all LiDAR returns in the database, that is, 1st, 2nd, 3rd and 4th LiDAR returns.

Cuadro 2. Variables LiDAR, potencialmente explicativas, relacionadas con el cierre de copas.
 Potential explanatory LiDAR variables related with canopy closure.

Variables relacionadas con el cierre de copas (%)	Descripción
PFR_{Ahmean}	Ratio entre el n° de primeros retornos por encima de h_{mean} y el n° de primeros retornos para cada parcela.
PFR_{Ahmode}	Ratio entre el n° de primeros retornos por encima de h_{mode} y el n° de primeros retornos para cada parcela.
PAR_{Ahmean}	Ratio entre el n° de todos los retornos por encima de h_{mean} y el n° de todos los retornos para cada parcela.
PAR_{Ahmode}	Ratio entre el n° de todos los retornos por encima de h_{mode} y el n° de todos los retornos para cada parcela.
PFR_{A2}	Ratio entre el n° de primeros retornos por encima de 2 m y el n° total de primeros retornos para cada parcela.

métricas se calcularon a partir de los retornos por encima de 1 m para evitar retornos de matorral, arbustos, rocas, troncos, etc. Además, se calcularon un conjunto de métricas LiDAR relacionadas con el cierre de copas, usando varias ratios entre el número de retornos por encima de un umbral de altura de 2 m (cuadro 2).

Elaboración de los modelos. Se establecieron relaciones empíricas entre las variables obtenidas a partir de los datos medidos en campo y las métricas LiDAR, mediante el empleo de modelos de regresión múltiple. Las expresiones generales de los modelos son:

$$V = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \dots + \beta_k \cdot X_k + \varepsilon \quad [3]$$

$$V = \beta_0 \cdot X_1^{\beta_1} \cdot X_2^{\beta_2} \cdot \dots \cdot X_k^{\beta_k} + \varepsilon \quad [4]$$

Donde, X_1, X_2, \dots, X_k = variables explicativas del modelo, extraídas a partir de estadísticos y métricas de las distribuciones de altura e intensidad de las nubes de puntos LiDAR (cuadro 1) o variables LiDAR relacionadas con el cierre de copas (cuadro 2); $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$ = parámetros a estimar en el proceso de ajuste; y ε = término aditivo del error en el modelo, que ha de ser normal, independiente e idénticamente distribuido, con media cero.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa estadístico R (R Core Team 2014). Con el fin de corregir la no linealidad en las relaciones entre algunas de las variables explicativas y la variable dependiente en el modelo 3, todas las variables potencialmente explicativas fueron transformadas usando una transformación potencial *BoxCox*. Para ello, se usó la función *boxcox* implementada en el paquete *MASS* (R Core Team 2014), que computa y opcionalmente representa el perfil de máxima verosimilitud para el parámetro λ . La forma del modelo lineal con las variables independientes transformadas es:

$$V = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_1^{\lambda_1} + \beta_2 \cdot X_2^{\lambda_2} + \dots + \beta_k \cdot X_k^{\lambda_k} + \varepsilon \quad [5]$$

Ajuste y selección del modelo. La selección del mejor conjunto de variables explicativas se realizó mediante una búsqueda con reemplazamiento secuencial aplicando el argumento *sequential replacement* de la función *regsubsets*, implementada en el paquete *LEAPS* (R Core Team 2014). Este método busca los subconjuntos de variables independientes que mejor predicen la variable dependiente por regresión lineal en una muestra dada. Se usó el criterio de información bayesiano (BIC) para ordenar los modelos candidatos de mejor a peor siguiendo un orden de BIC ascendente (Schwarz 1978). En el caso del modelo 4, para poder aplicar la técnica anterior se tomaron logaritmos en ambos términos de la igualdad para linealizarlo y, una vez seleccionado

el mejor conjunto de variables explicativas, se ajustó el modelo potencial original con las mismas variables.

Los parámetros se estimaron por mínimos cuadrados ordinarios. Para analizar el comportamiento de los modelos se realizaron análisis numéricos y gráficos de los residuos. Se utilizaron dos estadísticos de bondad de ajuste: el coeficiente de determinación (R^2) y la raíz del error cuadrático medio (REMC). Aunque existen limitaciones asociadas con el uso del R^2 en regresión no lineal, su uso común como medida global de la adecuación de un modelo anula estos inconvenientes (Ryan 1997, p. 424). El R^2 indica la proporción de la varianza total de la variable dependiente que es explicada por el modelo, pero no debe ser utilizado como criterio único en la selección del mejor modelo (Myers 1990, p. 166). El RMSE es útil porque proporciona una idea de la precisión de la estimación en las mismas unidades que la variable dependiente. Además, penaliza a los modelos con más parámetros, de acuerdo con el principio general de simplicidad científica.

Por último, se estudió la multicolinealidad entre variables calculando el índice de condición mediante la función *colldiag* del paquete *PERTURB* (R Core Team 2014). De acuerdo con Belsley (1991), se rechazaron los modelos de regresión con índice de condición superior a 30. Finalmente, solo se consideraron los modelos con estimaciones de los parámetros $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$ significativas a un nivel del 5 %.

Aplicación del modelo y obtención del volumen. Para extraer las métricas LiDAR seleccionadas como independientes en el modelo de regresión en un formato ráster se emplearon varios algoritmos implementados en LTK del programa FUSION V. 3.50 (McGaughey 2015). El primer paso consistió en emplear el algoritmo *PolyClipData*, para extraer los datos LiDAR contenidos en las teselas de estudio. Para ello se empleó el archivo espacial en formato *shapefile* procedente del MFE (figura 1), al cual previamente se le aplicó un buffer de 50 m de anchura, con el fin de evitar errores de cálculo en los bordes de las teselas en procesos subsiguientes de normalización de la altura de los datos LiDAR. En segundo lugar, se empleó el algoritmo *GroundFilter* para extraer de la nube de puntos LiDAR aquellos retornos que pertenecen al suelo y a partir de ellos generar los MDE de las teselas, interpolando con una resolución de 3 m con el algoritmo *GridSurfaceCreate*. En tercer lugar, se usó el algoritmo *GridMetrics* para extraer diferentes métricas y estadísticos de las distribuciones normalizadas de altura e intensidad de los datos LiDAR usando un tamaño de píxel de 30 m de lado. Además, *GridMetrics* permite excluir valores extremos; en este caso se descartaron los valores de altura normalizada fuera del rango de 1 a 40 m, para evitar en la parte inferior retornos pertenecientes al matorral, troncos tirados, piedras, etc. o retornos afectados por el efecto de retrodispersión múltiple, y en la parte superior retornos provenientes de insectos, pájaros, tendidos

eléctricos, etc., considerándose 40 m la altura máxima del arbolado en la zona de estudio. En cuarto lugar se utilizó el algoritmo *CSV2Grid*, que proporciona un ráster espacialmente explícito del estadístico o estadísticos seleccionados como variable o variables independientes del modelo de estimación; de este modo, se obtuvo un ráster de salida por tesela y estadístico. Por último, se usó el algoritmo *MergeRaster* para fusionar los archivos correspondientes a las diferentes teselas y obtener un único ráster por cada estadístico seleccionado como explicativo en el modelo.

Una vez seleccionado el modelo de predicción del volumen de rodal, se procedió a su aplicación, usando como variable o variables explicativas el ráster o rústers obtenidos en el proceso anterior. Para ello, en primer lugar se leyó el archivo o archivos ráster, se aplicó la ecuación del modelo a cada píxel y el volumen obtenido se exportó a formato ráster. Todos estos procesos se realizaron con las funciones *scan*, *ifelse* y *write.table* del paquete *BASE* (R Core Team 2014). De este modo, se obtuvo un archivo espacialmente explícito con un tamaño de píxel de 30 m de lado, que describe las existencias del volumen de cada rodal de *P. radiata* seleccionado en la provincia de Lugo. Finalmente, se procedió a estimar los principales estadísticos resumen para la variable volumen de rodal.

Determinación del error de muestreo. Para comprobar la precisión de las estimaciones se recurrió al cálculo del error de las estimaciones basadas en modelos de regresión. La inferencia en los estimadores basados en modelos de regresión no se fundamenta en el diseño muestral con el que han sido elegidas las unidades de muestreo, sino en el modelo empírico que relaciona la variable primaria de interés con una segunda variable (variable suplementaria) en dichas unidades de muestreo (Gregoire 1998). Para el uso de estos estimadores se requiere el conocimiento de los valores de la variable suplementaria para todos los elementos del dominio de la población donde se pretenden hacer estimaciones.

Para la aplicación de procedimientos de estimación basados en modelos se asume que la población objeto de estudio es finita y que se dispone de una medición de la variable auxiliar x para todos los elementos de la población (N). Por su parte, únicamente se dispone de medición de la variable primaria y para los n elementos que componen la muestra. La variable primaria y secundaria se relacionan mediante el modelo ajustado (genéricamente $\hat{V}_i = f(x_i, \hat{\beta})$) el cual permite estimar para cada i elemento de la población ($i = 1, 2, \dots, N$) el valor de la variable primaria (\hat{V}_i). El estimador de la media basado en modelos de regresión es (McRoberts 2006):

$$\hat{\mu}_{MOD} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N V \quad [6]$$

Donde, \hat{V}_i = estimación del valor de la variable primaria para cada elemento de la población.

El estimador correspondiente del error estándar es:

$$S_{\mu_{MOD}}^{\wedge} = \sqrt{\frac{1}{N^2} \sum_{i=1}^N \sum_{j=1}^N Z_i^T \sigma^2 \{\hat{\beta}\} Z_j} \quad [7]$$

Donde, los elementos de la matriz Z son $z_{i,k} = \partial f(x_i, \hat{\beta}) / \partial \beta_k$, siendo $\hat{\beta}_k$ los parámetros del modelo, y $\sigma^2 \{\hat{\beta}\}$ es la matriz de varianzas-covarianzas de la estimación de los parámetros $\hat{\beta}_k$ del modelo (McRoberts 2006).

Debido a que la estimación del error estándar mediante la ecuación 7 es computacionalmente muy intensiva, se ha aproximado el valor de $S_{\mu_{MOD}}^{\wedge}$ mediante un muestreo aleatorio simple sin reemplazamiento de $n = 10.000$ elementos (McRoberts *et al.* 2013). Además, se estimaron el error absoluto (E) y el error relativo (ε):

$$E = t \cdot S_{\mu_{MOD}}^{\wedge} \quad [8]$$

$$\varepsilon = \frac{E}{\hat{\mu}_{MOD}} \cdot 100 \quad [9]$$

Donde, t = valor de la t de Student para una probabilidad del 95 % y $n-2$ grados de libertad.

RESULTADOS

Análisis de regresión. La transformación potencial Box-Cox permitió corregir la falta de linealidad en las relaciones entre la variable explicativa y la variable dependiente en el modelo 3, aunque se obtuvieron resultados ligeramente mejores empleando el modelo potencial (ecuación 4). El percentil del 70 de la distribución de alturas (h_{70}) fue la única variable explicativa seleccionada en ambos modelos. La variabilidad observada explicada por el modelo potencial fue del 89,9 % con un valor de REMC relativo del 18,0 %. Todos los parámetros del modelo potencial resultaron significativos a un nivel del 5 % y sus estimaciones, estadísticos de bondad del ajuste y covarianza se muestran en el cuadro 3. Los diagramas de dispersión indican que la variable predicha (V) está fuertemente correlacionada con la variable independiente y que no existen tendencias observadas de sobreestimación o subestimación (figura 3).

El modelo ajustado cumplió todos los supuestos necesarios para realizar regresión paramétrica (independencia de los errores, homocedasticidad y normalidad de la distribución de errores) y a la vista de los resultados permitirá realizar predicciones de V e inferencia en el área de estudio a partir de los datos LiDAR del PNOA.

Volúmenes obtenidos y error de muestreo. La metodología de estimadores basados en modelos de regresión propuesta, en la que se tomó el volumen medido en campo

Cuadro 3. Estimación de los parámetros, estadísticos de bondad del ajuste y covarianza del modelo seleccionado para estimar volumen de rodal (V , $m^3 ha^{-1}$) a partir de datos LiDAR (el percentil del 70 de la distribución de alturas, h_{70}).

Parameter estimates, goodness-of-fit statistics and covariance for the selected model used to estimate stand volume (V , $m^3 ha^{-1}$) from LiDAR data (70 percentile of the LiDAR normalized height distribution, h_{70}).

Modelo	β_0		β_1		R^2	REMC	Covarianza $\beta_0-\beta_1$
	Estimador	Error estándar	Estimador	Error estándar			
$V = \beta_0 \cdot h_{70}^{\beta_1}$	5,0323	1,7238	1,4794	0,1098	0,899	63,4	-0,1885

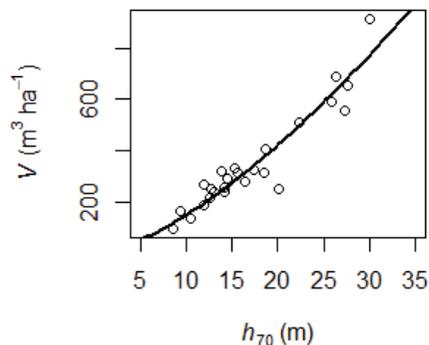


Figura 3. Gráfica de dispersión que representa la variable independiente seleccionada (h_{70} , m) y la variable dependiente (V , $m^3 ha^{-1}$). La curva representa el mejor ajuste potencial que se describe en el cuadro 3.

Scatter plot representing the chosen explanatory variable (h_{70} , m) and the dependent variable (V , $m^3 ha^{-1}$). The curve represents the best potential adjustment described in table 3.

como variable dependiente y la variable h_{70} calculada a partir de datos LiDAR como independiente, proporcionó una media poblacional estimada ($\hat{\mu}_{MOD}$) para la zona de estudio de $166,3 m^3 ha^{-1}$. El error estándar de la media poblacional de V ($S_{\hat{\mu}_{MOD}}$), el error absoluto (E) y el error relativo (ε) obtenidos a partir de la muestra aleatoria de 10000 elementos fueron $11,7 m^3 ha^{-1}$, $23,1 m^3 ha^{-1}$ y $13,9 \%$, respectivamente.

La aplicación del modelo de estimación del volumen de rodal permitió elaborar un mapa temático espacialmente explícito (figura 4) que representa la distribución espacial de las existencias maderables de *P. radiata* a escala provincial. La figura 5 representa una muestra del cálculo del volumen obtenido a nivel de tesela.

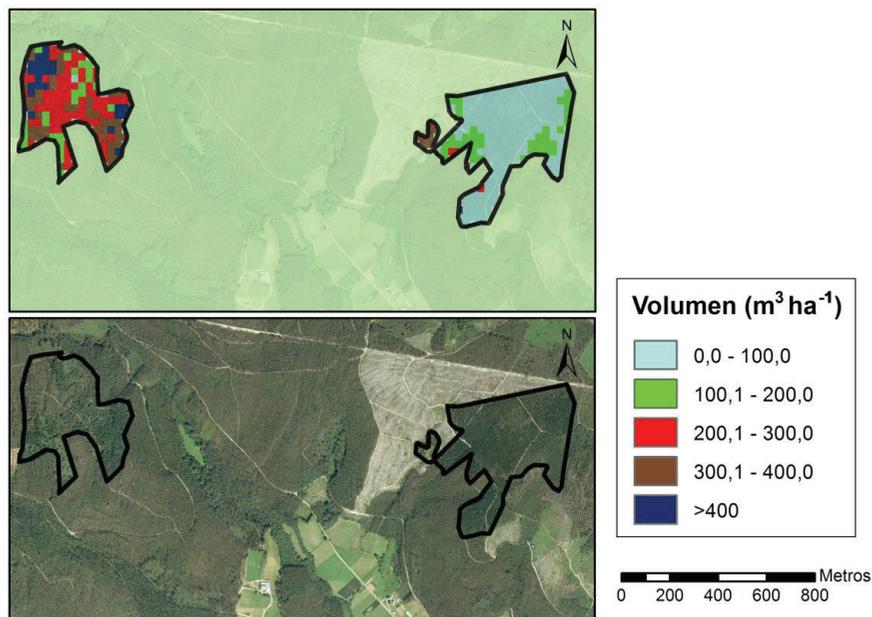


Figura 4. Representación gráfica de las existencias en volumen sobre píxeles de 30 m de lado.

Graphical representation of the stocks of timber volume using pixels of 30 m of side.

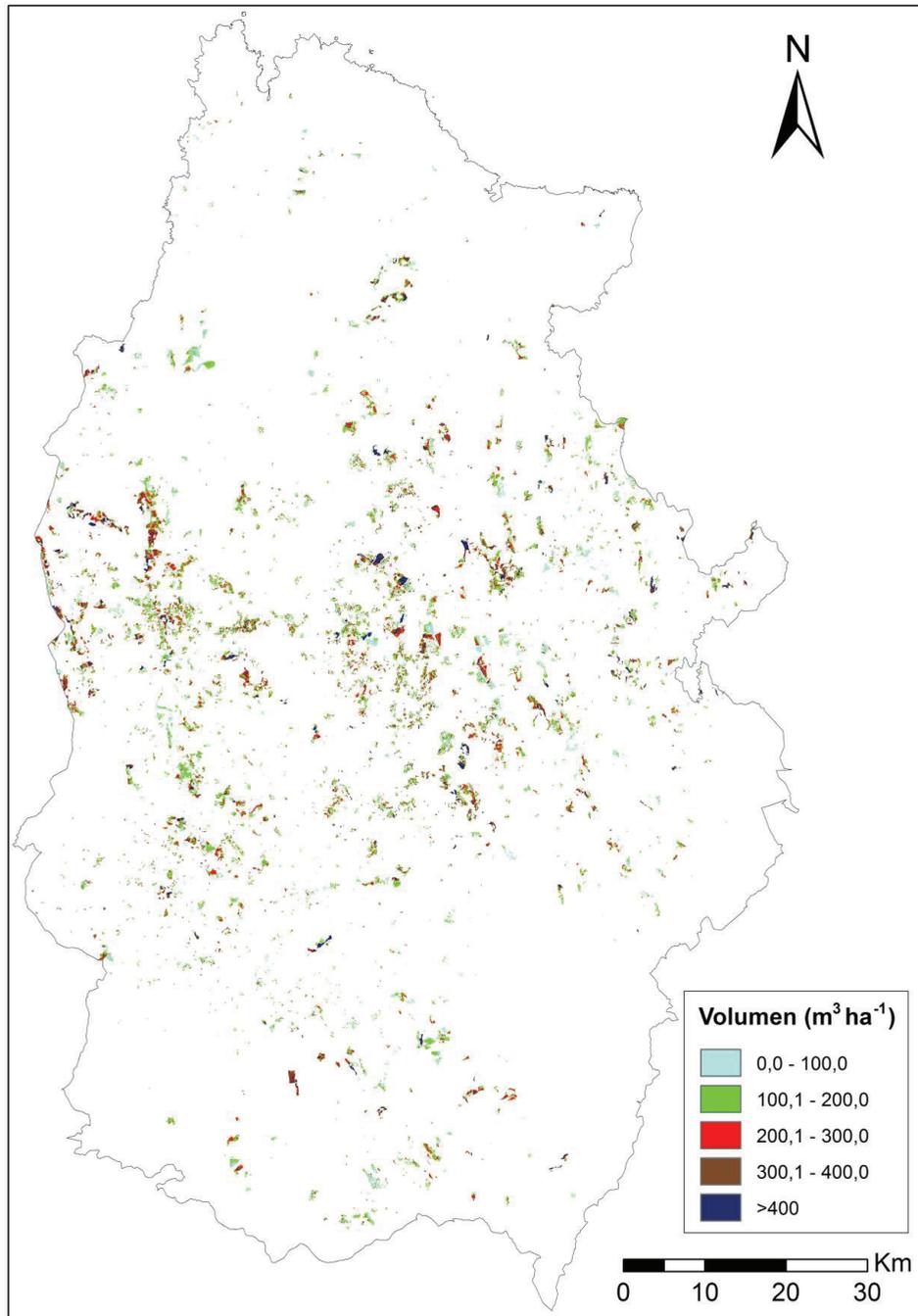


Figura 5. Existencias maderables de *P. radiata* estimadas con LiDAR.

Timber stocks estimation of *Pinus radiata* stands using LiDAR.

DISCUSIÓN

La adquisición de datos de campo para inventario forestal es generalmente costosa tanto en tiempo como en recursos. En España, aproximadamente el 50 % de los costes de inventario provienen de los trabajos de campo, de modo que el coste de un inventario tradicional con fines de gestión forestal es de aproximadamente 20 € ha⁻¹ (Tomé Morán *et al.* 2013).

Los inventarios forestales basados en datos LiDAR a nivel de rodal (es decir ABA) se están convirtiendo en una realidad rentable en inventarios forestales a gran escala en zonas boreales, pero siguen siendo un reto en las regiones templadas de Europa en las que, a menudo, diferentes especies arbóreas están presentes en pequeñas propiedades forestales que además presentan una gran dispersión geográfica y heterogeneidad. Aun así, Fabra (2012) afirma que, en España, el inventario forestal con datos LiDAR puede abaratar los costes hasta aproximadamente los 5 € ha⁻¹. Además, la posibilidad de contar con datos LiDAR a nivel nacional puede reducir más aún los costes y fomentar el uso múltiple de los datos LiDAR (los costes unitarios disminuyen a medida que aumenta la superficie escaneada y el número de objetivos propuestos para cada vuelo) (González-Ferreiro *et al.* 2014). En el caso de los datos a nivel nacional del PNOA, las consultas realizadas al Instituto Geográfico Nacional Español (IGN) revelaron que, para grandes adquisiciones (900.000 ha), el coste de los datos LiDAR es de aproximadamente 0,14 € ha⁻¹ en la mayor parte de los casos (duplicándose en el caso de adquisiciones centradas en áreas muy perfiladas e irregulares o pequeñas islas del territorio). De forma adicional, este coste debe ser imputado a los diferentes usos que se pueden dar a los datos LiDAR, reduciendo de este modo el coste global de los inventarios forestales.

Los datos LiDAR del PNOA han demostrado su utilidad para la estimación de un gran conjunto de variables de rodal como el volumen (Guerra-Hernández *et al.* 2016a), el área basimétrica (Guerra-Hernández *et al.* 2016a), la altura media de Lorey (González-Ferreiro *et al.* 2014, Guerra-Hernández *et al.* 2016a), variables del complejo de combustibles de copa (González-Ferreiro *et al.* 2014), la severidad del fuego (Montealegre *et al.* 2014), la biomasa o el carbono (Montealegre *et al.* 2015, Guerra-Hernández *et al.* 2016ab), pero no han sido usados aún en España para el inventario forestal de grandes superficies, como la provincia de Lugo.

A continuación se discuten los dos principales procesos metodológicos que se abordan en este estudio: el modelo de regresión y la estimación del volumen a partir del modelo.

Modelo de regresión. En este estudio se han usado datos LiDAR procedentes del PNOA y una metodología basada en el análisis estadístico de las relaciones entre el volumen de rodal medido en campo y una serie de variables regresoras obtenidas de las distribuciones de altura e intensidad

de la nube de puntos LiDAR normalizada. La precisión de los MDE y los parámetros de vuelo (densidad de muestreo, altura de vuelo y ángulo de escaneo) son factores muy influyentes en las métricas LiDAR. Sin embargo, y de acuerdo con lo expresado por Guerra-Hernández *et al.* (2016a), se han ajustado modelos que explican un elevado porcentaje de la variabilidad total del volumen de rodal en masas de *Pinus pinaster* Ait. (hasta un 98 %), *Quercus pyrenaica* Willd. (hasta un 88 %), *Pinus pinea* L. (hasta un 74 %) y masas mixtas de *P. pinea*, *P. pinaster* y *Q. pyrenaica* (hasta un 82 %) utilizando los datos LiDAR del PNOA, con parámetros de vuelo que podrían ser a priori limitantes, como ángulos de escaneo de hasta 50°, densidad de pulsos LiDAR de tan solo 0,5 primeros retornos por m² y alturas de vuelo de hasta 2.866 m sobre el elipsoide de referencia.

Para discutir el comportamiento del modelo con respecto a otros estudios en masas de *P. radiata* se han usado los estadísticos R^2 y REMC, debido a su uso generalizado como indicadores de la adecuación de un modelo, así como la densidad de pulsos LiDAR, ya que el uso de densidades de pulsos LiDAR elevadas puede compensar o reducir la mayor parte de las fuentes de error provocadas por la elección del resto de los parámetros de vuelo (Hyypä *et al.* 2008). El modelo seleccionado para V ($R^2 = 0,899$; REMC = 63,4 m³ ha⁻¹) se ha comportado significativamente mejor que los modelos presentados por González-Ferreiro *et al.* (2012) para masas de *P. radiata* en el NO de España, con densidades de muestreo LiDAR de entre 0,5 y 8 pulsos por m², obtenidas a partir de una reducción artificial de la base de datos LiDAR original ($R^2 = 0,68 - 0,79$; REMC = 76,9 - 94,1 m³ ha⁻¹) y ligeramente mejor que los modelos presentados por Cartus *et al.* (2012) para plantaciones de *P. radiata* y *Eucalyptus globulus* Labill. en la zona central de Chile ($R^2 = 0,70 - 0,85$ para densidades de 1 y 3 pulsos m⁻², respectivamente).

El modelo seleccionado para V incluye el percentil del 70 de la distribución de alturas (h_{70}) como única variable explicativa, lo que concuerda con las averiguaciones realizadas por Gobakken y Næsset (2007), que constataron que los percentiles intermedios y elevados de la distribución de alturas LiDAR (h_{50} a h_{90}) permanecen muy estables incluso con bajas densidades de retornos LiDAR, por lo que es de esperar que el modelo presentado tenga un comportamiento robusto, aún con densidades de retornos LiDAR muy bajas.

Por otra parte, teniendo en cuenta la gran extensión de la zona de estudio, la amplia variabilidad en cuanto a estructuras de masa cubiertas por las parcelas de campo usadas para crear el modelo y que estas se distribuyeron a lo largo de la principal área de distribución de *P. radiata* en Galicia, es de esperar que el modelo empírico aquí propuesto pueda ser aplicado a la mayor parte de los rodales de *P. radiata* en la región. Aun así, se debería ser cauteloso cuando se trate de extrapolar las estimaciones del modelo fuera del dominio de valores de los datos de campo usados en este estudio, de forma particular en masas fuertemente aclaradas o muy jóvenes.

Estimación del volumen. En este estudio se ha caracterizado la localización espacial de las existencias maderables para los rodales de *P. radiata* en estado de latizal y fustal con una ocupación superior al 60 % y dicha información se ha recogido en un mapa que describe V en cada píxel de 30 m de lado. El tamaño del píxel ha sido escogido según las recomendaciones de Laes *et al.* (2011), de forma que ocupase una superficie próxima a la de las parcelas usadas en la fase de modelización (entre 600 y 1.000 m² en este caso). También se consideró la densidad de los datos LiDAR utilizados, con el fin de contar con un suficiente número de retornos por celda que proporcionasen métricas LiDAR no sesgadas y la heterogeneidad de las masas forestales analizadas, con el fin de obtener una buena representación de las mismas.

Las estimaciones poblacionales en el ámbito del inventario forestal tradicionalmente han sido realizadas mediante técnicas de inferencia basadas en el diseño de la selección de las unidades de muestreo (Cochran 1999). Sin embargo, estas técnicas no son demasiado flexibles en cuanto al uso de variables auxiliares que pudieran contribuir a mejorar la precisión de la estimación, puesto que en todos los casos requieren que la muestra tenga un diseño muestral conocido (Gregoire 1998). En este trabajo se han empleado estimadores basados en modelos de regresión, los cuales permiten hacer uso de parcelas ya establecidas sin diseño muestral previo, conjuntamente con la observación de una variable auxiliar sobre todos los elementos de la población objetivo.

Una ventaja añadida de esta metodología es que permite estimar la media y su error asociado para delimitaciones concretas del dominio de estudio (“*small area estimation*” Chambers y Clark 2012), como pueden ser el rodal, monte o estrato (*e.g.* Breidenbach *et al.* 2016). Sin embargo, a pesar de la flexibilidad que otorgan estos métodos, para su uso se debe poner especial énfasis en las propiedades estadísticas de los modelos, ya que el peso de la inferencia recae en la calidad del ajuste y en su capacidad explicativa, junto con la variabilidad de la variable suplementaria en el dominio donde se pretenden hacer estimaciones (Gregoire 1998, McRoberts 2006).

Se debe tener en cuenta que las teselas identificadas en el MFE deben tener una extensión mínima de 1 ha en el caso de zonas arboladas, lo cual hace que en zonas forestales altamente heterogéneas se haga necesario englobar masas que difieren mucho en su estructura y composición florística, situación común en Galicia debido al predominante minifundismo presente en la región, en la que el 64 % de la propiedad forestal es privada y el tamaño medio de superficie forestal por propietario es de 1,78 ha distribuidas en varias parcelas, según el Plan Forestal de Galicia en el año 1992.

Aunque las teselas de la zona de estudio (figura 1) han sido filtradas para contener exclusivamente masas de *P. radiata* en estado de latizal y fustal con una ocupación superior al 60 %, los píxeles que las constituyen pueden

incluir datos de zonas rasas y arbolado joven. Esto explicaría en parte la diferencia entre el valor medio del volumen de la población y el de las parcelas utilizadas para ajustar el modelo.

Finalmente, el modelo propuesto para estimar el volumen a nivel de rodal podría utilizarse regularmente cada seis años, que es la periodicidad programada para los vuelos LiDAR del PNOA. En la actualidad se han licitado futuros vuelos, y es de esperar que los nuevos datos LiDAR estén disponibles en un breve periodo de tiempo. La posibilidad de utilizar los datos LiDAR para estimar las existencias en los próximos IFN supondría reducir sustancialmente su periodicidad actual de 10 años.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos a nivel provincial sugieren que los datos LiDAR a escala nacional del PNOA, con una resolución espacial de aproximadamente 0,5 primeros retornos por metro cuadrado y una resolución temporal programada de seis años, pueden ser útiles para la estimación del volumen de rodal a otras escalas de mayor detalle (rodal, estrato o monte), ya que los errores relativos obtenidos mediante la aplicación de estimadores basados en modelos de regresión para la provincia de Lugo son claramente inferiores a los máximos admisibles según la legislación vigente en la Comunidad Autónoma de Galicia (20 % para cada estrato y 40 % para el monte en todas las masas que previsiblemente entrarán en corta en un decenio), lo cual permitiría reducir el coste de los inventarios forestales haciendo uso de información adquirida mediante sensores remotos en proyectos multipropósito.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la financiación de: 1) el Ministerio Español de Ciencia e Innovación (AGL2008–02259/FOR); 2) el Gobierno de Galicia – *Xunta de Galicia, Dirección Xeral de Montes* (09MRU022291PR); y 3) la Multinacional energética Norvento (PGIDT09REM023E). También agradecemos la financiación posdoctoral del Dr. Eduardo M. González Ferreiro por parte del Gobierno Gallego y el Fondo Social Europeo (Diario Oficial de Galicia – DOG nº 52, p. 11343, fecha: 17/03/2014), y del Dr. César Pérez-Cruzado por parte de la Secretaría de Estado de Investigación, Desarrollo e Innovación (Juan de la Cierva – Incorporación).

REFERENCIAS

- Belsley DA. 1991. A guide to using the collinearity diagnostics. *Computer Science in Economics and Management* 4(1): 33-50.
- Breidenbach J, RE McRoberts, R Astrup. 2016. Empirical coverage of model-based variance estimators for remote sensing assisted estimation of stand-level timber volume. *Remote Sensing of Environment* 173: 274-281.
- Cartus O, J Kellndorfer, M Rombach, W Walker. 2012. Mapping

- canopy height and growing stock volume using airborne LiDAR, ALOS PALSAR and Landsat ETM+. *Remote Sensing* 4(11): 3320-3345.
- Chambers RL, RG Clark. 2012. An introduction to model-based survey sampling with applications. New York, USA. Oxford University Press. 265 p.
- Cochran WG. 1999. Sampling techniques. New York, USA. Wiley. 428 p.
- Diéguez-Aranda U, A Rojo Alboreca, F Castedo-Dorado, JG Álvarez González, M Barrio-Anta, F Crecente-Campo, JM González, C Pérez-Cruzado, R Rodríguez-Soalleiro, CA López-Sánchez, MA Balboa-Murias, JJ Gorgoso, F Sánchez. 2009. Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. Santiago de Compostela, España. Xunta de Galicia. 259 p.
- Fabra M. 2012. Aplicaciones de la tecnología LiDAR al sector forestal y comparación de costes frente a metodologías tradicionales. *Revista Montes* 110: 33-37.
- García M, D Fiano, E Chuvieco, FM Danson. 2010. Estimating biomass carbon stocks for a Mediterranean forest in central Spain using LiDAR height and intensity data. *Remote Sensing of Environment* 114(4): 816-830.
- Gobakken T, E Næsset. 2007. Assessing effects of laser point density on biophysical stand properties derived from airborne laser scanner data in mature forest. *International Archives of Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences* 36(3): 150-155.
- González-Ferreiro E, U Diéguez-Aranda, F Crecente-Campo, L Barreiro-Fernández, D Miranda, F Castedo-Dorado. 2014. Modelling canopy fuel variables for *Pinus radiata* D. Don in NW Spain with low-density LiDAR data. *International Journal of Wildland Fire* 23(3): 350-362.
- González-Ferreiro E, U Diéguez-Aranda, D Miranda. 2012. Estimation of stand variables in *Pinus radiata* D. Don plantations using different LiDAR pulse densities. *Forestry* 85(2): 281-292.
- Gregoire TG. 1998. Design-based and model-based inference in survey sampling: appreciating the difference. *Canadian Journal of Forest Research* 28(10): 1429-1447.
- Guerra-Hernández J, M Tomé, E González-Ferreiro. 2016a. Using low density LiDAR data to map Mediterranean forest characteristics by means of an area-based approach and height threshold analysis. *Revista de Teledetección* 46: 103-117.
- Guerra-Hernández J, E Bastos-Görgens, J García-Gutiérrez, LC Estraviz-Rodríguez, M Tomé, E González-Ferreiro. 2016b. Comparison of ALS based models for estimating above-ground biomass in three types of Mediterranean forest. *European Journal of Remote Sensing* 49: 185-204.
- Hyypä J, H Hyypä, D Leckie, F Gougeon, X Yu, M Maltamo. 2008. Review of methods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest inventory data in boreal forests. *International Journal of Remote Sensing* 29(5): 1339-1366.
- Kaasalainen S, U Pyysalo, A Krooks, A Vain, A Kukko, J Hyypä, M Kaasalainen. 2011. Absolute radiometric calibration of ALS intensity data: Effects on accuracy and target classification. *Sensors* 11(11): 10586-10602.
- Laes D, SE Reutebuch, RJ McGaughey, B Mitchell. 2011. Guidelines to estimate forest inventory parameters from LiDAR and field plot data. Companion document to the Advanced LiDAR Applications-Forest Inventory Modeling class. Salt Lake City, USA. US Forest Service. 22 p.
- McGaughey R. 2015. Fusion/LDV version 3.50: Software for LiDAR data analysis and visualization. Portland, USA. US Forest Service. 182 p.
- McRoberts RE. 2006. A model-based approach to estimate forest area. *Remote Sensing of Environment* 103(1): 56-66.
- McRoberts RE, E Næsset, T Gobakken. 2013. Inference for lidar-assisted estimation of forest growing stock volume. *Remote Sensing of Environment* 128: 268-275.
- McRoberts RE, HE Andersen, E Næsset. 2014. Using airborne laser scanning data to support forest sample surveys. In Maltamo M, E Næsset, J Vauhkonen eds. *Forestry applications of airborne laser scanning: Concepts and case studies*. London, UK. Springer. p. 269-292.
- Myers RH. 1990. *Classical and Modern Regression with Applications*. Belmont, USA. Duxbury Press. 488 p.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria. R foundation for statistical computing. Consultado 27 jul. 2015. Disponible en <http://www.R-project.org/>
- Rodríguez R, F Sánchez, J Gorgoso, F Castedo, C López, KV Gadaw. 2002. Evaluating standard treatment options for *Pinus radiata* plantations in Galicia (north-western Spain). *Forestry* 75(3): 273-284.
- Ryan TP. 1997. *Modern Regression Methods*. New York, USA. Wiley. 515 p.
- Schwarz G. 1978. Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics* 6(2): 461-464.
- Tomé Morán JL, P Sanjuanbenito García, A Fernández Landa. 2013. Cartografía de Vegetación en la Comunidad de Madrid utilizando información LiDAR del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA). In VI Congreso Forestal Español de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 6CFE01-421. Vitoria-Gasteiz, España. Sociedad Española de Ciencias Forestales. p. 2-14.

Recibido: 30.03.16
Aceptado: 23.08.16

Factores de distribución de las comunidades del bosque húmedo de montaña. Volcán Cofre de Perote, México

Distribution factors in fragmented cloud forest communities in Cofre de Perote volcano, Mexico

Jennifer K Walte-Vega ^a, Arturo García-Romero ^{**}, Lilia L Manzo-Delgado ^a, José López-García ^a

*Autor de correspondencia: ^a Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, Departamento de Geografía Física, Circuito Exterior s/n, Colonia Ciudad Universitaria, México, Ciudad de México, C.P. 04510, tel.: (52-55) 56224335 ext. 45461, agronomero@igg.unam.mx

SUMMARY

The mountain cloud forest, also known as cloud forest, is one of the terrestrial ecosystems with a distribution restricted to mountainous elevations with high precipitation and persistent fog. Due to physical, ecological and cultural changes in the landscape, the communities that exist today represent a minimum fraction of the ecosystem. The objective of this investigation was to identify the factors related to the geomorphological diversity and to changes related to cultural processes that act as key drivers of the distribution of cloud forest communities in one of central Mexico's highest peaks. Floristic composition of plant communities was determined through 21 samplings, including ecotone areas, disturbed sites and even coffee plantations located within the forest. These communities were mapped using GIS techniques, and their distribution was assessed considering various factors pertaining to relief, land use and fragmentation. Five major communities were identified: 1) *Carpinus tropicalis* + *Quercus delgadoana* forest, 2) *Carpinus tropicalis* + *Prunus serotina* forest, 3) *Alchornea latifolia* + *Liquidambar macrophylla* ecotone, 4) *Cupressus lusitanica* + *Alnus jorullensis* ecotone and 5) coffee plantations grown under the forest canopy. Relevant environmental factors were grouped into two axes: one comprising the spatial structure (fragmentation) and the other involving the morphological characteristics of relief. Altitude and the energy of relief are the environmental factors most significantly related to changes in the specific richness of the communities studied.

Key words: Cofre de Perote volcano, mountain cloud forest, cloud forest, forest fragmentation, geomorphological diversity.

RESUMEN

El bosque húmedo de montaña o bosque de niebla es uno de los ecosistemas terrestres de distribución restringida a elevaciones montañosas con altas precipitaciones y niebla persistente. Debido a cambios físicos, ecológicos y culturales, las comunidades conservadas representan una proporción mínima del ecosistema. El objetivo del estudio fue reconocer los factores relativos a la diversidad geomorfológica y a los cambios provocados por procesos culturales, que controlan la distribución de las comunidades del bosque húmedo de montaña, en una de las montañas más altas del Centro de México. Para conocer la composición florística de las comunidades se realizaron 21 muestreos, incluyendo zonas de ecotono, lugares con evidencia de perturbación e incluso, cafetales que presumiblemente se encuentran dentro del bosque. Mediante técnicas de SIG se generó el mapa de las comunidades, y se analizó su distribución con respecto a diversos factores referentes al relieve, el uso del suelo y la fragmentación. Se identificaron cinco comunidades: 1) bosque de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana*, 2) bosque de *Carpinus tropicalis* y *Prunus serotina*, 3) ecotono con *Alchornea latifolia* y *Liquidambar macrophylla*, 4) ecotono con *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis*, y 5) cafetales bajo el dosel del bosque. Los factores que fueron relevantes se agruparon en dos ejes, uno referente a la estructura espacial (fragmentación), y otro a las características morfológicas del relieve. La altitud y la energía del relieve son los factores que se relacionaron de forma más significativa con cambios en la riqueza específica de las comunidades.

Palabras clave: volcán Cofre de Perote, bosque húmedo de montaña, bosque de niebla, fragmentación forestal, diversidad geomorfológica.

INTRODUCCIÓN

La composición de una comunidad vegetal está controlada por factores físicos y biológicos, incluyendo procesos y patrones tanto de origen natural como antrópico que intervienen dentro del sistema ambiental e interactúan de manera no lineal (Farina 1998). De manera particular, la

adaptación de las plantas a diferentes altitudes se considera como una respuesta a las condiciones climáticas (Hovenden y Brodribb 2000), siendo de gran interés analizar la distribución de las comunidades vegetales en relación a la heterogeneidad del relieve y la fragmentación, considerados ambos como fiables controladores de la distribución de ciertos elementos climáticos como la radiación,

la temperatura, la precipitación y la humedad (Turner *et al.* 2001). Sin embargo, es de conocimiento general que la influencia de dichos factores cambia con la escala de estudio; por ejemplo, a escala regional la orografía es uno de los principales factores físicos que inciden en la distribución y características del clima, y de las comunidades (Csorba 2010), en tanto que otros factores como los relativos a las características de la litología o el suelo no son particularmente evidentes (Rzedowski 2006).

Pero a escala de paisaje (escala intermedia entre las escalas regional y local; 1:25.000 a 1:75.000) las relaciones relieve-vegetación son más específicas, siendo la heterogeneidad topográfica y litológica la que mejor se relaciona con los cambios en la distribución de los organismos vegetales (Huston 2005, Williams-Linera 2007). Así, en general, se acepta que tipos de vegetación parecidos ocurren en ambientes geomorfológicos que son similares (Turner *et al.* 2001, García-Aguirre *et al.* 2010). Esto se debe a que las geoformas de distinto origen se asocian a cambios en las condiciones ambientales, por ejemplo, en la composición y estabilidad del sustrato geológico, en las propiedades físicas y químicas del suelo, en los niveles de evaporación del agua, la disponibilidad de humedad y la estabilidad de laderas y erosión, todos los cuales influyen en el establecimiento y desarrollo de la vegetación (Corenblit *et al.* 2008, Newman *et al.* 2014).

Por otra parte, a mesoescala los factores culturales también inciden en las características de la vegetación, y existe un amplio consenso en aceptar que en la mayoría de los casos esta influencia ha sido negativa al intervenir el hombre como factor de disturbio (Turner *et al.* 2001). Además, la deforestación y la pérdida gradual de la continuidad y la conectividad de los fragmentos remanentes pueden tener severas consecuencias en la biodiversidad y alteraciones en la estructura y en la funcionalidad de las comunidades (Hilty *et al.* 2006, Echeverría *et al.* 2007). Los daños se incrementan al considerar que el contacto de los fragmentos con la matriz circundante transforma las condiciones ambientales (*i.e.* temperatura y humedad) y favorece la influencia de procesos externos (Farina 1998), dando como resultado el aumento de la heterogeneidad de condiciones, organismos y desarrollo entre los distintos fragmentos (Collinge 2009).

Un ejemplo de la situación descrita se tiene en los bosques húmedos de montaña, también conocidos como bosques de niebla o bosques nubosos del centro de México, incluyendo el caso de los fragmentos forestales de la vertiente occidental del volcán Cofre de Perote. El área se caracteriza por su cercanía al litoral del Golfo de México y por un gradiente altitudinal muy pronunciado entre las costas y las cumbres del volcán (100 km y > 4.000 m de desnivel), situación que incide en las complejas condiciones impuestas por la circulación general de la atmósfera predominante (sistemas tropicales en verano y de latitudes medias en invierno), permitiendo la existencia de diversos tipos de vegetación: bosque tropical, bosque templado y

pastizal de alta montaña (García-García y Montañez 1991, Rzedowski 2006). Entre ellos, el bosque húmedo de montaña ha sido reconocido como un ecotono entre la vegetación de la región biogeográfica Neártica y la Neotropical, lo que le confiere una gran diversidad y riqueza biológica (Toledo 2009). Esta diversidad se incrementa no solo por su distribución en distintas áreas geográficas, sino también porque la fragmentación histórica del ecosistema ha favorecido una diversidad muy alta de epifitas, arbustos y herbáceas, además de numerosos endemismos (Cayuela *et al.* 2006, Toledo 2009), siendo difícil encontrar consistencias florísticas entre fragmentos de distintas regiones, e incluso entre fragmentos cercanos (Cayuela *et al.* 2006).

El interés por su conservación radica en ser un ecosistema de distribución restringida a elevaciones montañosas (menos del 1 % del territorio nacional), al tiempo que intensamente afectado por procesos de cambio de uso del suelo (Rzedowski 2006). La tasa de cambio de los bosques húmedos de montaña a uso agrícola es muy alta en el país, tanto para los bosques primarios (1,94 %) como para los secundarios (6,28 %); mientras que su recuperación a partir de usos de suelo agrícolas es mínima (0,05 %) y la degradación de bosques primarios es alta (16,5 %). En consecuencia, el 50 % de la superficie original del bosque húmedo de montaña ha sido remplazada, siendo considerado por el gobierno mexicano como un ecosistema que requiere de atención especial (Toledo 2009).

Si bien el relieve, el uso del suelo y la fragmentación han sido destacados por su influencia en la ecología de las comunidades vegetales (Jules y Shahani 2003, García-Aguirre *et al.* 2010), aún no se han llegado a establecer las variables específicas que ejercen una influencia dominante en la composición vegetal del bosque húmedo de montaña en México; debido a ello y considerando la importancia ecológica de este tipo de vegetación, se eligió un área representativa ubicada en región central del país, para analizar la influencia de dichos factores. El objetivo es reconocer a nivel de paisaje el efecto que tienen los factores geomorfológicos, el uso del suelo y la fragmentación, sobre la distribución de las comunidades del bosque húmedo de montaña de la vertiente oriental del volcán Cofre de Perote (centro-occidente de México). El estudio se desarrolló bajo la hipótesis de que a escala del paisaje, la variabilidad del relieve controla la distribución de los patrones de uso de suelo y fragmentación, luego provocando heterogeneidad en la composición y riqueza de las comunidades.

MÉTODOS

Sitio de estudio. Se estudió un cuadrante (672 km²) de la vertiente oriental del volcán Cofre de Perote, ubicado a ~200 km al Este de la Ciudad de México. El desnivel local de más de más de 3.000 m (860 – 4.200 m s.n.m) permite la transición de los climas cálido-húmedo a los templado-húmedo, y la formación de diversos tipos de vegetación, incluyendo selva mediana caducifolia, bosques de pino,

encino, pino-encino, abeto, y pastizal de alta montaña. El bosque húmedo de montaña se distribuye entre 1.200 y 2.100 m s.n.m. coincidiendo con el sector de la vertiente donde las masas de aire húmedo provenientes del Golfo de México generan las mayores precipitaciones orográficas (1.500 mm año⁻¹) y una persistente neblina a nivel del suelo (Williams-Linera 2007).

Un aspecto peculiar de esta vertiente es el notable control geomorfológico del patrón paisajístico. La organización geomorfológica se caracteriza por el predominio de geofomas modeladas sobre estructuras volcánicas asociadas a las distintas fases de formación del volcán Cofre de Perote (Plioceno tardío al Holoceno) y del campo volcánico monogenético Xalapa (Cuaternario), en tanto que solo el 5 % está conformado por calizas del Mesozoico. Dos colapsos masivos originaron extensos depósitos heterolíticos de gran impacto en la geomorfología de la vertiente, uno de ellos asociado a una avalancha del volcán Cofre de Perote, y otro a un abanico de derrubios del Complejo Volcánico Las Cumbres.

La inspección preliminar del patrón paisajístico mostró extensas masas forestales (40 % del área en estudio) bien conectadas entre sí (figura 1), así como sectores donde la

expansión agrícola y pecuaria se traduce en una extensa matriz de cultivos y pastizales con fragmentos remanentes de bosque. Una actividad que ha tenido fuerte impacto en el paisaje es el cultivo de café (40 – 60 % de la superficie del sector central del estado de Veracruz), el cual se encuentra bajo diversos tipos de sistemas productivos, desde los rústicos en los que no se altera el estrato arbóreo, hasta los monocultivos de sol (Rzedowski 2006).

Muestreo de vegetación. Para representar la diversidad de comunidades posibles en los bosques húmedos de montaña primarios, secundarios y con manejo, se realizaron 21 muestreos en sitios de ecotono, lugares con evidencia de perturbación e incluso, cafetales que se encuentran dentro del bosque. La existencia de ecotonos se explica por las variaciones climáticas que afectan a las vertientes del volcán. De esta forma, 14 sitios de muestreo se ubicaron en la franja de clima templado húmedo C(f) (García 1973), donde la topografía de valles incididos y barrancos favorece una mayor humedad. Otros siete sitios de muestreo se ubicaron a menor altitud, en zonas de transición hacia la franja de clima semicálido húmedo (A)C(fm) (García 1973). Se consideró como criterio para la selección de los

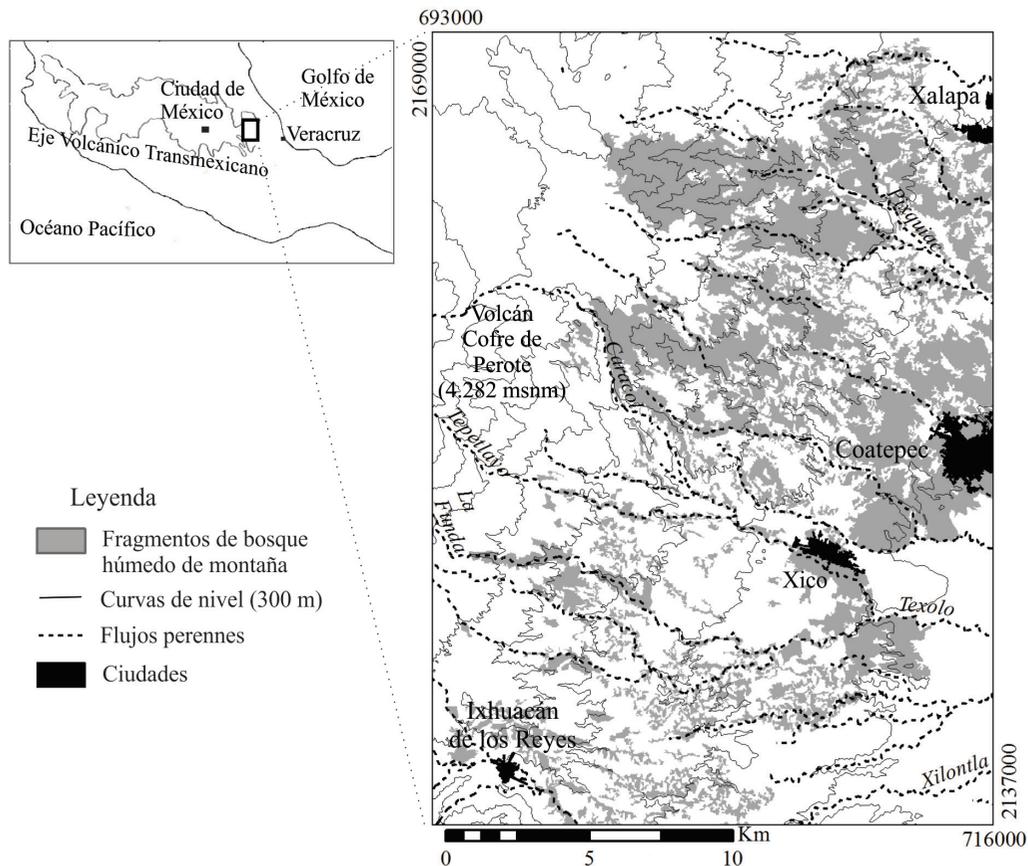


Figura 1. Distribución de fragmentos del bosque húmedo de montaña en la vertiente oriental del volcán Cofre de Perote, México.

Distribution of mountain cloud forest on the eastern slope of the Cofre de Perote volcano, Mexico.

sitios la presencia de elementos característicos del bosque, como es el caso de los helechos arborescentes y diversas especies de epífitas que son indicadores de humedad, así como de ciertas especies de coníferas de afinidad neártica y de algunas latifoliadas de afinidad tropical. Si bien las especies herbáceas forman parte de la diversidad de los sitios, en este caso la investigación consideró solo árboles y arbustos, al ser estos los elementos más estables y permanentes de la comunidad. En cada sitio se realizó un transecto de 100 m de largo por 2 m de ancho para el registro de los individuos del estrato arbóreo; y al centro del transecto un cuadrante de 25 m² para los individuos del estrato arbustivo. Las muestras fueron identificadas en el Herbario de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México.

Clasificación de comunidades. Para determinar las comunidades del bosque húmedo de montaña se calculó una matriz de distancias entre sitios de muestreo a partir de las abundancias de todas las especies en los distintos sitios. Se utilizó el índice de disimilitud de Bray-Curtis, el cual ha demostrado ser uno de los más adecuados para realizar ordenaciones altamente robustas, tanto para datos continuos como agrupados (Faith *et al.* 1987). Además, se realizó un *cluster* jerárquico a la matriz de distancias para agrupar los sitios de muestreo de acuerdo a la composición florística. El análisis crea subgrupos exclusivos a su rama superior, asegurando de este modo que dichos subgrupos sean homogéneos al interior y heterogéneos al exterior de la rama (Ludwig y Reynolds 1988).

Análisis cartográfico de factores de distribución. Para determinar los factores que explican la distribución de las comunidades del bosque húmedo de montaña a nivel del paisaje, se elaboró una serie cartográfica con cinco mapas que se refieren a la organización geomorfológica de la vertiente estudiada y dos mapas que se refieren al uso del suelo y la fragmentación forestal.

El mapa geomorfológico se interpretó a partir de ortofotos digitales de 1995 (2 m de resolución) y de los mapas topográfico (curvas de nivel a cada 20 m) y geológico (SGM 2007) a escala 1:50.000. Se consideraron tres aspectos del análisis morfogenético (Tapia-Varela y López Blanco 2002): a) tipo de geoforma, b) geología (unidades homogéneas en términos de su origen, litología y edad), y c) morfometría. Para la caracterización morfométrica de las unidades del relieve se elaboraron cinco mapas: altimetría (metros), pendiente del terreno (%), energía del relieve (máxima diferencia en altura, en metros), densidad de drenaje (km km⁻²) e insolación (WH m⁻²) (Tapia-Varela y López-Blanco 2002).

El mapa de fragmentos del bosque húmedo de montaña del 2012 se obtuvo mediante la interpretación de las ortofotos digitales, y el mapa resultante fue actualizado sobre compuestos de color de las imágenes Landsat TM del 2012. Las imágenes fueron corregidas geométricamente

y georeferenciadas a mapas topográficos (1:50.000) mediante el método “*Tie-Points*”, y se utilizó el índice SIGMA ≤ 2 para verificar la precisión. Se aplicó un método de interpretación visual, el cual consiste en técnicas directas, asociativas y deductivas para delimitar los fragmentos de bosque, y la verificación de los fragmentos resultantes se realizó mediante trabajo de campo, literatura e indicadores como pendiente del terreno, altimetría y exposición de laderas.

Se incluyeron todos los fragmentos forestales con resolución de superficie > 1 ha (100 x 100 m) y conectados por corredores de ancho > 10 m y longitud < 50 m. Finalmente, se utilizó el programa FRAGSTATS 4.0 (McGarigal *et al.* 2012) para analizar las métricas espaciales de tamaño, forma, conectividad y contraste de los fragmentos de bosque. Además, para evaluar el impacto asociado al uso del suelo se elaboró un mapa de densidad de caminos (longitud de vías por km²), considerado como un indicador del disturbio.

Selección de factores de distribución. Se consideraron 17 factores, cinco de los cuales se relacionaron con la organización geomorfológica de la vertiente estudiada (altitud, pendiente, insolación, energía del relieve y densidad del drenaje), y 12 con el uso del suelo y a las características espaciales de la fragmentación: densidad de caminos, ÁREA (superficie del fragmento), PERIM (perímetro), PARA (tasa perímetro-área), SHAPE (índice de forma), FRAC (dimensión fractal perímetro-área), CORE (área de zonas núcleo en un fragmento, donde: área > 50 m desde cualquier borde de fragmento), NCORE (número de zonas núcleo en un fragmento), CAI (porcentaje del área de un fragmento ocupada por las zonas núcleo), PROX (relación ENN/ÁREA del fragmento y de los fragmentos vecinos del mismo tipo), ENN (distancia euclidiana del vecino más cercano), y ECON (porcentaje de fragmentos de la misma clase que se encuentran separados por una distancia menor que el umbral establecido en 1.000 m) (figura 2). Se aplicó un análisis de correlación de Pearson y un PCA (análisis de componentes principales), con la finalidad de seleccionar a las variables que explican la mayor cantidad de varianza sin estar correlacionadas. A estas variables se les aplicó un MANOVA no paramétrico permutativo utilizando la matriz de distancias como variable de respuesta, de las cuales se seleccionaron aquellas con efectos significativos como factores de distribución de las comunidades del bosque húmedo de montaña.

Modelación de la distribución espacial del bosque húmedo de montaña. Se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés) con la matriz de distancias para modelar las diferencias entre sitios de acuerdo a las abundancias de todas las especies (NMDS). El análisis crea un espacio multidimensional en el cual cada dimensión representa la abundancia de una especie en cada sitio. Así, se crea una configuración de

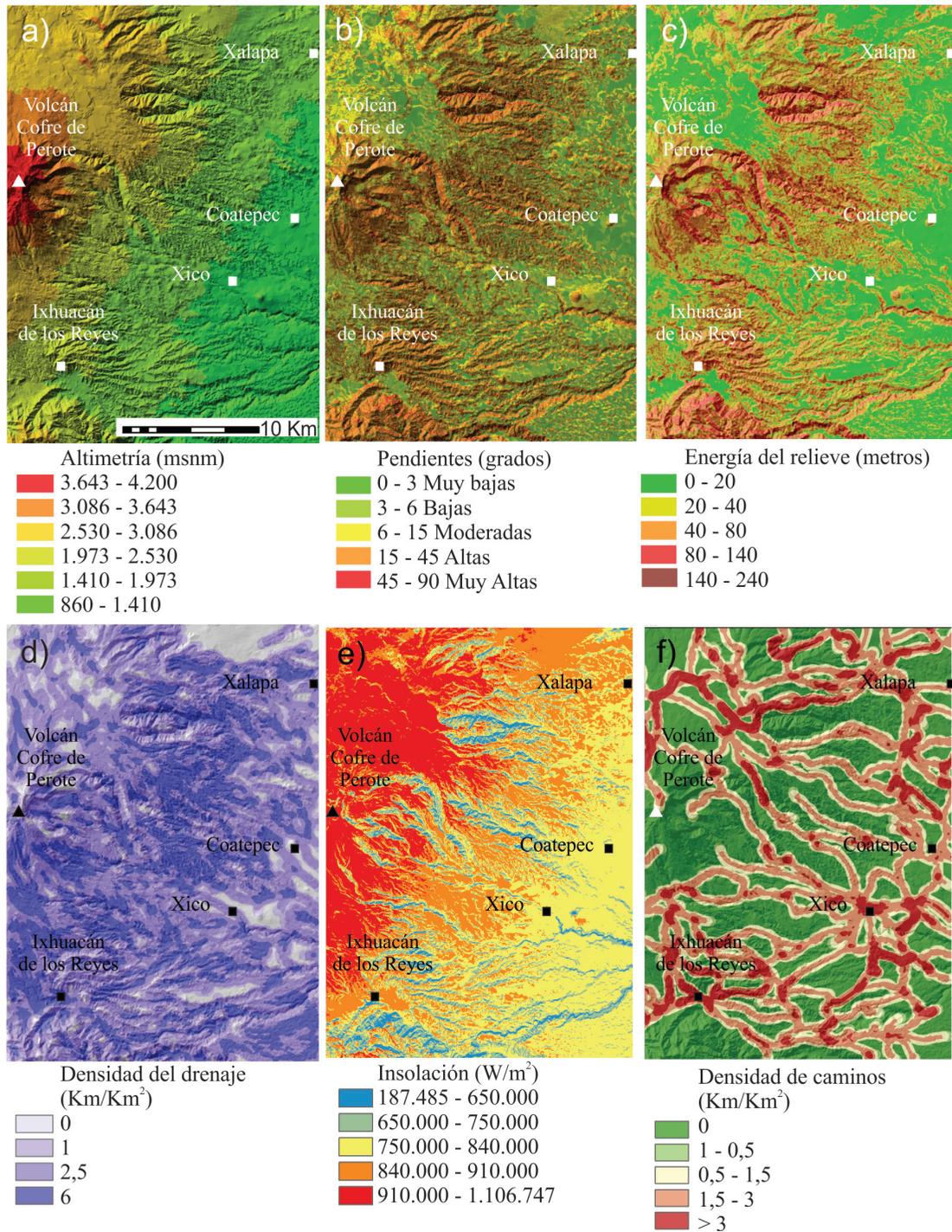


Figura 2. Selección de 6 mapas de factores de distribución del bosque húmedo de montaña, referentes al relieve (A – E) y el uso del suelo (F).

Maps of 6 main distribution factors of cloud mountain forest, concerning the relief (A - E) and land use (F).

puntos distribuidos en este espacio de acuerdo a la cantidad de individuos de cada especie, se calcula la distancia Euclidiana entre puntos y se obtiene otra matriz de distancias (d'). Después se ordenaron los puntos de la matriz d' de manera que se asemeje al orden de la matriz d , y las diferencias fueron medidas como estrés con la fórmula de Kruskal (1964). Este es un proceso iterativo en el que con cada iteración se busca reducir el estrés y se acepta la ordenación con menor estrés, la cual se normaliza y representa en un espacio bidimensional en el que la cercanía de los puntos indica similitud en composición (Faith *et al.* 1987, Ludwig y Reynolds 1988). Los factores de distribución (altitud y energía del relieve) fueron ajustados al modelo NMDS mediante superficies de tendencias (*thin plate splines*), que consiste en la formación de curvas suaves que reflejan la relación de los puntos en la ordenación y las variables que se ajustan (Wood 2003). Además, se realizó un árbol de clasificación con los factores de distribución y los tipos de comunidades, del que se obtuvieron umbrales de distribución por altitud y energía del relieve para cada tipo de comunidad de bosque húmedo de montaña, con el cual se realizó un mapa de distribución de comunidades.

RESULTADOS

Clasificación de comunidades del bosque húmedo de montaña. El análisis PCA permitió determinar la existencia en la vertiente estudiada de cinco comunidades, de las cuales dos fueron del bosque húmedo de montaña, otras dos fueron ecotonos con los pisos bioclimáticos que delimitan el sector bajo y alto de la vertiente y una tercera fue un agrosistema dentro del bosque: 1) bosque de *Carpinus tropicalis* (Donn. Sm.) Lundell y *Quercus delgadoana* S. Valencia-Avalos, Nixon *et al.* L.M. Kelly; 2) bosque de *Carpinus tropicalis* y *Prunus serotina* Ehrh.; 3) ecotono con *Alchornea latifolia* Sw. y *Liquidambar macrophylla* Oerst.; 4) ecotono con *Cupressus lusitanica* Mill. y *Alnus jorullensis* Kunth.; y 5) cafetales bajo dosel del bosque.

El bosque de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana* se distribuyó sobre 1.300 m de altitud. Incluyó una mezcla de elementos tropicales y templados, aunque con predominio de éstos últimos. En el estrato arbóreo dominaron los individuos de *Liquidambar macrophylla*, *C. tropicalis*, *Q. delgadoana* y *Prunus serotina*, de afinidad templada, y *Trichila* sp. P. Browne y *Rhamnus* sp. L., de afinidad tropical, mientras que en el arbustivo dominaron los individuos del género tropical *Deppea* sp. Schltld. *et Cham.* Presentó la mayor riqueza de helechos y epifitas, además de que en todos los sitios muestreados se presentaron helechos arborescentes.

El bosque de *Carpinus tropicalis* y *Prunus serotina* estuvo ubicado en laderas más bajas que el grupo anterior (< 1.300 m de altitud). El dominio de los elementos templados sobre los tropicales se suavizó, por ejemplo, en el

estrato arbustivo dominó *Moussonia deppeana* (Schltld. *et Cham.*) Hanst., de afinidad tropical, y *Roldana* sp. La Llave, de afinidad templada; mientras que en el arbóreo dominaron *Ardisia liebmannii* Oerst., de afinidad tropical, *C. carolineana* Thomas Walter, *P. serotina* y varias especies de *Quercus* de afinidad templada. Se caracterizó además, por una gran cantidad de epifitas, principalmente *Bromelia* sp. Adans. y *Tillandsia* sp., y por una alta riqueza de helechos, aunque se tuvieron helechos arborescentes en una menor proporción de sitios.

El ecotono de *Alchornea latifolia* y *Liquidambar macrophylla* se encontró cercano a los ambientes propios de las selvas. Se caracterizó por una mezcla de elementos tropicales, como *A. latifolia*, y de distribución más amplia como *Trema micrantha* (L.) Blume y *Platanus mexicana* Moric., además de algunos individuos aislados de *L. macrophylla*. Sin embargo, el bosque fue poco diverso y se presentó altamente perturbado, siendo notable la ausencia del estrato arbustivo. Por su parte, el ecotono de *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis* fue el único que presentó individuos de *Pinus* spp. L., *Abies religiosa* (Kunth) Schltld. *et Cham.*, *C. lusitanica* y *Eupatorium* sp. L. Los individuos del género *Cestrum* L. dominaron tanto en el estrato arbóreo como en el arbustivo y se presentaron algunos individuos del bosque húmedo de montaña como *Liquidambar* sp. y una gran abundancia de helechos y epifitas.

Los cafetales bajo el dosel del bosque fueron poco diversos y poseyeron una mayor dominancia de elementos tropicales, como es el caso de *Musa* sp. L., *Inga schiedeanii* Steud. y *Alchornea latifolia*, aunque en ocasiones solo presentaron individuos de *Trema micrantha*. Se observó una alta perturbación debido a las actividades humanas, primordialmente asociada a los asentamientos humanos, los cultivos de plátano dentro de los mismos cafetales y las zonas cubiertas con bambú. Aunque es evidente el dominio del café, también se encontraron individuos de *Ceanothus depressus* Benth. Algunos de estos sitios se encontraron en zonas en reposo, por lo que presentaron individuos de café sin evidencias de haber sido podados o aprovechados.

Las comunidades más diversas se encontraron en los bosques de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana*, en los cuales se obtuvo un índice de diversidad de Simpson de 0,877 y de Shannon de 2,488. A ellos les siguieron los bosques de *Carpinus tropicalis* y *Prunus serotina*, el ecotono con *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis*, el ecotono con *Alchornea latifolia* y *Liquidambar macrophylla*, y finalmente los cafetales (cuadro 1).

Modelo de distribución de las comunidades del bosque húmedo de montaña. El PCA, utilizando cinco factores relativos a la organización geomorfológica de la vertiente y 12 factores relativos al uso del suelo y a las características espaciales de la fragmentación, explicó el total de la varianza en 14 componentes y el 57 % en los dos primeros

Cuadro 1. Promedio de los índices de diversidad por comunidad.
Average of diversity indices by community.

Clase	Número de sitios	Número de individuos	Número de familias	Riqueza	Simpson	Shannon
Bosques de <i>Carpinus tropicalis</i> y <i>Quercus delgadoana</i>	4	122	13	20,50	0,877	24,888
Bosques de <i>Carpinus tropicalis</i> y <i>Prunus serotina</i>	6	70	9	13,67	0,799	20,268
Ecotono de <i>Alchornea latifolia</i> y <i>Liquidambar macrophylla</i>	3	28	7	8,67	0,756	17,488
Ecotono de <i>Cupressus lusitanica</i> y <i>Alnus jorullensis</i>	3	62	3	11,00	0,736	18,077
Cafetales	5	51	6	8,40	0,576	1,3100

componentes. En el primer componente se encontraron los factores asociados a la fragmentación, mientras que en el segundo, los relacionados con el relieve. Del componente fragmentación los factores que obtuvieron los valores más altos fueron el área, el perímetro, el índice SHAPE, el área y el número de zonas núcleo, el índice de conectividad y la proximidad. Del componente relieve los factores con valores más altos fueron la altitud, la energía del relieve y la pendiente (cuadro 2).

Sin embargo, se observó una correlación alta entre casi todos los factores de la fragmentación y el área del fragmento, así como entre el índice de proximidad y el de conectividad, y entre la pendiente y la energía del relieve. Por ello, para descartar aquellos factores sin efectos significativos sobre la riqueza y, por lo tanto, que no tienen efectos dominantes sobre la composición, se seleccionaron solo cuatro factores: altitud, energía del relieve, área del fragmento e índice de conectividad; a los cuales se aplicó un análisis MANOVA no paramétrico permutativo, donde dichos factores fueron considerados como variables independientes y la riqueza como variable de respuesta. El resultado demostró que la altitud ($F = 2,3245$; $P = 0,002$) y la energía del relieve ($F = 1,6940$; $P = 0,018$) fueron las variables ambientales con efectos significativos sobre la distribución de la riqueza de especies en el bosque húmedo de montaña (cuadro 3).

Cuadro 2. Valores de los factores en el PCA.
Values of factors in the PCA.

Factor	PC1	PC2
Altitud	-0,0598	0,3194
Densidad de caminos	0,0789	-0,2405
Densidad del drenaje	0,0159	-0,0754
Energía del relieve	-0,1366	0,4410
Pendiente	-0,0480	0,4576
Insolación	0,0517	-0,2966
ÁREA	0,3581	0,0952
PERIM	0,3631	0,0870
PARA	-0,2804	-0,0184
SHAPE	0,3668	0,0676
FRAC	0,3005	0,1049
CORE	0,3559	0,0979
NCORE	0,3674	0,0726
CAI	0,3104	0,0004
PROX	-0,0414	-0,4085
ENN	-0,1607	0,1749
ECON	0,1306	-0,3124

Cuadro 3. Resultados del análisis MANOVA no paramétrico permutativo.
Results of the non-parametric MANOVA permutational analysis.

Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	F	R ²	P
Área	1	0,3990	1,0547	0,04707	0,336
ECON	1	0,4318	1,1413	0,05094	0,257
Altitud	1	0,9596	2,5362	0,11320	0,003 **
Energía del relieve	1	0,6330	1,6730	0,07467	0,018 *
Residuo	16	6,0535		0,71411	
Total	20	8,4769		1,00000	

** = $P < 0,01$ y * = $P < 0,05$ indican efectos significativos sobre la riqueza de especies.

En el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), el eje horizontal (NMDS1) dividió a las comunidades muestreadas en dos sectores. Un sector de afinidad tropical que estuvo determinado por la presencia de individuos de *Alchornea latifolia*, *Trema micrantha*, *Inga schiedeana* y otros pertenecientes a la familia Theaceae; y otro sector de afinidad templada, donde fueron determinantes los individuos de *Alnus jorullensis*, *Eupatorium* sp. y *Cestrum* spp. (figura 3).

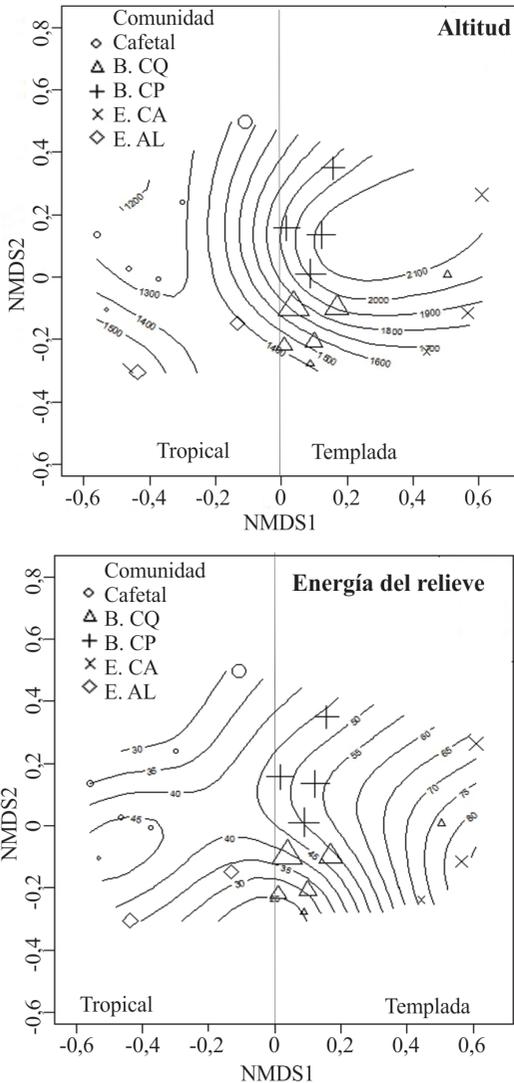


Figura 3. Modelos NMDS, con superficie de tendencias por altitud y energía del relieve. B. CQ = bosque de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana*; B. CP = bosque de *Carpinus tropicalis* y *Prunus serotina*; E. CA = ecotono de *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis*; y E. AL = ecotono de *Alchornea latifolia* y *Liquidambar macrophylla*.

NMDS model, with surface of trends by altitude and energy of relief. B. CQ = *Carpinus tropicalis* + *Quercus delgadoana* forest; B. CP = *Carpinus tropicalis* + *Prunus serotina* forest; E. CA = *Cupressus lusitanica* + *Alnus jorullensis* ecotone; and E. AL = *Alchornea latifolia* + *Liquidambar macrophylla* ecotone.

El ajuste de la altitud y la energía del relieve al modelo NMDS permitió apreciar que en el sector con afinidad tropical, las diferencias entre grupos estuvieron dadas por la altitud, ya que mientras los cafetales se concentraron en zonas bajas (altitud < 1,400 m), el ecotono de *Alchornea latifolia* y *Liquidambar macrophylla* se distribuyó a mayor altitud, aunque ambos grupos compartieron valores similares de energía del relieve (20 a 50 m). En el sector de afinidad templada el grupo mejor diferenciado es el ecotono de *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis*, que se encontró a una altitud de 1.700 a 2.100 m y con energía del relieve mayor a 70 m, en tanto que el bosque de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana* se encontró en el mismo intervalo altitudinal pero con una energía del relieve menor de 60 m, y el bosque de *C. tropicalis* y *Prunus serotina* se encontró en un intervalo más amplio de altitud (1.400 a 2.000 m), aunque en zonas con menor energía del relieve (< 50 m). Es de interés notar que las comunidades con la mayor riqueza vegetal: bosques de *C. tropicalis* y *Q. delgadoana*, y de *C. tropicalis* y *P. serotina*, se encontraron a altitudes entre 1.400 y 2.100 m, mientras que en los extremos altitudinales del área de estudio se ubicaron las comunidades de menor riqueza. Así, en el caso de las zonas bajas, la relación altitud-riqueza fue contraria a la que se podría esperar; sin embargo, este resultado se puede explicar por un mayor impacto por parte de las actividades humanas dentro de estas áreas forestales, como es el caso del cultivo de café, plátano y bambú.

Reglas de distribución. El árbol de clasificación mostró que las comunidades del bosque húmedo de montaña se ajustaron a ciertas reglas de distribución que se establecieron de acuerdo a los intervalos de altitud y energía del relieve (figura 4). Este árbol tiene cuatro ramas en lugar de las cinco comunidades identificadas, pues existe una alta confusión entre los cafetales y el ecotono de *Alchornea latifolia* y *Liquidambar macrophylla*, los cuales se ubicaron a menos de 1.388 m de altitud. El ecotono de *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis* se ubicó a altitudes superiores a 1.388 m y donde la energía del relieve fue superior a los 66 m. Esta fue la única comunidad que no posee ningún error de clasificación debido a la alta energía del relieve donde se distribuyó, característica que no comparte con las otras comunidades. Los bosques de *Carpinus tropicalis* y *Q. delgadoana* se encontraron por encima de 1.885 m de altitud y donde la energía del relieve no superó los 66 m, lo cual puede resultar extraño dado que su composición presentó una mayor proporción de especies tropicales; sin embargo, puede ser un indicador de un mayor grado de conservación dada la inaccesibilidad de los sitios. Esta categoría tuvo un bajo porcentaje de confusión con los bosques de *C. tropicalis* y *Prunus serotina*, los cuales fueron muy parecidos en composición, aunque se distribuyen a altitudes inferiores a 1.885 m y con energía del relieve menor de 66 m.

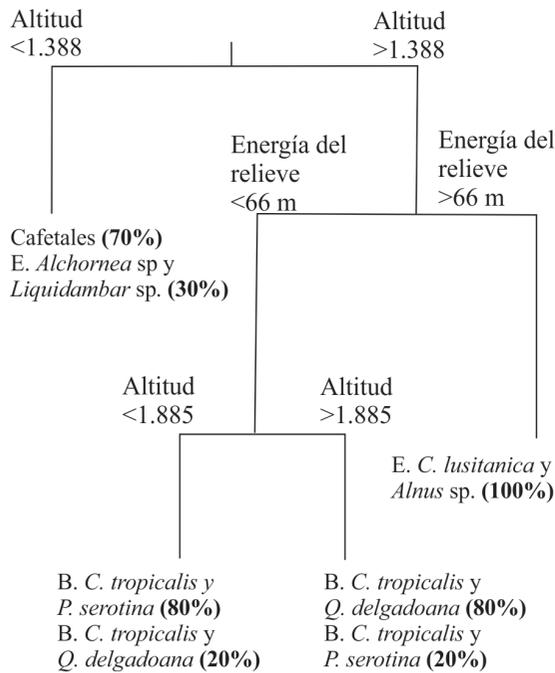


Figura 4. Árbol de distribución de las comunidades del bosque húmedo de montaña, según factores de distribución.

Distribution tree of mountain cloud forest communities, according to environmental factors.

DISCUSIÓN

El estudio de la composición florística permite identificar para el área de estudio cinco comunidades del bosque húmedo de montaña. Los bosques de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana* y los de *C. tropicalis* y *Prunus serotina* tienen características que los asemejan a los bosques caducifolios, es decir, que poseen árboles caducifolios de afinidad boreal que dominan sobre los perennifolios, como es el caso de *C. tropicalis* y *Liquidambar macrophylla* (Challenger y Soberón 2008). Estos bosques se diferencian entre sí por la dominancia de elementos templados y mayor diversidad y equitatividad en los bosques de *C. tropicalis* y *Q. delgadoana*, mientras que en los de *C. tropicalis* y *P. serotina* dominan los elementos tropicales, al tiempo que existe una menor diversidad y equitatividad. Además, se identifican dos ecotonos y un agrosistema (cafetales), los cuales no presentan la estructura típica del bosque, sin embargo, comparten el mismo piso altitudinal, además de algunas similitudes altamente significativas como la presencia de helechos arborescentes aislados, alta cantidad de epifitas y especies como *Liquidambar macrophylla*, *Quercus* spp., y *Carpinus caroliniana* (Rzedowski 2006).

Los factores relevantes para explicar las diferencias entre comunidades se pueden agrupar en dos ejes, uno conformado por la estructura espacial (fragmentación) derivada de la expansión del uso del suelo, y otro por las ca-

racterísticas morfológicas del relieve. Sin embargo, ambos ejes tienen efectos comprobados a escalas diferentes, por ejemplo, los efectos del relieve son más evidentes a escalas amplias (por ejemplo escala de región) e intermedias (escala de paisaje) (Huston 2005), mientras que los efectos de la fragmentación lo son a escalas locales, como en el caso de las diferencias de composición entre fragmentos (Collinge 2009).

Una de las manifestaciones más relevantes de la influencia del relieve en las características de las comunidades a escala regional son las distintas comunidades del bosque húmedo de montaña, las cuales se distribuyen en tres pisos altitudinales que responden al control orográfico del gradiente bioclimático de la vertiente estudiada (Rzedowski 2006, Csorba 2010). Es interesante notar que el umbral altitudinal de 1.388 m genera dos grupos de comunidades determinados fundamentalmente por cambios de temperatura. Mientras que los bosques de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana* y el ecotono de *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis* (2.300 – 1.885 m de altitud), así como el bosque de *C. tropicalis* y *Prunus serotina* (1.885 – 1.388 m s.n.m.), coinciden con la distribución del clima C(f) y una temperatura media anual de 12 a 18 °C; por otra parte, los cafetales y el ecotono de *Alchornea latifolia* y *Liquidambar macrophylla* (1.388 – 1.200 m de altitud) se distribuyen en una zona de transición bioclimática hacia el tipo (A)C(fm), con temperatura media anual mayor de 18 °C y temperatura del mes más frío menor a 18 °C (García 1973). Estos resultados confirman otros estudios que reportan a la altitud como un factor dominante en la composición del bosque húmedo de montaña (Challenger y Soberón 2008), por ejemplo, a partir de la altitud se han definido gradientes altitudinales y comunidades discretas (Alcántara *et al.* 2002).

En cambio, la influencia de la energía del relieve en la vegetación es particularmente evidente a escala de paisaje, y se relaciona con la heterogeneidad topográfica entre barrancos y lomas que ocurren dentro de los pisos bioclimáticos definidos por la altitud (Turner *et al.* 2001, Huston 2005). Una de las manifestaciones más relevantes se refiere a los cambios en humedad provocados por la energía del relieve, la cual crea zonas tipo “refugio” de muy baja insolación y con una alta concentración de cauces, como ocurre en el ecotono de *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis*. Esta idea se sustenta con otros resultados obtenidos en comunidades de bosques templados al sur de la Ciudad de México, donde la influencia de la humedad sobre la distribución de las comunidades vegetales fue determinada de manera indirecta a través de cambios en la exposición de laderas y altitud, y donde se hallaron bosques de abeto en exposiciones desfavorables, aunque protegidos por una alta energía del relieve, como ocurre en cañadas y barrancos (García-Aguirre *et al.* 2010). Debido a esta causa se han identificado alteraciones en las propiedades del suelo y de la productividad de los sitios que inciden en las características de la vegetación (Newman *et al.* 2014).

Es de interés, la existencia de un umbral dado por la energía del relieve, que coloca a los bosques de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana* y los de *C. tropicalis* y *Prunus serotina* por debajo de los 66 m, y al resto de las comunidades, por encima. Este valor también debe considerarse como un límite difuso ya que puede variar, aunque brinda un panorama general de la distribución de las comunidades mejor conservadas en las zonas intermedias del intervalo de distribución y fuera de los sectores más abruptos de la vertiente.

Estos resultados sugieren que las escalas regional y del paisaje son adecuadas para el estudio de la distribución de las comunidades del bosque (Tapia-Varela y López-Blanco 2002), incluso, de forma más clara y evidente que las variables relacionadas con la fragmentación, las cuales no tienen efectos significativos sobre la composición de las comunidades. Las variables de la fragmentación están altamente correlacionadas entre sí, lo cual es normal dadas las fórmulas para su obtención y su objetivo (McGarigal *et al.* 2012).

Este resultado es inesperado, ya que estudios previos demuestran que la fragmentación se relaciona con la disminución del número de especies a escala de paisaje, tanto por el aumento en el efecto de borde como por la disminución del tamaño de las "islas" (Hilty *et al.* 2006, Echeverría *et al.* 2007, Collinge 2009). De hecho, es innegable que la fragmentación genera una cierta heterogeneidad a escala local, la cual no tiene los efectos positivos que la heterogeneidad del relieve tiene sobre la biodiversidad (Slaymaker 2007), e incluso puede ser negativa al comprometer la continuidad del ecosistema y favorecer la inestabilidad ambiental y la vulnerabilidad biofísica (Hilty *et al.* 2006).

CONCLUSIONES

Se identifican dos comunidades del bosque húmedo de montaña (bosque de *Carpinus tropicalis* y *Quercus delgadoana* y bosque de *Carpinus tropicalis* y *Prunus serotina*), dos ecotonos en la parte baja y alta de la vertiente (ecotono con *Alchornea latifolia* y *Liquidambar macrophylla* y ecotono con *Cupressus lusitanica* y *Alnus jorullensis*, respectivamente), y un agrosistema dentro del ámbito del bosque (cafetales bajo dosel del bosque). La altitud y la energía del relieve tienen efectos significativos sobre la composición y riqueza de los sitios en estudio, y son dominantes sobre los factores de la fragmentación con los que se evaluaron. Esto puede indicar la presencia de niveles jerárquicos en los que actúan los factores del medio físico y es posible encontrar la escala a la que actúa cada factor tanto del relieve como de la fragmentación, sin embargo, son necesarios estudios posteriores, descartando los efectos del clima y el relieve para detectar los efectos a escalas más locales.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el proyecto UNAM-DGAPA-PAPIIT IN301414.

REFERENCIAS

- Alcántara O, I Luna, A Velázquez. 2002. Altitudinal distribution patterns of Mexican cloud forest based upon preferential characteristic genera. *Plant Ecology* 161: 167-174.
- Cayuela L, D Golicher, J Rey-Benayas. 2006. The Extent, Distribution, and Fragmentation of Vanishing Montane Cloud Forest in the Highland of Chiapas, México. *Biotropica* 38(4): 544-554.
- Challenger A, J Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. In *Capital Natural de México*. Ciudad de México, México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. p. 87-108.
- Collinge S. 2009. *Ecology of fragmented landscapes*. Baltimore, USA. The JHU Press. p 340.
- Corenblit D, A Gurnell, J Steiger, E Tabacchi. 2008. Reciprocal Adjustments Between Landforms and Living Organism: Extended Geomorphic Evolutionary Insights. *Catena* 73: 261-273.
- Csorba P. 2010. Anthropogenic geomorphology and landscape ecology. In Szabo J, L David, D Loczy eds. *Anthropogenic Geomorphology*. Dordrecht, The Netherlands. Springer. p. 39-52.
- Echeverría C, AC Newton, A Lara, JM Rey-Benayas, DA Coomes. 2007. Impacts of Forest Fragmentation on Species Composition and Forest Structure in the Temperate Landscape of Southern Chile. *Global Ecology and Biogeography* 16: 426-439.
- Faith D, P Minchin, L Belbin. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57-68.
- Farina A. 1998. *Principles and Methods in Landscape Ecology*. London, UK. Chapman & Hall. p 411.
- García E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Segunda Edición. México D. F., México. UNAM - Instituto de Geografía. 246 p.
- García-Aguirre M, R Álvarez, R Dirzo, MA Ortiz. 2010. Delineation of biogeomorphic land units across a tropical natural and humanized terrain in Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Geomorphology* 121: 245-256.
- García-García F, RA Montañez. 1991. Warm fog in eastern Mexico: a case study. *Atmósfera* 4: 53-64.
- Hilty JA, WZ Lidicker Jr, AM Merenlender. 2006. *Corridor ecology. The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Washington, USA. Island Press. p 323.
- Hovenden MJ, T Brodribb. 2000. Altitude of origin influences stomatal conductance and therefore maximum assimilation rate in Southern Beech, *Nothofagus cunninghamii*. *Functional Plant Biology* 27(5): 451-456.
- Huston M. 2005. The Three Phases of Land-Use Change: Implications for Biodiversity. *Ecological Applications* 15(6): 1864-1878.
- Jules E, P Shahani. 2003. A broader ecological context to habitat fragmentation: why matrix habitat is more important than we thought. *Journal of Vegetation Science* 14: 459-464.
- Kruskal JB. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29(2): 115-129.
- Ludwig J, J Reynolds. 1988. *Statistical Ecology: a primer on methods and computing*. New York, USA. Wiley-Interscience Publication. p 337.
- McGarigal K, S Cushman, E Ene. 2012. FRAGSTATS v4: Saptial

- Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Consultado 05 de mayo 2015. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- Newman ME, KP McLaren, BS Wilson. 2014. Long-term socioeconomic and spatial pattern drivers of land cover change in a Caribbean tropical moist forest, the Cockpit Country, Jamaica. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 186: 185-200.
- Rzedowski J. 2006. Vegetación de México. Consultado 17 dic. 2014. Disponible en http://www.conabio.gob.mx/institucion/centrodoc/doctos/vegetacion_de_mexico.html
- SGM (Servicio Geológico Mexicano, MX). 2007. Carta Geológica-Minera Jalapa E14-B27, Veracruz. Pachuca, México. SGM. s.n.
- Slaymaker O. 2007. The Potential Contribution of Geomorphology to Tropical Mountain Development: the Case of the MANRECUR Project. *Geomorphology* 87: 90-100.
- Tapia-Varela G, J López-Blanco. 2002. Mapeo geomorfológico analítico de la porción central de la Cuenca de México: unidades morfo genéticas a escala 1:100,000. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* 19: 50-65.
- Toledo T. 2009. El Bosque de Niebla. *Biodiversitas* 83: 1-6.
- Turner M, R Gardner R O'Neill. 2001. Landscape Ecology in Theory and Practice. New York, USA. Springer-Verlag. 482 p.
- Williams-Linera G. 2007. El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de cambio climático. México DF, México. Instituto de Ecología, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 204 p.
- Wood S. 2003. Thin Plate Regression Splines. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Statistical Methodology)* 65: 94-114.

Recibido: 19.08.16
Aceptado: 08.09.16

Impact assessment of log skidding on soil condition of skid roads during ground-based logging in a plantation forest in Istanbul, Turkey

Evaluación del impacto de la vía de saca durante cosechas forestales a nivel de suelo en una plantación en Estambul, Turquía

Tolga Ozturk **, Orhan Sevgi ^b, Abdullah E Akay ^c

*Corresponding author: ^a Istanbul University, Faculty of Forestry, Department of Forest Construction and Transportation, 34473, Bahcekoy, Istanbul, Turkey, phone: +905327147456, tozturk@istanbul.edu.tr

^b Istanbul University, Faculty of Forestry, Department of Soil Science and Ecology, Istanbul, Turkey.

^c Bursa Technical University, Faculty of Forestry, Forest Engineering Department, Bursa, Turkey.

SUMMARY

Ground-based logging operation is potentially one of the major soil-disturbing activities that cause soil displacement, rutting depth and soil compaction. Thus, logging operations should be carefully planned considering the factors that influence soil disturbance. In this study, soil displacement and rutting on the skid roads caused by a farm tractor during a logging operation were investigated in maritime pine (*Pinus pinaster*) plantation forest of Istanbul, Turkey. After each tractor pass, field measurements were performed on the selected cross sections that were established at 15 m intervals along a designated skid road. Soil disturbance caused by both rubber-tires and skidded logs was considered in this study. It was found that the average volume of soil displacement was 0.060 m³ m⁻¹ along skid road. It was also found that the rut depth on skid road became significant after 5th, 10th, 15th, 20th and 30th passes, reaching an average of 4.0, 7.2, 8.7, 9.8 and 10.5 cm, respectively. Results indicated that soil displacement and rut depth increased as the number of tractor passes increased.

Key words: ground-based logging, skid roads, soil displacement, rut depth.

RESUMEN

Las cosechas forestales a nivel de suelo son potencialmente una de las actividades que más daña al suelo, debido al desplazamiento y compactación producida por la maquinaria que se utiliza. Por lo tanto, las operaciones de extracción deben ser planificadas cuidadosamente teniendo en cuenta de los factores que influyen en la alteración del suelo. En este estudio, el desplazamiento del suelo y la formación de huellas en los caminos de arrastre causado por un tractor con ruedas de goma durante una operación cosecha se investigaron en una plantación de pino rodeno (o pino marítimo) (*Pinus pinaster*) en Estambul, Turquía. Después de cada pasada del tractor, se realizaron mediciones de campo en secciones transversales seleccionadas y establecidas en intervalos varios (10 m, 15 m, y 20 m) a lo largo de una vía de arrastre designada. La perturbación del suelo causada por los neumáticos de goma y el arrastre producido por los troncos al deslizarse fueron considerados en este estudio. Se encontró que el volumen medio del desplazamiento del suelo fue de 0,060 m³ por metro a lo largo de la vía de arrastre. También se encontró que la profundidad de la huella en la vía de arrastre empezó a ser significativa después de 5, 10, 15, 20 y 30 pasadas, alcanzando un promedio de 4,0, 7,2, 8,7, 9,8, y 10,5 cm, respectivamente. Los resultados indicaron que el desplazamiento del suelo y la profundidad de los surcos aumentaron a medida que las pasadas de tractor incrementaban.

Palabras clave: registro basado en tierra, caminos de arrastre, desplazamiento del suelo, profundidad de la huella.

INTRODUCTION

The extraction of wood-based forest products using mechanized systems can be a very difficult and costly activity, especially on mountainous regions. Besides, inadequately planned mechanized harvesting operations may cause serious damages on forest soil. Thus, all phases of wood extraction require careful consideration not only to minimize cost but also to reduce the negative impacts on

forest soil. These soil disturbances are defined as rutting, soil displacement and soil loss.

Soil disturbance can be described as changes in the forest soil properties. Forest harvesting operations have high potentials for soil disturbances since heavy forestry machines cause soil compaction due to exerted normal pressure, shear stress and vibrations (Ampoorter *et al.* 2007, Jamshidi *et al.* 2008, Labelle and Jaeger 2011). The impacts on the physical properties of the soil reduce the soil air

capacity (Schnurr *et al.* 2006), decrease soil infiltration (Ares *et al.* 2005) and reduce root growth (Jacobsen and Greacen 1985).

The impact of harvesting operations on forest soils can be categorized as soil compaction, lateral soil displacement, soil puddling and rutting (Majnounian and Jourgholami 2013). Skidders, tractors and other machines used in harvesting operations may affect forest soils considerably, mainly depending on terrain conditions, soil characteristics, soil moisture content and vehicle types (Akay *et al.* 2007). Besides, the gross weight of the vehicle, tire size and air pressure in the tires, travel speeds and the number of passes are the operational factors that affect the severity of soil compaction (Greene and Stuart 1985, Susnjar *et al.* 2006). Major soil disturbance usually occurs during the first passes of machinery and increases with the number of passes (Gayoso and Iroume 1991).

Operation period and selected machinery can make a big difference for protecting the soil from potential damages (Sutherland 2003). During periods when soils are wet, heavy harvesting machines with rubber-tires generate deep ruts over forest soil, which lead to several problems such as excessive delays in operations, serious impacts on physical properties of forest soil and damages on tree roots (Akay and Erdas 2007). Rutting occurs when soil strength

is not sufficient to support the applied load from vehicle traffic (Lotfalian and Parsakhoo 2009).

In mechanized ground-based harvesting systems, the forest products are generally transported from stump to the landing areas by tractors. In Turkey, farm tractors equipped with winch are widely used for skidding operations in mountainous regions. The main aims of this study were: (1) to investigate soil displacement and rutting on the skid road by a farm tractor during a skidding operation in maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) plantation forest, and (2) to evaluate the changes among soil properties such as weight, texture, pH, etc. on the skid road and the forest ground.

In relation to the aims, the specific hypotheses of the study are: 1) Ho: The soil displacement and rutting on the skid road have no variation in skidding operations by a farm tractor. 2) Ho: The soil properties on the skid road and the forest ground have no effect after skidding operations.

METHODS

Study area. The study area was located in Sile Forest Administration in northern Turkey. The general location of the study area is 41°12' N latitude and 29°24' E longitude (figure 1). The research was carried out at compartment number 37 in Sahilkoy forest management unit in August

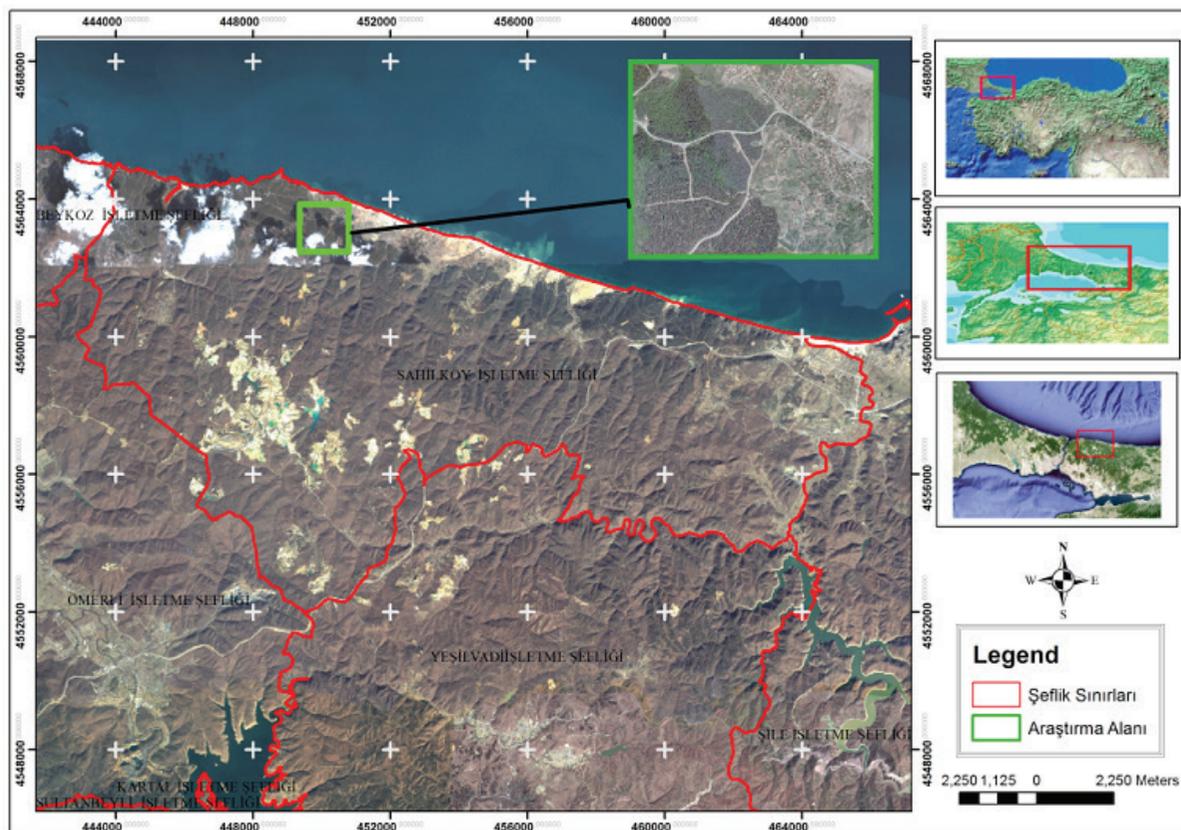


Figure 1. The location of Sile Forest Administration in northern Turkey.

Locación del bosque de Sile Bosque en el norte de Turquía.

2013. The study area mainly lies on the northern aspect with altitude ranging between 250 m and 300 m above the sea level. The average monthly total rainfall for June, July, August in this region was 35.0, 31.6 and 40.7 kg m⁻², respectively. The study area covered 3,000 hectares of a 25 year-old plantation of the maritime pine. The average tree diameter was 32 cm, average tree height was 18 m and stand density has been measured to be 165 trees ha⁻¹. The maritime pine is a fast growing tree and its commercial value is high in Turkey. The plantation is harvested in rotation usually for every 25-30 years. Soil type is sandy soil in this region. The soil type of research area is cambisols combine soils according to the WRB soil classification system. This soil type was named Brown Forest Soils according to US systems. This soil is classified as Inceptisols according to American Soil Taxonomy.

Cutting method used in the study area. Skidding operation was performed by a farm tractor on the skid road. During skidding, one end of the load is lifted clear from the ground and set on the back of the tractor while the other end is skidded on the skid road. The skidding direction along the skid road was upward. An effort was made to choose a skid road with different range of longitudinal slope classes and without any lateral slope. The logging operation was performed by the whole stem method where the stems were skidded to the roadside landings by a farm tractor after the trees were felled, delimited and topped at the stump area.

Technical features of the tractor. A Massey Ferguson 285 farm tractor was employed in logging operations. This tractor was used for skidding operations and it has a back-lift system. During the skidding operation, one end of the log was elevated on the back-lift system while the other end is skidded on the skid road surface (figure 2). The tractor was equipped with a cab to protect and minimize noise level for the operator. The rear tires were larger than the front tires in width and in diameter. The dimension num-



Figure 2. Skidding logs by farm tractor.

Arrastre de troncos por tractor agrícola.

bers of front and rear tires were 12.4-24PR12 and 18.4-30PR14, respectively. The width of the rear tires was 30 cm and their air pressure was 16 psi. The main technical features of the tractor were shown in table 1.

Data collection. A skid road, 2.5 m wide and 230 m long with upslope skidding direction, was selected for the study. The skid road passed through the stand in the east-west direction and it has been used intensely this year. The longitudinal profile showed that the slope of the skid road ranged from 2 to 8. The average length and the large end diameter of the skidded stems were 16 m and 32 cm, respectively. The dimensions of every skidded log were measured with a steel tape and a compass. The number of skidded timber was changed between 1 and 3.

Soil disturbances on skid roads during a log skidding operation by a farm tractor were measured in terms of soil displacement and rut depth formation. Field measurements were made at 12 cross sections at 15 m intervals along the skid roads. The soil displacement that emerged on the skid road was calculated based on the deformation areas on each cross section and the distance between cross sections. On the cross section along the skid road, soil displacement and rutting were examined and recorded for various numbers of tractor passes (5th, 10th, 15th, 20th and 30th passes) (figure 3). Rutting was observed after the fifth passes because the soil type on the skid road was hard and sandy.

Deformation dimensions on skid roads were measured with a steel tape and a ruler. The distance between cross sections was measured by using measuring wheel. Each cross section shape was measured on the skid road. Then, the slopes of the cross section were written in AutoCad program. The soil displacement area was calculated for each cross section. Soil moisture content was measured through a hygrometer. The type of hygrometer used is TFA combi-tester. Measurement of soil moisture content was done at soil depth between 0-15 cm. The effects of skidding on the skid road surface soil layer (0-10 cm

Table 1. Technical specifications of the tractor.

Las especificaciones técnicamente de un tractor.

Technical features	Specifications
Brand	Massey Ferguson 285
Motor power	82 HP
Motor type	Perkins
Cylinder number	4
Cylinder volume	4.06 liter
Max. torque	1,400 revolution per min.
Max. revolution (unload)	2,160 revolution per min.
Weight	3,470 kg

depth) have measuring (weight, texture and pH) and soil mixture (sand, silt and clay), comparing these results with the respective values in samples taken from an undisturbed area (forest area). Soil samples were collected either on the skid road or forest land. Soil samples were taken after the

passing of the tractors. Soil samples were collected with the help of cylinders (diameter 5.5 cm, length 5 cm) and a soil hammer. All samples collected were put in plastic bags and labelled in this study area. The samples were brought to the laboratory where they were weighed and afterwards oven dried at 105 °C for 24 h and weighed for a second time. Volume weight, fine soil weight (< 2 mm) and stone weight (> 2 mm) (Gulcur 1974), soil texture (Karaoz 1992) and pH (Mc Lean 1982) were analyzed. The average values were compared with Mann-Whitney U test in one of the nonparametric methods (Kalıpsız 1981, Ozdamar 2002, Senol 2004).



Figure 3. Field measurement points on cross section.
 Puntos de las mediciones en la sección transversal de la vía.

RESULTS

In this study, as shown in table 2, the total volume of soil displacement for 230 m skid road was found to be 16.18 m³. The average deformation area for the cross sections and average volume of soil displacement between cross sections were found to be 0.061 m² and 1.01 m³, respectively. Results revealed that the amount of soil deformation was generally higher at the center of the skid roads as compared to the control points at the edge of skid road (figure 4) and the rut depth was increased in accordance with the number of tractor passes (figure 5).

Table 2. Amount of soil displacement along skid road.
 Nivel de perturbación del suelo a lo largo de una vía de saca.

Cross sections	Deformation area in cross section	Average deformation area in cross section	Distance between cross sections
	(m ²)	(m ²)	(m)
Average	0.0638	0.0606	14.38
Max.	0.1458	0.121	20.00
Min.	0.0343	0.035	10.00
Std. Dev.	0.0297	0.024	4.81

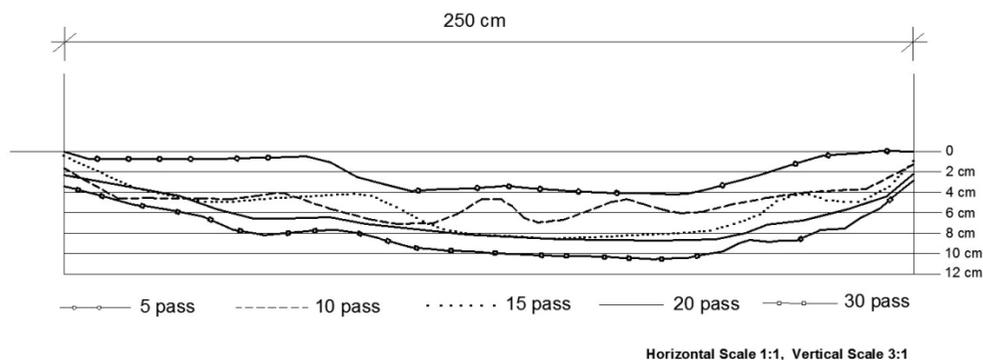


Figure 4. Average rut depth changes on sample cross sections.
 Variaciones de la profundidad de la huella en una sección transversal.

Soil properties were analyzed based on the soil samples collected from the skid road and the forest site (table 3). Results indicated that there was no important difference between the skid road and the forest site regarding volume weight, fine soil weight and soil texture values; however, stone weight was higher on the skid road samples than on that of the forest site due to soil displacement along skid road. In this study, as statistics between these average values, no difference was found when the soil features of skid road and forest site were compared.

DISCUSSION

Results indicated that soil displacement increased as the number of passes increased. In a similar study conducted by Najafi *et al.* (2010), it was reported that the amount of soil displacement increased with the number of passes. During the initial passes, the soils especially on the center

of the skid road became very dusty, and then dusty ground was removed from the skid roads due to many factors such as wind, rainfall and operating vehicles. Thus, deep gully formations occurred in this section in the following passes. This process led to soil displacement and gully formations on the skid roads which potentially increased the risk of erosion (Pierzchala *et al.* 2014). Dobek *et al.* (2011) also reported that the development of gullies related to skidding operations causes runoff concentration along the skidding roads which may lead to the erosion processes.

Results revealed that the amount of soil deformation was generally higher at the center of skid roads compared to the control points at the edge of skid roads. Similar to previous studies, the rut depths on skid roads changed mainly depending on the number of passes (Alexander 2012). The rut depth was increased during the first five passes on this skid road. Afterwards, the rut depth decreased as the number of passes increased.

In a similar study, Erdas (1993) concluded the average rut depth is 10-15 cm after 10-20 tractor passes during a log skidding operation. In terms of slope variation on skid roads, results suggested that there was no considerable change on rut for different slope classes. With regards to this, Naghdi *et al.* (2009) also reported that maximum rutting depth for a rubber tire skidder was 22 cm after 20 passes. They also indicated that there was no significant correlation between the rut depth and the different classification of longitudinal slope. Some studies reported that one of the critical factors affecting the degree of soil compaction is the number of machine passes over a specific point (Majnounian and Jourgholami 2013). Most compaction occurs during the first ten passes of a vehicle with most of them occurring in the first three passes. Subsequent passes generally have little additional effects (Ampoorter *et al.* 2007). The major soil disturbance usually occurs during the first passes of machinery and increases with the number of passes (Gayoso and Iroume 1991). Most compaction occurs after the initial few passes (Matangaran and Kobayashi 1999).

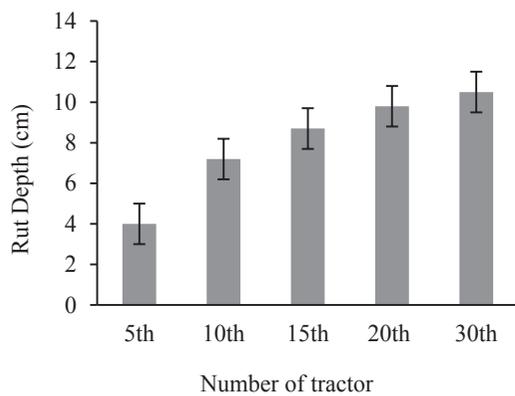


Figure 5. Rut depth variation on skid road during skidding.

Variaciones de la profundidad de la huella en las vías de saca durante del arrastre.

Table 3. Soil characteristics on skid road and forest area (Mann-Whitney U, $P < 0.01$).

Características del suelo en el camino de saca y la superficie forestal.

Soil properties	Skid road			Forest site		
	Mean	Min.	Max	Mean	Min.	Max
Volume weight (g L ⁻¹)	1112.2 ^a	787.3	1587.8	1098.7 ^a	564.8	1523.4
Fine soil weight (g L ⁻¹)	968.7 ^a	606.1	1382.7	986.3 ^a	542.4	1348.8
Stone weight (g L ⁻¹)	143.5 ^a	10.0	680.3	112.5 ^a	5.8	548.8
Sand (%)	66.0 ^a	46.7	77.8	65.5 ^a	30.6	87.8
Silt (%)	12.0 ^a	4.5	28.0	13.1 ^a	3.5	30.8
Clay (%)	22.0 ^a	9.6	47.4	21.4 ^a	8.8	52.1
pH	4.9 ^a	4.2	6.1	5.0 ^a	4.2	6.2

CONCLUSIONS

In this study, soil displacement and rutting on the skid roads during a logging operation were investigated by field measurements after each pass of a farm tractor along the skid road. The study showed that the vehicle passes had a significant effect on soil displacement and rutting. Soil disturbance and rutting from skidding operations are common consequences of soil damage on skid road. Especially, the rutting causes serious erosion problems during heavy rainfalls. After heavy winter conditions and spring rains, erosive power of the surface run-off can create damages on the skid roads.

Skidding operations should be planned to minimize rutting. Furthermore, the appropriate machine types and machine sizes should be selected for skidding operations to minimize soil disturbance. In plantation areas, skid roads should be rehabilitated by a bulldozer and a grader. Thus, the risk of erosion is reduced in the years ahead.

REFERENCES

- Akay AE, O Erdas. 2007. Estimating rut depth during skidding with a rubber-tired skidder. Suleyman Demirel University. *Journal of Faculty of Forestry A*(1): 49-57.
- Akay AE, A Yuksel, M Reis, A Tutus. 2007. The impacts of ground-based logging equipment on forest soil. *Polish Journal of Environmental Studies* 16(3): 371-376.
- Alexander AB. 2012. Soil compaction on skid trails after selective logging in moist evergreen forest of Ghana. *Agriculture and Biology Journal of North America* 3(6): 262-264.
- Ampoorter E, R Goris, WM Cornelis, K Verheyen. 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. *Forest Ecology and Management* 241: 162-174.
- Ares A, TA Terry, RE Miller, HW Anderson, BL Flawing. 2005. Ground-based forest harvesting effects on soil physical properties and Douglas-Fir growth. *Soil Science of American Journal* 69: 1822-1832.
- Dobek K, P Demczuk, J Rodzik, B Hołub. 2011. Types of gullies and conditions of their development in silvicultural loess catchment (Szczecbrzeszyn Roztocze region, SE Poland). *Landform Analysis* 17: 39-42.
- Erdaş O. 1993. The effects of using skidders logging operations on mechanical properties of the soil and their biological consequences. *Turkish Journal of Agricultural and Forestry* 17: 1-10.
- Gayoso J, A Iroume. 1991. Compaction and soil disturbances from logging in Southern Chile. *Annals of Forest Science* 48: 63-71.
- Greene WD, WB Stuart. 1985. Skidder and tire size effects on soil compaction. *South Journal of Applied Forestry* 9(3): 15-17.
- Gulcur F. 1974. Soil Physical and Chemical Analysis Methods. Istanbul, Turkey. Publications of Istanbul University, Faculty of Forestry No: 1970. 225 p.
- Jamshidi R, D Jaeger, N Raafatnia, M Tabari. 2008. Influence of two ground-based skidding systems on soil compaction under different slope and gradient conditions. *International Journal of Forest Engineering* 19(1): 9-16.
- Jakobsen BF, EL Greaceri. 1985. Compaction of sandy forest soils by forwarder operations. *Soil and Tillage Research* 5(1): 55-70.
- Kalipsız A. 1981. Statistical Methods. Istanbul, Turkey. Publications of Istanbul University, Faculty of Forestry No: 2837. 558 p.
- Karaoz O. 1992. Toprakların Su Ekonomisine İlişkin Bazı Fiziksel Özelliklerinin Laboratuarda Belirlenmesi Yöntemleri. *I.U. Orman Fakültesi Dergisi* B39(2): 133-144.
- Labelle ER, D Jaeger. 2011. Soil compaction caused by cut to length forest operations and possible short term natural rehabilitation of soil density. *Soil Science Society American Journal* 75(6): 2314-2329.
- Lotfalian M, A Parsakhoo. 2009. Investigation of forest soil disturbance caused by rubber-tired skidder traffic. *International Journal of Natural and Engineering Sciences* 3(1): 79-82.
- Majnounian B, M Jourgholami. 2013. Effects of rubber-tired cable skidder on soil compaction in Hyrcanian Forest. *Croatian Journal of Forest Engineering* 34(1): 123-135.
- Matangaran JR, H Kobayashi. 1999. The effect of tractor logging on forest soil compaction and growth of Shorea selanica seedlings in Indonesia. *Journal of Forestry Research* 4: 13-15.
- Mc Lean EO. 1982. Soil pH and lime requirement. In Page AL, RH Miller, DR Keeney eds. Methods of soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Second Edition. Wisconsin, USA. Soil Science Society of America Inc. Madison. p. 159-224.
- Naghdi R, I Bagheri, M Lotfalian, B Setodeh. 2009. Rutting and soil displacement caused by 450C Timber Jack wheeled skidder (Asalem forest northern Iran). *Journal of Forest Science* 53: 314-319.
- Najafi A, A Solgi, SHR Sadeghi. 2010. Effects of skid trail slope and ground skidding on soil disturbance. *Caspian Journal of Environmental Science* 8: 13-23.
- Ozdamar K. 2002. Statistics and data analysis package programs. Istanbul, Turkey. Kaan Publishers. p. 135-155.
- Pierzchala M, B Talbot, R Astrup. 2004. Estimating Soil Displacement from Timber Extraction Trails in Steep Terrain: Application of an Unmanned Aircraft for 3D Modelling. *Forests* 5: 1212-1223.
- Schnurr-Pütz S, E Baath, G Guggenberger, HL Drake, K Küsel. 2006. Compaction of forest soil by logging machinery favors occurrence of prokaryotes. *FEMS Microbial Ecology* 58(3): 503-516.
- Senol S. 2004. Non-parametric statistical methods. Smyrna, Turkey. Publications of Ege University, Faculty of Science No: 190. 285 p.
- Sudherland BJ. 2003. Preventing soil compaction and rutting in the boreal Forest of Western Canada. FERIC. *Advantage* 4(7): 7-8.
- Susnjarić M, D Horvat, J Seselj. 2006. Soil compaction in timber skidding in winter conditions. *Croatian Journal of Forest Engineering* 27(1): 3-15.

Patterns in flight phenologies of bark beetles (Coleoptera: Scolytinae) in commercial pine tree plantations in Uruguay

Estacionalidad de vuelo de escarabajos de corteza (Coleoptera: Scolytinae) en plantaciones comerciales de pino en Uruguay

Demian Gómez **, Andrés Hirigoyen ^a, Gustavo Balmelli ^a, Carmen Viera ^b, Gonzalo Martínez ^a

*Autor de correspondencia: ^a INIA, Programa Nacional de Producción Forestal, Tacuarembó, Uruguay, tel.: +598 4632 2407, demiangz@gmail.com

^b Universidad de la República, Facultad de Ciencias, Laboratorio de Entomología, Montevideo, Uruguay.

SUMMARY

The increasing forested area in Uruguay facilitates the establishment of exotic bark and ambrosia beetles. In 2009, the first infestation of bark beetles was officially recorded. The outbreak included *Hylurgus ligniperda*, *Cyrtogenius luteus* and *Orthotomicus erosus*. The objective of this study was to describe and compare the seasonal flight activity and development time of bark beetles in *Pinus taeda* commercial stands. Flight activity was monitored by placing interception traps from July 2012 to July 2013. Every 15 days, beetles were collected. Development time was assessed with sets of trap logs from June 2013 to June 2014 during every season. A fortnight after the presence of colonization signs was verified, trap logs were taken to the lab to be incubated. Among the three species of bark beetles captured, *H. ligniperda* was the most abundant, representing 57 % of the total captures, followed by *O. erosus* (30 %) and *C. luteus* (12 %). *Hylurgus ligniperda* was captured throughout the monitoring period, showing flight peaks during fall and winter. On the other hand, captures of *O. erosus* were recorded mostly during spring and summer. *Cyrtogenius luteus* was captured exclusively during high temperature periods. For all species recorded, log colonization date varied through seasons matching the flight period. Incubation time was strongly influenced by temperature, with shorter generations in high temperature periods. Correspondingly, differences in the duration of the subcortical phase were observed for the three species. Our study provided valuable information that can be used to adjust pruning and thinning schedules by forestry companies.

Key words: bark beetles, flight phenology, commercial pine tree, Uruguay.

RESUMEN

El incremento de área forestada en Uruguay facilita el establecimiento de escarabajos de corteza y de ambrosia exóticos. En 2009 se reportó el primer brote de escarabajos de corteza, que incluyó a *Hylurgus ligniperda*, *Cyrtogenius luteus* y *Orthotomicus erosus*. El objetivo del trabajo fue describir y comparar la actividad estacional de vuelo y el tiempo de desarrollo de estos insectos en plantaciones comerciales de *Pinus taeda*. La actividad de vuelo fue monitoreada mediante trampas de intercepción (julio 2012 a julio 2013) y recolección cada 15 días. El tiempo de desarrollo se evaluó utilizando trozas cebo durante cada estación (junio 2013 a junio 2014). Quince días después de observados los signos de colonización, las trozas cebo fueron llevadas al laboratorio para incubación. *Hylurgus ligniperda* fue la especie más abundante (57 % de las capturas), seguida por *O. erosus* (30 %) y *C. luteus* (12 %). *Hylurgus ligniperda* fue capturado durante todo el período de monitoreo, con picos de vuelo durante otoño e invierno. *Orthotomicus erosus* fue registrado mayormente durante primavera y verano. *Cyrtogenius luteus* fue capturado exclusivamente durante períodos de alta temperatura. Para estas especies, la fecha de colonización de trozas varió entre estaciones, concordando con el período de vuelo. El tiempo de incubación fue influenciado por la temperatura, con generaciones más cortas en períodos de alta temperatura. También hubo diferencias en la duración de la fase subcortical en las tres especies. Este estudio provee información valiosa que puede ser utilizada para ajustar calendarios de poda y raleo en empresas forestales.

Palabras clave: escarabajos de corteza, fenología de vuelo, plantaciones comerciales de pino, Uruguay.

INTRODUCTION

Large scale forestry with pine tree started in 1940 in Uruguay with *Pinus radiata* Don. In 1950, seeds of *P. taeda* L. and *P. elliotii* Engelm., among others, were

brought from the United States and became the most planted species in commercial pine tree plantations, reaching 25 % of the total forested area (257.000 ha) in Uruguay in the last decades (DIEA 2013). The majority of the pine tree plantations are located in the northern part

of the country, where they are managed to produce high quality timber.

The increasing forested area in Uruguay, concurrently with the growth of the international trade, facilitates the establishment of exotic pests and diseases. In particular, the international flow of wood packing and plant material may increase the risk of colonization by bark and ambrosia beetles, which are considered one of the most dangerous pests in implanted and native forests worldwide. These insects not only attack stressed trees, but some species also develop and kill healthy hosts during epidemic outbreaks (Sauvard 2004).

The red-haired bark beetle *Hylurgus ligniperda* (F.) (Scolytinae: Tomicini) was the only Scolytinae listed for pine tree plantations in the country before 2012 (Ruffinelli 1967). This European insect has successfully established in South America (Argentina, Brazil, Paraguay, Uruguay and Chile), North America, Australia and New Zealand (Haack 2006, Wood 2007). It is a multivoltine species with up to 4 generations per year in Chile (Ruiz and Lanfranco 2008). It breeds in stumps or slash material and usually attacks stressed stands at the base of the tree (Eglitis 2001). Until recently, *H. ligniperda* had been related to dead trees, stumps or slash material with no economic significance (Bentancourt and Scatoni 2010). However, in 2009, the first infestation of bark beetles in commercial stands was officially reported to the Ministry of Livestock, Agriculture and Fishery of Uruguay (Gómez *et al.* 2012). The outbreak not only included *H. ligniperda* but also two new records for the country: *Cyrtogenius luteus* (Blandford) (Scolytinae: Dryocetini) and *Orthotomicus erosus* Wollaston (Scolytinae: Ipini). *Cyrtogenius luteus* is native to Asia where it attacks dying or dead trees, with no economic significance. It was introduced into Italy and Uruguay in 2009 (Faccoli *et al.* 2012, Gómez *et al.* 2012). In Uruguay, *C. luteus* has been found in several infested areas, including dead trees of *P. taeda* (Gómez *et al.* 2012). *Orthotomicus erosus* is native to Europe, Asia, and North Africa. It is a multivoltine species in its native region with 2–7 generations per year, depending on local temperatures (Mendel 1983). It breeds in recently fallen or cut pine trees and branches but also kills living trees under stress. This species is considered an important pest from Europe and has been included in quarantine lists in several countries worldwide (USDA 1993, Ruiz and Lanfranco 2008). On its native range, *P. pinaster* is the preferred host of *O. erosus* (Baylis *et al.* 1986). Although in Uruguay damage caused by this species has been also recorded on other species of *Pinus*, some plantations of *P. pinaster* suffered more than 80 % of tree mortality in 2009. Nowadays, these three species are found all around the country in commercial plantations of *P. taeda*, *P. elliottii* and *P. pinaster* Aiton (Gómez 2012, Gómez and Martínez 2013). Hence, it becomes relevant to understand their seasonal activity.

These new records confirm a regional trend of increasing invasion by bark beetles (Gómez 2008, Gómez *et*

al. 2012, Gómez and Martínez 2013, Klasmer and Diez de Ulzurrun 2013). In spite of the undeniable economic importance of these taxa for pine tree forestry, basic ecological studies of the recorded species are still to be done in Uruguay. Moreover, all the data from bordering countries are not transferable to Uruguay due to climatic variability and tree species planted. In particular, knowing seasonal phenology of recently introduced bark beetles is essential to develop silvicultural control and minimize the damage of these insects. The objective of this study is to describe the seasonal flight activity and development time of the three bark beetles recorded in *P. taeda* commercial stands using window interception traps and trap logs. We hypothesize that the species recorded will present different flight periods, which will not necessarily be the same as those they have in their place of origin.

METHODS

Site. The study was conducted in a commercial plantation of *P. taeda* (“La Corona”) located in Tacuarembó, Uruguay (31°36’37.97” S; 55°43’38.32” W). Uruguay has a subtropical to temperate climate with seasonal fluctuations (FAO 2001). Mean temperature during summer and winter for the past ten years was 23.5 °C and 12 °C, respectively (INUMET 2015). The stand was planted in 1998 at an original density of 1,100 trees per hectare and had 450 trees per hectare when the experiment was conducted. It was surrounded by other *P. taeda* stands. The site was chosen because of the availability of slash material suitable as host.

Flight activity. Flight activity of bark beetles was monitored by placing three interception traps in a straight line at 1 km interval. Each interception trap consists in a 120 cm by 50 cm wooden frame with transparent glass and two plastic containers, one on each side of the frame, similar to that used by Soto *et al.* (2002). Collection containers were filled half-way with ethylene glycol solution as a killing and preservative agent. The traps were baited with four *P. taeda* logs (1 m long and 0.1 m in diameter). Every 15 days, beetles were collected and logs were replaced. Collections began in July 2012 and ended in July 2013, resulting in 24 collecting dates. All captured insects were kept in 70 % alcohol until examination and then deposited in the Forest Entomological Collection of INIA in Tacuarembó, Uruguay.

Flight activity of each species was determined based on the total number of individuals trapped. Number of catches were plotted and compared from July 2012 to July 2013. Flight seasonality for each species was determined based on the percentage of seasonal catches throughout the year. Temperature was recorded with a Hygrochron 1923-F5 data logger at 6 hours intervals and daily temperature data were disposed as 15-day averages to coincide with the trapping regime.

Trap log study. Bark beetle development time was studied from June 2013 to June 2014, when three sets of five trap logs for incubation (1 m long and 0.2 m in diameter) were cut from *P. taeda* trees during summer, fall, winter and spring. The logs were stacked horizontally on thin dry branches to reduce contact with the soil and avoid humidity. Trap logs were checked daily for entrance holes, frass piles or beetles boring into the bark. A fortnight after the presence of colonization signs was verified, trap logs were taken to the lab to be incubated in sheltered weather conditions inside cylindrical white plastic cages (1 m tall and 0.6 m diameter) covered with voile fabric. The cages were checked for emergencies three times a week until no more beetles emerged. The number of weeks required in order to complete the subcortical phase of the life cycle for each species was determined. The mean number of beetles emerging from the logs per week in every season was recorded and plotted. Only logs with emergences were considered for the study.

RESULTS

Flight activity. A total of 7,673 scolytids were captured during the 12 month of monitoring. Catches of bark beetles represented 98.9 % of the scolytids (7,573 specimens), while ambrosia beetles represented 1.1 % of the total. Among the three species of bark beetles captured, *H. ligniperda* was the most abundant representing 57 % of the total captures, followed by *O. erosus* (30 %) and *C. luteus* (12%). Ambrosia beetles captured were identified as *Xyleborus ferrugineus* (F.) and *Xyleborinus saxesenii* (Ratzeburg), and were represented by 59 and 41 individuals, respectively.

Captures of bark beetles suggest that the three species differ in their population dynamics (figure 1). A total of 4,400 specimens of *H. ligniperda* were captured throughout the monitoring period, showing flight peaks during fall and winter (figure 1A). Most of the captures (75 %) were recorded during May and August, with flights occurring when mean temperatures fluctuated between 14 and

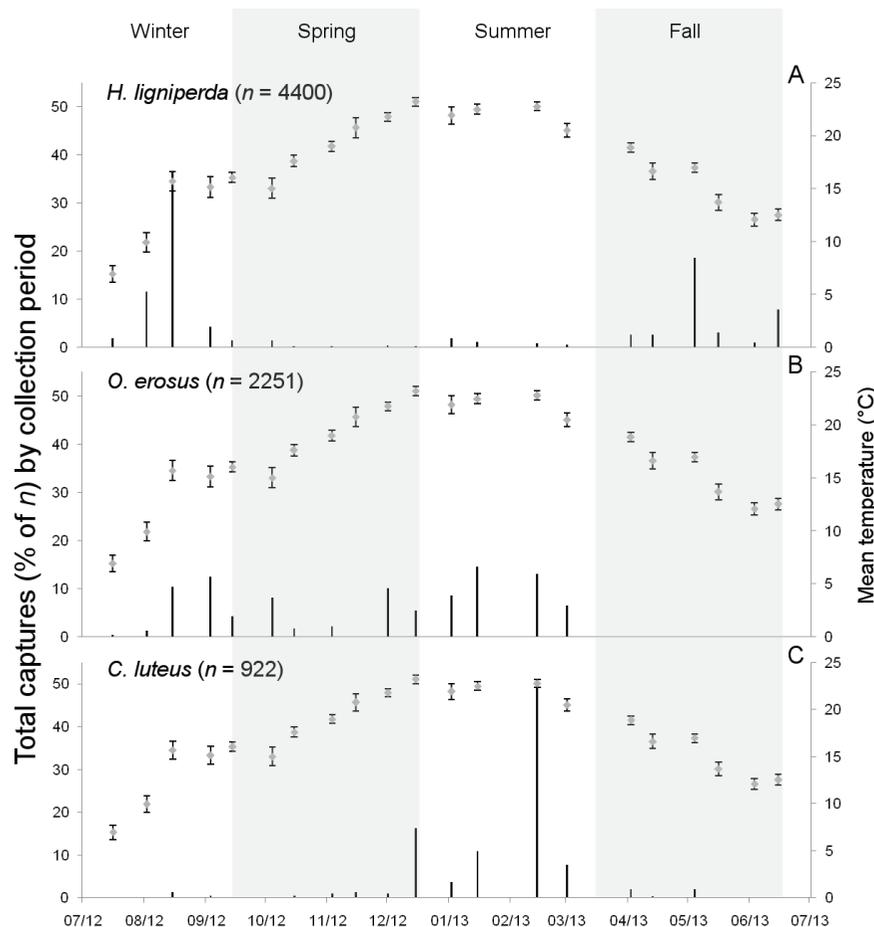


Figure 1. Total captures (% of *n*) of *Hylurgus ligniperda* (A), *Orthotomicus erosus* (B) and *Cyrtogenius luteus* (C) in interception traps in Tacuarembó, Uruguay (traps were set from 7 July 2012 to 7 July 2013), with mean temperatures \pm SEM at two week intervals.

Capturas totales (% de *n*) de *Hylurgus ligniperda*, *Orthotomicus erosus* y *Cyrtogenius luteus* en trampas de intercepción en Tacuarembó, Uruguay (trampas colocadas desde el 7 de julio de 2012 al 7 de julio de 2013), con temperaturas medias \pm SEM en intervalos de dos semanas.

17 °C. Flights of this species declined during higher temperature periods (between October and April) with very low flight activity during summer. On the other hand, captures of *O. erosus* were recorded mostly during late winter, spring and summer, when 91 % of the 2,251 specimens were captured (figure 1B). Flight activity peaked on mid-August and February, when mean temperature fluctuated between 17 and 22 °C. Low activity during fall and winter was observed for this species, with only 9 % of the captures during this period. A total of 922 specimens of *C. luteus* were captured exclusively during high temperature periods (figure 1C). Captures between December and February represented 90 % of the total. The activity peak occurred during February when the mean temperature reached 22 °C.

Trap log study. Colonization time, details of the incubation and mean emerged specimens are shown in table 1. For all species recorded, log colonization date varied through seasons matching the flight period (table 1). Incubation time was strongly influenced by temperature, with shorter generations in high temperature periods. Correspondingly, differences in the duration of the subcortical phase were observed for the three species (figure 2).

Emergences from winter colonization were only recorded for *H. ligniperda*, from early November (week 19) to late December (week 25). Emergence peak occurred during week 21 (figure 2). Emergences from spring colonization corresponded to *O. erosus* and *H. ligniperda*. *Hylurgus ligniperda* emerged during December and early January (from week 11 to week 16), with an emergence peak on week 12 and 13 (figure 2). Emergences of *O. erosus* occurred from late November to December (from week 10 to week 15), with an emergence peak on week 12 (figure 2). Emergences from summer colonization corresponded mostly to *C. luteus*, while *O. erosus* was barely recorded. During this season, *C. luteus* started to emerge in March (week 9) and continued to emerge until early April (week 12), with an emergence peak during week 11 (figure 2). When the colonization took place during fall, only *H. ligniperda* emerged, from September (week 22) to December (week 36), with an emergence peak on week 24.

DISCUSSION

The present study provided, for the first time, information on the seasonal activity by three exotic bark beetles species recorded in pine tree plantations in northern Uruguay. Both activity peaks for *H. ligniperda* registered in Uruguay during fall and winter are in line with data from France and New Zealand, where the first generation of adults oviposits during winter and spring, and a second generation lays eggs in fall (Reay and Walsh 2001). Observations from South Africa suggest the occurrence of four generations per year, with flight peaks during fall, spring and summer (Tribe 1991). Results from our incubation study showed that in Uruguay, it takes at least six months to complete the subcortical phase after fall colonization and at least four months after winter colonization, recording the first emergences in early or mid-spring, respectively. This long developing time is explained by the low temperature in most part of the life cycle as well as the sheltered weather conditions that prevent heat accumulation. On the other hand, the subcortical phase lasts only 2.5 month when the colonization occurs in spring; first emergences being recorded in early summer. Thus, *H. ligniperda* may present at least two generations per year. Fall flight activity results in one generation which would emerge at early spring, overwintering as late larvae or pupae. Winter and early spring flight activity results in a second generation in summer or fall season. There was no log colonization during summer, therefore, the small activity peaks of *H. ligniperda* during this season suggest new reproductive galleries with low or non-dispersion rates. Data from Chile suggest one or two activity peaks during the year, with no generation number associated (Mausel *et al.* 2007). The authors suggest the overlap of generations with fertilized females ovipositing in the same host if it is still suitable for a new maternal gallery.

Flight activity of *O. erosus* occurred during late winter, spring and summer. These results are similar to those reported from Europe, Israel, South Africa and Tunisia (Mendel 1983, Tribe 1990). Mendel (1983) reports seven possible annual generations for this species, with 30 days

Table 1. Colonization and incubation of bark beetles during the trap log study in “La Corona”, Tacuarembó.

Colonización e incubación de escarabajos de corteza durante el estudio de trozas cebo en “La Corona”, Tacuarembó.

Season	Log cut date	Colonization (days)	Mean temperature of incubation (°C)	Start of emergence (weeks)	Mean emergence (individuals per log ± SEM)		
					<i>Hylurgus ligniperda</i>	<i>Orthotomicus erosus</i>	<i>Cyrtogenius luteus</i>
Winter	17-06-13	16	19.2	19	220 ± 30.4	0	0
Spring	13-09-13	10	23.4	11	305 ± 128.1	128 ± 6.8	17 ± 1.7
Summer	13-01-14	7	24.1	9	0	5 ± 0.5	829 ± 224.8
Fall	10-04-14	12	15.7	22	96 ± 16.5	0	0

to develop. In Uruguay, spring colonization suggests that *O. erosus* needs two to three month to complete the subcortical phase starting to emerge in late spring. The individuals emerging in late spring would colonize new host material for breeding. Very few emergences of *O. erosus* were observed during summer colonization, probably due to very low flight activity of this species during early 2014. Our results suggest at least two generations per year in Uruguay. It is important to note however, that more gene-

rations per year may occur, provided the continuous flight activity observed as well as the ability to overwinter as larvae (Mendel 1983).

Flight activity of *C. luteus* occurred mostly during summer. Even though some individuals colonized logs in spring, low flight activity during this season resulted in the absence of reproductive galleries for this species. Log incubation during summer suggests a subcortical phase between two and three months, leading to the occurrence of

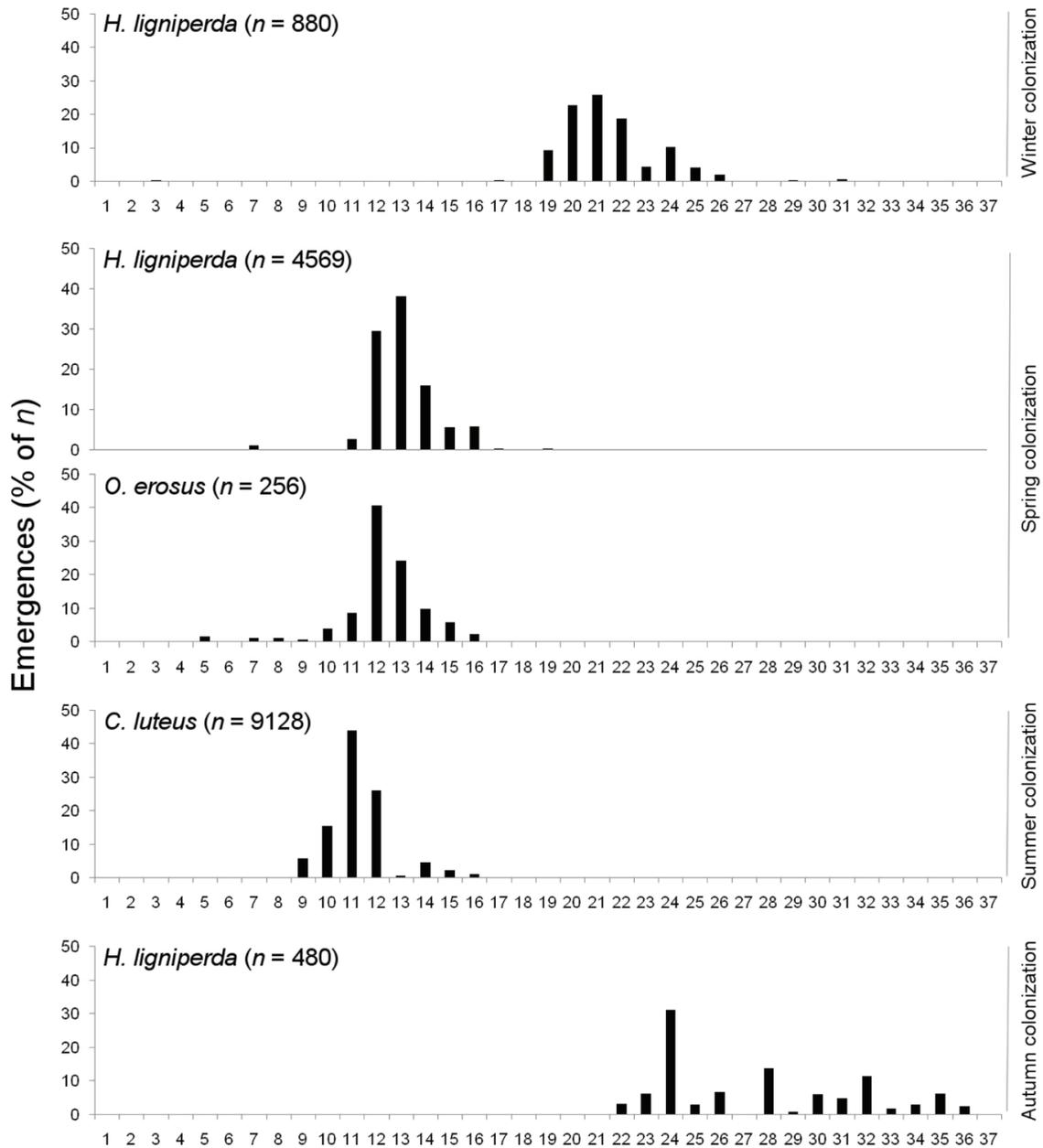


Figure 2. Weekly emergences (% of *n*) from *Hylurgus ligniperda*, *Orthotomicus erosus* and *Cyrtogenius luteus* from the four season colonization processes.

Emergencias semanales (% of *n*) de *Hylurgus ligniperda*, *Orthotomicus erosus* y *Cyrtogenius luteus* de los cuatro procesos de colonización estacional.

first emergences in late summer. Flight activity during late summer and fall suggests adults looking for new breeding hosts from which a new generation will emerge in late spring and early summer. Hence, at least two generations per year would occur in Uruguay. However, the existence of a winter generation presenting low dispersion rates can only be hypothesized, provided that most aspects of the biology of *C. luteus* remain to be investigated. Despite not being considered of economic importance on its native range, *C. luteus* has been related to several infested areas in the northern region of Uruguay (Gómez *et al.* 2012).

Bark beetles have been related to a large number of dead trees all around the country in the last years during population outbreaks, even though they are considered secondary pests (Gómez *et al.* 2012, Gómez and Martínez 2013). Scolytines raise concern not only for killing several species of pine trees, but also because they are frequently associated with blue stain fungi on logs and freshly cut wood, imparting significant loss to the forestry industry (Kirisits 2004). Management of bark beetles should aim at reducing and maintaining populations at low levels, considering both preventive and mitigation measures. The availability of breeding sites is a key limiting factor for bark beetles. In implanted forests, breeding sites are installed mostly on slash material produced by pruning and thinning (Fettig *et al.* 2007), turning silvicultural management an essential tool for reducing bark beetle populations. Our study provided valuable information about flight activity that can be used to adjust pruning and thinning schedules by forestry companies.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the forestry companies Cambium Forestal Uruguay and Weyerhaeuser Productos S.A. for the logistic help with interception traps and log exposure.

REFERENCES

- Baylis NT, C de Ronde, DB James. 1986. Observations of damage of a secondary nature following a wild fire at the Otterford State Forest. *South African Forestry Journal* 137: 36-37.
- Bentancourt CM, IB Scatoni. 2010. Guía de insectos y ácaros de importancia agrícola y forestal en el Uruguay. 3ª Edición. Montevideo, Uruguay. Hemisferio Sur. 589 p.
- DIEA (Dirección de Estadísticas Agropecuarias, UY). 2013. Anuario Estadístico Agropecuario. Accessed Sep. 15. 2015. Available in www.mgap.gub.uy/diea
- Eglitis A. 2001. *Hylurgus ligniperda*. USDA (EXFOR database pest reports). Accessed Feb. 20. 2016. Available in <http://foresthealth.fs.usda.gov/exfor/>
- Faccoli M, M Simonato, E Toffolo. 2012. First record of *Cyrtogenius* Strohmeier in Europe, with a key to the European genera of the tribe Dryocoetini (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae). *Zootaxa* 35: 27-35.
- FAO (Food and Agriculture Organization, IT). 2001. Global Forest Resources Assessment 2000. Rome, Italy. FAO Forestry Paper N° 140. 479 p.
- Fettig CJ, KD Klepzig, RF Billings, AS Munson, TE Nebeker, JF Negrón, JT Nowak. 2007. The effectiveness of vegetation management practices for prevention and control of bark beetle infestations in coniferous forests of the western and southern United States. *Forest Ecology and Management* 238(1-3): 24-53.
- Gómez C. 2008. Principales especies de insectos forestales en plantaciones de pino de la Patagonia. Bariloche, Argentina. INTA Cuadernillo n° 3. Serie Técnica: Manejo integrado de plagas Forestales. 14 p.
- Gómez D. 2012. Escarabajos de corteza en Uruguay: situación actual y perspectivas. *Revista INIA* 30: 48-51.
- Gómez D, G Martínez, RA Beaver. 2012. First record of *Cyrtogenius luteus* (Blandford) (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in the Americas and its distribution in Uruguay. *The Coleopterists Bulletin* 66: 362-364.
- Gómez D, G Martínez. 2013. Bark beetles in pine tree plantations in Uruguay: First record of *Orthotomicus erosus* Wollaston (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *The Coleopterists Bulletin* 67(4): 470-472.
- Haack RA. 2006. Exotic bark- and wood-boring Coleoptera in the United States: recent establishments and interceptions. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 269-288.
- INUMET (Instituto Uruguayo de Meteorología, UY). 2015. Estadísticas climatológicas. Accessed Mar. 26. 2016. Available in <http://www.meteorologia.com.uy/ServCli/caracteristicasEstacionales>
- Kirisits T. 2004. Fungal Associates of European Bark Beetles with Special Emphasis on the *Ophiostomatoid* Fungi. In Lieutier F, KR Day, A Battisti, JC Grégoire, HF Evans eds. Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, A Synthesis. Dordrecht, The Netherlands. Kluwer Academic Publishers. 569 p.
- Klasmer P, I Diez de Ulzurru. 2013. Evaluación de la efectividad de atrayentes químicos para la captura de insectos taladradores y descortezadores de madera. In INTA ed. Primeras Jornadas Argentinas de Sanidad Forestal. Bariloche, Argentina. Libro de resúmenes. p. 53.
- Mausel D, R Gara, D Lanfranco, C Ruiz, S Ide, R Azat. 2007. The introduced bark beetles *Hylurgus ligniperda* and *Hylastes ater* (Coleoptera: Scolytidae) in Chile: seasonal flight and effect of *Pinus radiata* log placement on colonization. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 156-169.
- Mendel Z. 1983. Seasonal history of *Orthotomicus erosus* (Coleoptera: Scolytidae) in Israel. *Phytoparasitica* 11: 13-24.
- Reay S, P Walsh. 2001. Observations of the flight activity of *Hylastes ater* and *Hylurgus ligniperda* (Curculionidae: Scolytinae) in *Pinus radiata* forests in the central North Island, New Zealand. *New Zealand Entomologist* 24: 79-85.
- Ruffinelli A. 1967. Insectos y otros invertebrados de interés forestal. *Silvicultura* 17: 5-79.
- Ruiz C, D Lanfranco. 2008. Los escarabajos de corteza en Chile: una revisión de la situación actual e implicancias en el comercio internacional. *Bosque* 29(2): 109-114.
- Sauvard D. 2004. General Biology of Bark Beetles. In Lieutier F, KR Day, A Battisti, JC Grégoire, HF Evans eds. Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, A Synthesis. Dordrecht, The Netherlands. Kluwer Academic Publishers. 569 p.

- Soto A, L Orengo, A Estrela. 2002. Estudio de poblaciones de insectos escolítidos (Coleoptera: Scolytidae) en las masas de *Pinus halepensis* Miller del Parque Natural del Montgó (Alicante). *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 28: 445-456.
- Tribe GD. 1990. Phenology of *Pinus radiata* log colonization and reproduction by the European bark beetle *Orthotomicus erosus* (Wollaston) (Coleoptera: Scolytidae) in the south-western Cape Province. *Journal of the Entomological Society of Southern Africa* 53(2): 117-126.
- Tribe GD. 1991. Phenology of *Pinus radiata* log colonization by the red-haired pine bark beetle *Hylurgus ligniperda* (Fabricius) (Coleoptera: Scolytidae) in the south-western Cape Province. *Journal of the Entomological Society of Southern Africa* 54(1): 1-7.
- USDA (United States Department of Agriculture, US). 1993. Pest risk assessment of the importation of *Pinus radiata*, *Nothofagus dombeyi*, and *Laurelia philippiana* logs from Chile. Washington, USA. USDA Forest Service. Miscellaneous Publication N° 1517. 249 p.
- Wood SL. 2007. Bark and Ambrosia Beetles of South America (Coleoptera: Scolytidae). UT, USA. Monte L. Bean Science Museum, Provo. 900 p.

Recibido: 08.06.16
Aceptado: 04.11.16

¿Es la reforestación una estrategia para la rehabilitación de bosques de pino? Una experiencia en el centro de México

Is the reforestation a rehabilitation strategy for pine forest? An experience in central Mexico

Araceli Ventura-Ríos ^a, Francisca Ofelia Plascencia-Escalante ^{**},
Patricia Hernández de la Rosa ^a, Gregorio Ángeles-Pérez ^a, Arnulfo Aldrete ^a

*Autor de correspondencia: ^a Colegio de Postgraduados, Postgrado en Ciencias Forestales, km 36,5 Carretera México-Texcoco, Montecillo, Estado de México, México, C.P. 56230, tel.: 52 595 9520200, fplascen@colpos.mx

SUMMARY

Ecological restoration is considered an important tool to reverse the degradation conditions that diverse ecosystems present worldwide, where its purpose is to recover the ecosystem structure and processes. Reforestation is a widely used strategy for restoration, which generally considers only the survival and growth as part of its monitoring. Therefore, the objective of this study was evaluating the effect of *Pinus greggii* introduction in the structure, biomass and the understory species diversity. Three reforested sites were selected -of 5, 12 and 14 years old-, a reference site (dominated by *Pinus cembroides*) and a degraded site (dominated by grasses). We established eight circular 400 m², 100 m² and 1 m² plots (nested) to measure diameter, height of tree canopy, shrubs and herbaceous richness and diversity in the understory. Allometric equations were used to calculate aerial biomass. Alpha and beta diversity of the understory was determined. The highest biomass accumulation was found in the reference site (25.27 Mg ha⁻¹), followed by the older reforestation (R14) with 14.16 Mg ha⁻¹. These had higher species richness and diversity likewise. The Jaccard index showed larger similarity between the degraded site and the five year-old reforestation (61 %). It was found that R14 achieved accumulation of biomass, species richness and diversity similar to those from the reference site.

Key words: restoration, understory, biomass, *Pinus greggii*, *Pinus cembroides*.

RESUMEN

La restauración ecológica es considerada una herramienta importante para revertir las condiciones de degradación que presentan diversos ecosistemas a nivel mundial, ya que su propósito es recuperar las funciones y estructura del ecosistema. Las reforestaciones son una estrategia de restauración ampliamente utilizada, donde generalmente solo se considera la supervivencia y crecimiento como parte de su monitoreo. Por lo cual, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la introducción de *Pinus greggii* en la estructura, biomasa aérea y diversidad de especies en el sotobosque. Se seleccionaron tres áreas reforestadas de 5, 12 y 14 años, un sitio de referencia (dominado por *Pinus cembroides*) y un sitio degradado (dominado por gramíneas). Estableciendo ocho parcelas circulares de 400 m², 100 m² y 1 m² (anidadas) para medir diámetro y altura del componente arbóreo, riqueza y composición de arbustos y herbáceas en el sotobosque. Para calcular la biomasa se utilizaron ecuaciones alométricas. Se determinó la diversidad alfa y beta del sotobosque. La mayor acumulación de biomasa aérea se encontró en el sitio de referencia (25,27 Mg ha⁻¹), seguido de la reforestación de mayor edad con 14,16 Mg ha⁻¹. De igual manera dichas condiciones presentaron mayor riqueza y diversidad de especies. El índice de Jaccard mostró mayor similitud entre el sitio degradado y la reforestación de cinco años (61 %). Los resultados mostraron que la R14, fue la condición que presentó valores de acumulación de biomasa aérea, riqueza y diversidad de especies, similares al sitio de referencia.

Palabras clave: restauración, sotobosque, biomasa, *Pinus greggii*, *Pinus cembroides*.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la pérdida de los recursos naturales y la degradación de los ecosistemas no es una problemática única de un país. A nivel mundial los ecosistemas presentan cierto grado de degradación, siendo la causa principal las actividades humanas (Rey-Benayas y Bullock 2012). En México, se reporta que en los últimos cinco años la tasa de deforestación se ha reducido, sin embargo, una gran

mayoría de sus bosques presentan altos niveles de perturbación debido a causas antrópicas y naturales (incendios, pastoreo y tala ilegal) (Sarukhán *et al.* 2015).

Muchas instituciones gubernamentales y educativas, además de la sociedad en general se han dado a la tarea de frenar el deterioro de los recursos, y por otra parte, revertir los daños causados (Chazdon 2008). Actualmente, existen varias estrategias, que tienen como objetivo principal revertir en lo posible dicho deterioro, por ejemplo Bradshaw

(1987) menciona tres alternativas: la restauración, rehabilitación y el reemplazo. Otros autores mencionan más de tres alternativas con un enfoque de paisaje, tales como la rehabilitación, las plantaciones comerciales o agroforestales, reforestaciones con especies nativas, regeneración natural asistida y, por último, la regeneración natural o restauración pasiva (Chazdon 2008). Cualquiera de estas estrategias, tienen como propósito la recuperación en diferente medida de la estructura y/o las funciones del ecosistema degradado, así como la integridad ecológica del paisaje (Bradshaw 1987, Ruiz-Jaén y Aide 2005), donde la meta final es obtener un ecosistema, autosuficiente y resiliente ante nuevas perturbaciones, manteniéndose estructural y funcionalmente, e interactuando con ecosistemas aledaños en términos de flujos bióticos y abióticos (SER 2004). En cuanto a la estrategia de la rehabilitación, esta se refiere al proceso de recuperación que se da en sitios altamente degradados con el fin de recuperar parcialmente la estructura y/o función del ecosistema, sin necesariamente llegar al ecosistema de referencia. Por razones ecológicas, sociales o económicas particulares a cada sitio, la rehabilitación se realiza utilizando no necesariamente todas las especies que estaban presentes originalmente en el lugar (Lamb y Gilmour 2003, Chazdon 2008).

La historia de la degradación ambiental en El Porvenir, Hidalgo (Centro de México) es similar a la que ocurre en otras regiones del mundo. La agricultura de autoconsumo, la presencia de ganado, uso de madera con fines energéticos y la utilización de madera para construcción y comercialización (esta última en baja escala) fueron las principales actividades de la zona que provocaron la pérdida de la cubierta vegetal y como consecuencia provocaron erosión, pérdida de la fertilidad del suelo y la biodiversidad. Ante dicha problemática los pobladores del lugar decidieron establecer reforestaciones como una estrategia de rehabilitación de la zona. Inicialmente, (en el año de 1998) se establecieron reforestaciones con diferentes especies, tales como *Pinus cembroides* Zucc., *P. pseudostrobus* Lindl., *P. greggii* Engelm., *Cupressus* sp., *Casuarina* sp. y *Eucalyptus* sp. Sin embargo, dadas las condiciones de degradación del lugar la especie que mejor se adaptó fue *P. greggii* (Navarro-Muñoz *et al.* 2000, Hernández-Martínez *et al.* 2007), donde actualmente existen aproximadamente 300 ha reforestadas con dicha especie. *P. greggii*, es una especie nativa de México y se distribuye de manera natural en poblaciones aisladas a lo largo de la Sierra Madre Oriental, en zonas semiáridas y a veces semitropicales (Ramírez-Herrera *et al.* 2005, Hernández-Martínez *et al.* 2007). Esta especie posee un gran potencial para adaptarse a condiciones limitantes de humedad y nutrimentos, lo que la hace una especie ampliamente utilizada en programas de reforestación para la recuperación de suelos degradados en diferentes partes de México (Ramírez-Herrera *et al.* 2005).

En los proyectos de reforestación en México generalmente la actividad que se realiza como parte de su evaluación es básicamente la supervivencia, sin embargo, desde

el punto de vista de la rehabilitación es necesario evaluar otros atributos que indiquen el trayecto de la recuperación de la estructura y funciones de la zona rehabilitada. Ruiz-Jaén y Aide (2005) señalan tres ejes principales mediante los cuales se puede determinar esta trayectoria de cualquier trabajo de restauración, rehabilitación o recuperación, los cuales contemplan la estructura de la vegetación, la diversidad de especies y las funciones del ecosistema.

Por lo tanto, los objetivos de este trabajo son: a) determinar la estructura arbórea, b) estimar la acumulación de biomasa aérea y c) evaluar la diversidad vegetal en el sotobosque, en tres reforestaciones con *P. greggii* de diferentes edades (5, 12 y 14 años), un sitio degradado (SD, dominado por gramíneas) y un sitio de referencia (dominado por *P. cembroides*). Las hipótesis propuestas son: a) La estructura arbórea en las reforestaciones no es diferente al sitio de referencia, b) la acumulación de biomasa de las reforestaciones no es diferente a la biomasa acumulada en el sitio de referencia, c) la diversidad del sotobosque en las reforestaciones no es diferente de los sitios de referencia y degradado, y d) no existen similitudes florísticas entre el sitio de referencia, sitio degradado y las reforestaciones.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se realizó en el estado de Hidalgo (Centro de México), en la comunidad de El Porvenir, municipio de Santiago de Anaya (figura 1). Sus coordenadas geográficas son 20°25'39" de latitud Norte y 98°57'07" de longitud Oeste con una variación altitudinal de 1.800 a 2.200 m. El clima que predomina en la zona es templado semiseco con lluvias en verano, con un promedio anual de 550 mm y un porcentaje de precipitación invernal menor al 5 %. La presencia de heladas en esta región es durante los meses de noviembre a febrero con intervalos de 40 a 60 días; mientras que en el mes de mayo se pueden presentar granizadas, ya que se asocian a las primeras precipitaciones. Los principales tipos de vegetación que se encuentran en la zona de la comunidad de El Porvenir, son matorral xerófilo y bosque de pino, principalmente existen rodales de *Pinus cembroides* Zucc., asociado con *Juniperus flaccida* Schlttdl (Rzedowski 1991, SAGARPA 2001).

Sitios de muestreo. Se seleccionaron tres reforestaciones con un promedio de 5, 12 y 14 años de edad (R5, R12 y R14, respectivamente), un sitio de referencia (remanentes del bosque original) (SR), y finalmente un sitio degradado (SD) (cuadro 1, figura 2). En cada edad de reforestación y sitio de referencia se establecieron de manera sistemática ocho sitios de muestreo de 400 m² de forma circular (radio de 11,28 m) con una distancia de 50 m entre ellos. La densidad de plantación (1.100 árboles ha⁻¹) y el tamaño inicial de las plántulas (15-25 cm de altura) fue la sugerida por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR 2010). Además se realizaron obras de conservación de suelo y agua (presas de gaviones, piedra acomodada y terrazas).

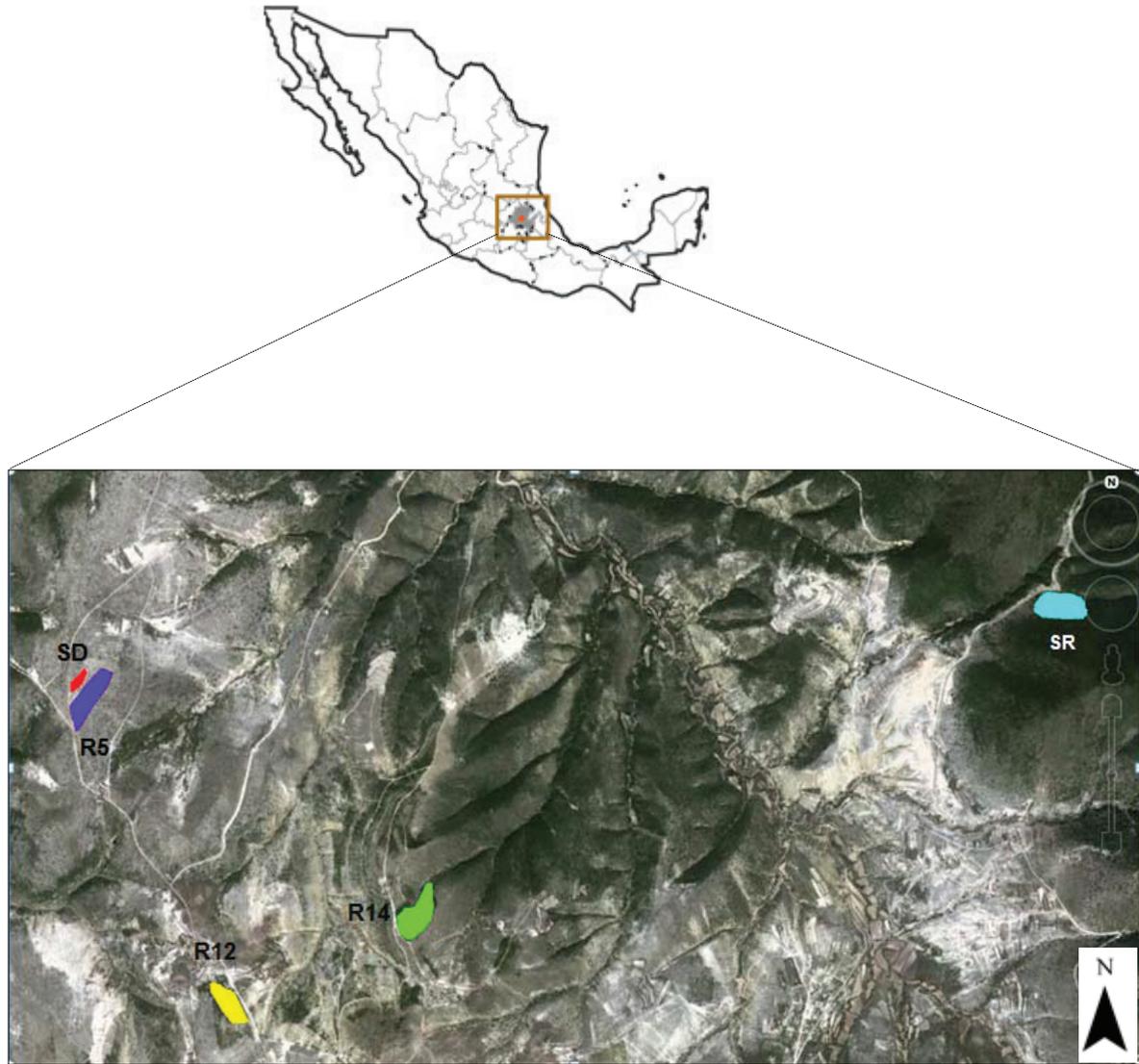


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio y sitios de muestreo (México).
 Study site location and sampling sites (Mexico).

Cuadro 1. Características de los sitios de muestreo en El Porvenir Hidalgo, México.
 Characteristics of the sampling sites at El Porvenir Hidalgo, Mexico.

Localidad	Especie arbórea dominante	Condición	Coordenadas geográficas	Altitud (m s.n.m)	Pendiente (%)
El Porvenir	-	Sitio degradado (SD)	20° 27' 45,5" N; 98° 57' 54,6" O	2.245	25
El Porvenir	<i>Pinus greggii</i>	Reforestación de 5 años (R5)	20° 27' 37,1" N; 98° 57' 53,3" O	2.210	25
El Porvenir	<i>Pinus greggii</i>	Reforestación de 12 años (R12)	20° 26' 36,8" O; 98° 57' 19,0" N	2.295	30
El Porvenir	<i>Pinus greggii</i>	Reforestación de 14 años (R14)	20° 26' 37,6" N; 98° 56' 40,6" O	2.298	20
Fontezuelas	<i>Pinus cembroides</i>	Sitio de referencia (SR)	20° 27' 59,17" N; 98° 54' 11,4" O	2.287	30

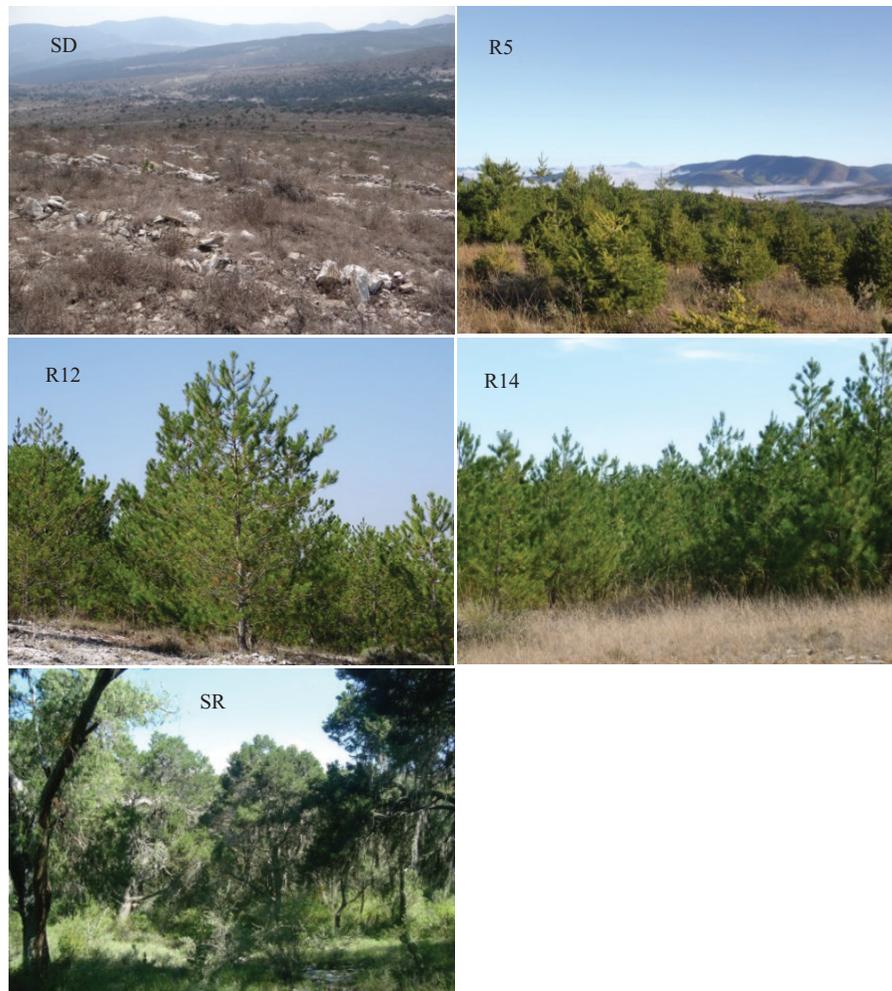


Figura 2. Sitios seleccionados: Reforestaciones de *Pinus greggii* de diferentes edades (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años de edad), sitio de referencia dominado por *Pinus cembroides* (SR) y sitio degradado (SD) dominado por gramíneas.

Selected sites: Reforestations of *Pinus greggii* of different ages (R5 = 5 years old, R12 = 12 years old and R14 = 14 years old), reference site dominated by *Pinus cembroides* (SR) and a degraded site (SD) dominated by grasses.

Estructura y biomasa aérea. A todos los individuos dentro de los sitios de 400 m² se les midió la altura total (m) con ayuda de una vara telescópica y el diámetro normal con una cinta diamétrica (cm). En el sitio de referencia, se consideraron solamente los árboles de la especie dominante (*P. cembroides*).

El área basal se determinó usando la siguiente ecuación para ambas especies [1] (Torres-Rojo y Magaña-Torres 2001):

$$AB = \frac{\pi(DN)^2}{4} \quad [1]$$

Donde,
 AB = Área basal (m²)
 π = Valor de Pi (3,1416)
 DN = Diámetro normal (cm)

La estimación de la biomasa total aérea (B) se obtuvo usando modelos alométricos previamente generados, y donde los parámetros necesarios para utilizar estos modelos son el diámetro normal (DN en cm) y altura total (H en m). Para calcular la biomasa aérea total para *P. greggii* se usó el modelo generado para *Pinus patula* [2] (Soriano-Luna *et al.* 2015), en tanto para el sitio de referencia donde domina *P. cembroides* se usó el modelo propuesto por Whittaker y Niering (1975) [3].

$$B = e^{-4,554805} - (DN^2H)^{1,047218} \quad [2]$$

$$B = 10^{2,7593} - DN^{1,6563} \quad [3]$$

Para establecer las diferencias significativas entre las condiciones estudiadas y las variables cuantitativas, se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) de una vía.

Asimismo, se realizó la separación de medias mediante la prueba de Tukey con un nivel de confianza del 95 %.

Medición del sotobosque. En cada condición del estudio (R5, R12, R14, sitio de referencia y sitio degradado) y dentro de cada sitio de 400 m² se estableció un sitio de 100 m² para medir la riqueza y abundancia del estrato arbustivo. Para evaluar la riqueza y abundancia de especies del estrato herbáceo se establecieron cuatro sitios de 1 m², de forma anidada en los sitios de 100 m², colocados en cuatro direcciones (noreste, noroeste, sureste y suroeste) a una distancia de 5,64 m del centro del sitio. Se colectaron ejemplares botánicos en campo con la presencia de flores y frutos para su posterior identificación. Se determinó la composición florística para cada estrato a nivel de familia, género y especie de los sitios muestreados. La colecta se realizó en zonas aledañas a los sitios muestreados, con el fin de no perturbar las condiciones de los mismos. La colecta y las mediciones se realizaron en la época de secas (de diciembre a marzo del 2013), por lo que las especies típicas del sotobosque de la época de lluvias no fueron incluidas en el muestreo.

Análisis de datos. La diversidad alfa se obtuvo a través de los índices de Simpson y Berger-Parker considerados como sencillos de obtener y entre los más robustos para analizar la diversidad. Para calcular cada índice se utilizó el paquete de libre acceso Species Diversity & Richness 4[®] versión 2006 (Seaby y Henderson 2006). Además, las especies encontradas en el sotobosque se clasificaron en tres formas de vida: arbustos, herbáceas dicotiledóneas y gramíneas.

Con el fin de conocer las diferencias significativas sobre los parámetros de riqueza y diversidad de especies en las diferentes formas de vida y entre las diferentes condiciones bajo estudio, se realizó un análisis no paramétrico mediante la prueba de Kruskal-Wallis de una vía y la

prueba de suma de rangos de Wilcoxon con un nivel de confianza del 95 %. Los análisis se realizaron con el paquete estadístico InfoStat[®]. Además, para confirmar las diferencias en la dominancia de los sitios bajo comparación se elaboró una gráfica de rangos de especies, la cual también proporciona información sobre la riqueza de especies.

La diversidad beta se analizó a través del índice de Jaccard y un dendrograma, el cual muestra la similitud entre los sitios bajo estudio; este se obtuvo con el programa PC-ORD versión 4.0 (McCune y Medford 1999). Dicho programa también se utilizó para realizar una ordenación a través del análisis de correspondencia rectificado (DCA) que reduce un conjunto de datos con múltiples variables por medio del arreglo de las observaciones a lo largo de un número menor de variables no correlacionales y ortogonales. Los atributos de la vegetación utilizados para dicho análisis fueron la composición y abundancia de especies presentes en el sotobosque (arbustos, herbáceas dicotiledóneas y gramíneas), para lo cual se incluyeron todas las especies encontradas en las cinco condiciones bajo estudio.

RESULTADOS

Estructura y biomasa aérea. Las variables evaluadas presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre las condiciones estudiadas, a excepción de la densidad. Se observó que la condición R5 presentó los valores menores en todas las características, lo cual es de esperarse debido a la edad de dicha reforestación. Por otro lado, las comparaciones entre R12, R14 y el sitio de referencia solo mostraron diferencias significativas en altura y biomasa aérea (cuadro 2). Con respecto a la reforestación de cinco años (R5) no se presentan datos sobre biomasa aérea ya que las ecuaciones existentes para la especie sobreestiman los valores de biomasa a temprana edad.

Cuadro 2. Valores de las diferentes características evaluadas en las condiciones estudiadas: Reforestaciones con especies de pinos (*Pinus* spp.) de diferentes edades (R5, R12 y R14) y sitio de referencia (SR). Los datos que se presentan son de individuos medidos a 1,30 m de altura (DAP).

Values of the different characteristic evaluated in the study conditions: Reforestations with pine species (*Pinus* spp.) of different ages (R5, R12 and R14) and reference site (SR). The data represented are from individuals measured at 1.30 m height (DBH).

Característica	Condición			
	R5	R12	R14	SR
Especie dominante	<i>P. greggii</i>	<i>P. greggii</i>	<i>P. greggii</i>	<i>P. cembroides</i>
Densidad (árboles ha ⁻¹)	700 a	600 a	650 a	625 a
DAP (cm)	1,7 b	13,5 a	12,4 a	12,0 a
Altura (m)	2,0 c	8,1 a	8,2 a	5,1 b
Área basal (m ² ha ⁻¹)	0,22 b	7,29 a	8,65 a	9,23 a
Biomasa aérea (Mg ha ⁻¹)	-	12,17 b	14,16 ab	25,27 a

Medias con una letra común entre columnas, no son significativamente diferentes.

Riqueza y diversidad de especies en el sotobosque. Un total de 44 especies, distribuidas en 40 géneros y en 26 familias fueron encontradas en las diferentes condiciones estudiadas, siendo el 90 % especies nativas. Las familias con mayor riqueza fueron: Verbenaceae, Cactaceae, Poaceae y Asteraceae. Dentro de la familia Cactaceae, *Echinocactus platycanthus* Link et Otto., es endémica y se encuentra sujeta a protección especial en la Norma Oficial Mexicana-059-2010 (SEMARNAT 2010) (Apéndice A).

La mayor riqueza total de especies vegetales considerando las diferentes formas de vida (arbustos, herbáceas dicotiledóneas y gramíneas) se encontró en R14 (29), mientras que en el sitio de referencia es de 24 (cuadro 3). Las distintas formas de vida, presentan una distribución más equitativa en abundancia y riqueza de especies en el sitio de referencia, tendiendo a la uniformidad (figura 3) en comparación con el resto de las condiciones (sitio degradado, R5, R12 y R14). Esto sugiere que el enriquecimiento de especies en este sitio da como resultado un menor grado de dominancia y una redistribución del espacio y los recursos entre especies.

De acuerdo con los índices de Simpson la mayor diversidad se encontró en R14 y en el sitio de referencia. La mayor dominancia de especies se presentó en la condición del sitio de referencia, donde dominan especies de la familia Poaceae, Asteraceae y Cactaceae (índice de Beger-Parker). Mediante la prueba estadística de Kruskal-Wallis se identificaron dos grupos; el primero con el sitio degradado y R12; y el segundo por R5, R14 y el sitio de referencia. De manera general se observó que las prácticas de reforestación, facilitan un incremento en la riqueza y abundancia de especies en los diferentes estratos del sotobosque, sobre todo en la presencia de arbustos, ya que en el sitio degradado se encontraron solo seis especies, mientras que en el sitio de referencia la riqueza de dicho estrato se duplica (cuadro 3).

En cuanto a la similitud entre las diferentes condiciones estudiadas (diversidad beta) se distinguen dos grupos (figura 4). El primero con una mayor similitud (61 %) del sitio degradado y R5; y el segundo con menor similitud (45-50 %) entre el sitio de referencia, R12 y R14.

Ordenación (DCA). De acuerdo al análisis de correspondencia rectificado (DCA, figura 5), se observa una clara separación de la abundancia y composición de especies. En el sitio de referencia se forma un grupo con especies únicas y es abundante la presencia de especies con forma de vida arbustiva, y muchas de ellas no se encontraron en los sitios rehabilitados tales como: *Comarostaphylis glaucescens* Kunth Zucc y *Vauquelinia corymbosa* Correa., agrupadas en el eje 2 (eigenvalor = 29 %), dichas especies mantienen características asociadas a sitios con mayor humedad. Sin embargo, la composición de especies en las reforestaciones (R5, R12 y R14) se agrupan en el eje 1 (eigenvalor = 51 %) y se observa mayor dispersión entre ellas, la forma de vida que domina son las herbáceas tales como: *Loese-*

lia coerulea (Cav.) G. Don., *Polygonum punctatum* Ell., *Melampodium* sp., *Galium aschenbornii* Schaver, *Calylophus hartwegii* (Benth). Raven, *Castilleja lithospermoides* Kunth. y *Salvia helianthemifolia* Benth. Una característica en particular de dichas especies es que se establecen en lugares con perturbación, en el borde de caminos, y en vegetación del matorral xerófilo (CONABIO 2015). En cambio, el sitio degradado se separa del resto por su composición particular dominada por gramíneas como *Aristida adscensionis* y *Stipa* sp.

DISCUSIÓN

Estructura y biomasa aérea. Después de 14 años de haberse realizado las reforestaciones en la zona del Porvenir, nuestro estudio identificó que la altura del arbolado, y la biomasa aérea fueron significativamente diferentes entre las condiciones evaluadas. Se observó una altura superior en las reforestaciones de *P. greggii* (8,2 m en R14), en cambio, *P. cembroides* presentó un arbolado con alturas promedio de 5,1 m lo cual es característica propia de la especie, ya que se ha reportado que el rango en alturas de esta especie oscila entre 5-15 m y generalmente se desarrolla sobre varios tipos de suelos como Litosoles, Rendzinas y Regosoles (Perry 2000), lo cual coincide con los tipos de suelos presentes en la zona de estudio donde no rebasan los 30 cm de profundidad.

Es importante destacar el hecho de que las dos especies que se encuentran en el estrato arbóreo no son las mismas, ya que el sitio de referencia está dominado por *P. cembroides* donde la forma de crecimiento y desarrollo de esta especie es muy distinta a la de *P. greggii*, por lo que la estructura no es exactamente la misma con el resto de las condiciones estudiadas. Por otro lado, *Pinus greggii* es una especie nativa de México, ampliamente utilizada en Programas Nacionales de Reforestación de zonas degradadas, las cuales con el paso del tiempo cumplen una función importante al acumular biomasa, proporcionar sombra al suelo, modificar el microclima del sotobosque (Harrington 1999), y proteger el suelo contra la erosión (Parrotta y Knowles 1999).

Desde el enfoque de la restauración ecológica lo ideal para la recuperación de la estructura y funciones del ecosistema es establecer especies nativas (Lugo y Helmer 2004, SER 2004) que se encuentren en remanentes de vegetación de la región (sitios de referencia). Inicialmente en El Porvenir, se realizaron reforestaciones con diferentes especies leñosas (nativas e introducidas), muchas de las cuales no sobrevivieron. Entre estas especies se utilizó *P. cembroides* (*circasitum*), estableciéndose en pequeñas superficies, debido a su lento crecimiento y desarrollo, los pobladores decidieron seguir reforestando con *P. greggii*, por su rápido crecimiento y capacidad de adaptación a las condiciones del lugar. Por ello, en este estudio se evaluaron este tipo de estrategias (reforestaciones) para determinar en qué medida estas especies recuperan o rehabilitan

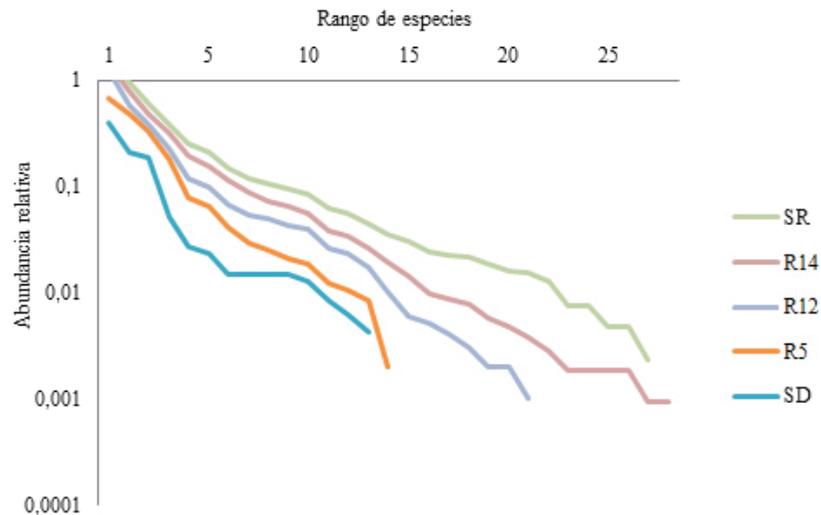


Figura 3. Abundancia relativa y rango de especies para las condiciones de estudio: Reforestaciones de *Pinus greggii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años de edad), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Relative abundance and species range for the study condition: Reforestations of *Pinus greggii* (R5 = 5 years old, R12 = 12 years old and R14 = 14 years old), reference site (SR) and degraded site (SD).

Cuadro 3. Riqueza de especies del sotobosque por forma de vida, riqueza total e índices de Simpson y Berger-Parker en las cinco diferentes condiciones muestreadas en El Porvenir, Hidalgo, México.

Understorey species richness by life form, total richness, and Indices of Simpson and Berger-Parker in the five sampled conditions at El Porvenir, Hidalgo, Mexico.

Condición	Arbustos	Herbáceas	Gramíneas	Riqueza total	Índice de Simpson	Índice de Berger-Parker
SD	6 a	5 a	3 a	14 a	4,05 a	2,5 a
R5	8 a	5 a	3 a	16 a	6,25 ab	3,6 ab
R12	10 b	9 b	3 a	22 ab	3,16 a	1,9 a
R14	10 b	15 b	4 b	29 b	7,62 b	4,2 b
SR	12 b	8 a	4 b	24 ab	9,93 b	5,9 b

Reforestaciones de diferentes edades (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años de edad), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD). Medias con una letra común entre condiciones, no son significativamente diferentes.

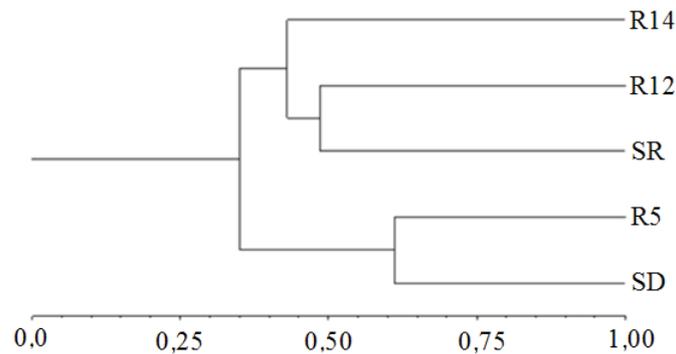


Figura 4. Índice de similitud de Jaccard, para las condiciones de estudio y su agrupación. Reforestaciones de *P. greggii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años de edad), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Jaccard Similarity Index for the study conditions and its grouping. Reforestations of *Pinus greggii* (R5 = 5 years old, R12 = 12 years old and R14 = 14 years old), reference site (SR) and degraded site (SD).

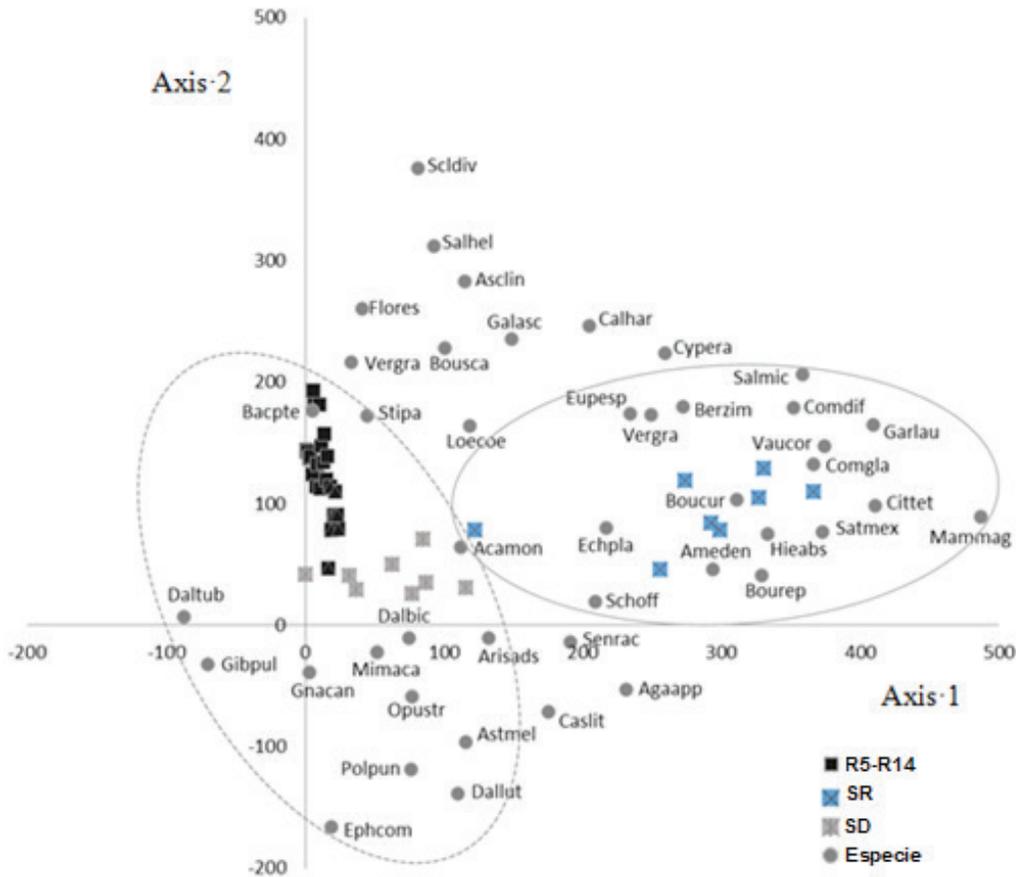


Figura 5. Análisis de correspondencia rectificad (DCA) de la vegetación y abundancia de especies en las cinco condiciones estudiadas: Reforestaciones de *Pinus greggii* (R5 = 5 años, R12 = 12 años y R14 = 14 años de edad), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD). Abreviaturas: Acamon *Acalypha monostachya* Cav.; Agaapp *Agave applanata*; Ameden *Amelanchier denticulata*; Arisads *Aristida adscensionis*; Asclin *Asclepias linaria*; Astmel *Melampodium* sp.; Bacpte *Baccharis pteronioides*; Berzim *Berberis zimapana*; Boucur *Boutelova curtipendula*; Bourep *Boutelova repens*; Bousca *Bouvardia scabrida*; Calhar *Calylophus hartwegii*; Chymex *Chysactinia mexicana* A.Gray.; Cittet *Citharexylum tetramerum*; Comgla *Comarostaphylis glaucescens*; Comdif *Commelina diffusa*; Cypera *Cyperaceae*; Caslit *Castilleja lithospermoides* Kunth; Dalbic *Dalea bicolor*; Dallut *Dalea lutea*; Daltub *Dalea tuberculata*; Dodvis *Dodonaea viscosa*; Echpla *Echinocactus platycanthus*; Ephcom *Ephedra compacta* Rose; Eupesp *Eupatorium espinosarum*; Garlau *Garrya laurifolia*; Galasc *Galium aschenbornii*; Gnacan *Gnaphalium canescens*; Gibpul *Gibasis pulchella*; Hieabs *Hieracium abscissum*; Loecoe *Loeselia coerulea*; Mammag *Mammillaria magnimamma*; Mimaca *Mimosa acaleaticarpa*; Opustr *Opuntia streptacantha*; Polpun *Polygonum punctatum*; Salhel *Salvia helianthemifolia*; Salmic *Salvia microphylla*; Satmex *Satureja mexicana*; Senrac *Senna racemosa*; Schoff *Schoenocaulon officinale*; Scldiv *Sclerocarpus divaricatus*; Stipa *Stipa* sp.; Vaucor *Vauquelinia corymbosa*; Vergra *Verbena gracilis*.

Detrended correspondence analysis (DCA) of the vegetation and species abundance of the five study conditions: Reforestations of *Pinus greggii* (R5 = 5 years old, R12 = 12 years old and R14 = 14 years old), reference site (SR) and degraded site (SD). Abbreviations: Acamon *Acalypha monostachya* Cav.; Agaapp *Agave applanata*; Ameden *Amelanchier denticulata*; Arisads *Aristida adscensionis*; Asclin *Asclepias linaria*; Astmel *Melampodium* sp.; Bacpte *Baccharis pteronioides*; Berzim *Berberis zimapana*; Boucur *Boutelova curtipendula*; Bourep *Boutelova repens*; Bousca *Bouvardia scabrida*; Calhar *Calylophus hartwegii*; Chymex *Chysactinia mexicana* A.Gray.; Cittet *Citharexylum tetramerum*; Comgla *Comarostaphylis glaucescens*; Comdif *Commelina diffusa*; Cypera *Cyperaceae*; Caslit *Castilleja lithospermoides* Kunth; Dalbic *Dalea bicolor*; Dallut *Dalea lutea*; Daltub *Dalea tuberculata*; Dodvis *Dodonaea viscosa*; Echpla *Echinocactus platycanthus*; Ephcom *Ephedra compacta* Rose; Eupesp *Eupatorium espinosarum*; Garlau *Garrya laurifolia*; Galasc *Galium aschenbornii*; Gnacan *Gnaphalium canescens*; Gibpul *Gibasis pulchella*; Hieabs *Hieracium abscissum*; Loecoe *Loeselia coerulea*; Mammag *Mammillaria magnimamma*; Mimaca *Mimosa acaleaticarpa*; Opustr *Opuntia streptacantha*; Polpun *Polygonum punctatum*; Salhel *Salvia helianthemifolia*; Salmic *Salvia microphylla*; Satmex *Satureja mexicana*; Senrac *Senna racemosa*; Schoff *Schoenocaulon officinale*; Scldiv *Sclerocarpus divaricatus*; Stipa *Stipa* sp.; Vaucor *Vauquelinia corymbosa*; Vergra *Verbena gracilis*.

algunos componentes estructurales y algunas funciones que ocurren de manera natural en los remanentes de vegetación (sitio de referencia) presentes en la zona.

La biomasa aérea presentó diferencias estadísticas significativas, siendo el sitio de referencia ($25,27 \text{ Mg ha}^{-1}$) la condición con mayor aporte, seguida de la reforestación de mayor edad con $14,16 \text{ Mg ha}^{-1}$. En otros estudios (Pacheco-Escalona *et al.* 2007) la biomasa aérea reportada a los seis años en plantaciones de *P. greggii* superan en más del doble ($35,2 \text{ Mg ha}^{-1}$) a lo encontrado en R14, la reforestación donde se obtuvo mayor biomasa. De acuerdo a diversas fuentes, este atributo es influenciado por el tipo de especie, edad, y patrón de crecimiento de las mismas (West 2014). Además de factores abióticos como la exposición, nutrimentos y humedad del suelo (Van Breugel *et al.* 2011, West 2014).

Aún con estos valores encontrados de biomasa aérea, las reforestaciones con *P. greggii* en la zona de El Porvenir, poseen un potencial para acumular biomasa, y representar una opción para almacenar carbono a largo plazo (Douterlungne *et al.* 2013), y ser una alternativa para generar ingresos a las comunidades locales a través de pago por servicios ecosistémicos (Pattanayak *et al.* 2010). Además, la información generada en este estudio nos dará una guía importante para la toma de decisiones en el futuro, en relación al establecimiento de nuevas prácticas de reforestación con fines de rehabilitación de zonas aledañas a El Porvenir y con características similares de degradación.

Riqueza y diversidad de especies. Se observa que la presencia del dosel de *P. greggii* produce un efecto positivo en el aumento de la riqueza de especies en el sotobosque, a diferencia del sitio degradado (cuadro 3), donde el estrato arbóreo está ausente. Además, la edad de la reforestación es un factor importante en el aumento de la riqueza total del sotobosque, ya que en edades de 5-12 años, la riqueza de especies osciló entre 16 y 22. En tanto, en reforestaciones de 14 años, la riqueza se incrementó a 29 especies; lo que indica que las reforestaciones se encuentran en una trayectoria de recuperación de especies para alcanzar una riqueza similar a la de un bosque de referencia.

De acuerdo a los índices de diversidad de Simpson y Berger-Parker la tendencia es variable entre condiciones, donde R14 y el sitio de referencia presentaron mayor diversidad, y la mayor dominancia se presenta en el sitio de referencia. Por otra parte, el recambio de especies del sitio degradado para R5 fue de 69 %, y de esta condición al R12 fue de 50 %, y finalmente de R12 a R14 fue de 59 %. Lo que concuerda con el índice de Jaccard el cual muestra mayor similitud entre las condiciones R5 y sitio degradado, dado lo joven de la plantación y, probablemente, por estar expuestos a condiciones de alta luminosidad. El cierre de copas a la edad de cinco años aún no se da en su totalidad, y los cambios en la disponibilidad de luz pueden ser el principal impulsor de cambio de la composición de especies. Este factor puede ser importante en la presencia

de arbustos y herbáceas en el sotobosque que necesita ser evaluado en futuros estudios (Eviner y Hawkes 2008).

En ese sentido, los resultados muestran que a partir de 14 años de establecida la reforestación se provee de las condiciones necesarias para recuperar la riqueza y diversidad de especies en el sotobosque tanto de especies arbustivas y herbáceas. Además se ha reportado que la historia de perturbación tiene un efecto significativo en la estructura y composición de especies que se encuentran en una comunidad (Dobson *et al.* 1997, Thompson *et al.* 2002). Debido a que los sitios que han sufrido perturbaciones, se altera el hábitat disponible para la mayoría de las especies y, por lo general, se da una reducción de la diversidad biológica (Dobson *et al.* 1997). Los procesos de sucesión natural pueden ser afectados por la continua degradación (Nepstad *et al.* 1990), y por el dominio de gramíneas (Jones *et al.* 2004), dicha situación se presenta en las zonas de El Porvenir, donde no existen fuentes de regeneración natural, la falta de dispersión de semillas y las condiciones pobres del micrositio para la germinación de las semillas y donde se ha perdido la productividad del suelo, por lo que si se quiere recuperar dicha productividad de manera natural, esta requerirá un periodo largo o pudiera requerir siglos para completar su recuperación (Dobson *et al.* 1997).

Por estas razones, el establecimiento de reforestaciones con *P. greggii* pueden superar algunas de estas barreras al atraer agentes para la dispersión de semillas y mejorar las condiciones microclimáticas locales dentro de la zona, y mitigar o revertir los impactos negativos de la degradación, acelerando así la recuperación de estas tierras (Parrotta y Knowles 1999, Harrington 1999, Lugo y Helmer 2004, Jones *et al.* 2004, Montagnini *et al.* 2008).

CONCLUSIONES

A la edad de 14 años de establecida la reforestación, las variables estructurales como la altura del arbolado y la biomasa aérea son significativamente diferentes con respecto al sitio de referencia. Aún con las características típicas de una reforestación (consideradas monocultivos y tener estructuras simples), las reforestaciones con *Pinus greggii* en el centro de México pueden lograr cierta recuperación de variables estructurales y funcionales. Con el tiempo, la presencia del arbolado (dosel superior) modifica las características abióticas del suelo forestal y, por tanto, se favorecen las condiciones locales del sitio para que nuevas especies se establezcan en el sotobosque. Esto se ve reflejado en un aumento en la riqueza y diversidad de las especies del sotobosque a medida que incrementa la edad de las reforestaciones. A partir de reforestaciones de 14 años de edad, se presentan índices de riqueza y diversidad de especies similares al sitio de referencia, lo cual concuerda con la hipótesis planteada, para esta reforestación en particular. En relación con la similitud florística (diversidad beta), esta es mayor (61 %) entre las condiciones R5 y SD, siendo solo estas dos condiciones significativamente

diferentes del sitio de referencia. Las reforestaciones son una alternativa de suma importancia cuando no existen recursos económicos suficientes para usar otras estrategias de recuperación de zonas degradadas, como pueden ser una combinación de especies arbóreas con diferentes formas de vida, como se sugiere actualmente en el ámbito de la restauración ecológica.

Este estudio es el primero en la región con fines de evaluar la estructura y algunos procesos que se recuperan mediante el establecimiento de reforestaciones. La información generada servirá como una referencia para futuros estudios (a largo plazo) que evalúen otras variables no contempladas en este estudio, como diversidad de otros organismos (fauna, organismos del suelo), incorporación y descomposición de materia orgánica, reciclado de nutrientes, ciclos biogeoquímicos, disminución de la erosión, captación de agua, recarga de mantos acuíferos, etc. Dicha información será de utilidad para la toma de decisiones en futuros trabajos de restauración ecológica en la zona de estudio y en zonas con características similares.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por la oficina de Programas Internacionales del Servicio Forestal, Departamento de Agricultura y el Programa de Paisajes Sustentables de USAID del Servicio Forestal, Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América, a través del proyecto "Reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero y mejoramiento del manejo forestal en México" operado por el Postgrado en Ciencias Forestales del Colegio de Postgraduados.

REFERENCIAS

- Bradshaw AD. 1987. Restoration: an acid test for ecology. In Jordan WR, ME Gilpin, JD Aber eds. *Restoration Ecology*. Cambridge, UK. Cambridge University Press. p. 23-29.
- Chazdon RL. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320: 1458-1460.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, MX). 2015. Herbario virtual. Consultado 14 mar. 2015. Disponible en <http://www.conabio.gob.mx/otros/cgi-bin/herbario.cgi>.
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal, MX). 2010. Prácticas de reforestación. Manual básico. Zapopan, Jalisco. México. 64 p.
- Dobson AP, AD Bradshaw, AJM Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277: 515-522.
- Douterlungne D, AM Herrera-Gorocica, BG Ferguson, I Siddique, L Soto-Pinto. 2013. Ecuaciones alométricas para estimar biomasa y carbono de cuatro especies leñosas neotropicales con potencial para la restauración. *Agrociencia* 47(4): 385-397.
- Eviner VT, CV Hawkes. 2008. Embracing variability in the application of plant-soil interactions to the restoration of communities and ecosystems. *Restoration Ecology* 16(4): 713-728.
- Harrington CA. 1999. Forests planted for ecosystem restoration or conservation. *New Forests* 17: 175-190.
- Hernández-Martínez J, J López-Upton, JJ Vargas-Hernández, J Jasso-Mata. 2007. Zonas semilleras de *Pinus greggii* var. *Australis* en Hidalgo, México. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30(3): 241-249.
- Jones ER, MH Wishnie, J Deago, A Sautu, A Cerezo. 2004. Facilitating natural regeneration in *Saccharum spontaneum* (L.) grasslands within the Panama Canal watershed: effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. *Forest Ecology and Management* 191: 171-183.
- Lamb D, D Gilmour. 2003. Rehabilitation and Restoration of Degraded Forests. Switzerland and Cambridge, United Kingdom. IUCN-WWF. 110 p.
- Lugo AE, E Helmer. 2004. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. *Forest Ecology and Management* 190: 145-61.
- McCune B, MJ Mefford. 1999. PC-ORD: Multivariate analysis of ecological data, Version 4.0 for Windows. Oregon, USA. Gleneden Beach. 237 p.
- Montagnini F, AS Islas, MRA Santana. 2008. Participatory approaches to ecological restoration in Hidalgo, México. *Bois et Forêts des Tropiques* 295(1): 5-20.
- Navarro-Muñoz SA, LM Torres-Espinoza, A Cano-Pineda, S Valencia-Manzo, EH Cornejo-Oviedo. 2000. Predicción de volúmenes de fuste para *Pinus cembroides* Zucc., en el Sureste de Coahuila. Foresta-AN. Nota Técnica (3). Saltillo, Coahuila. UAAAN. 16 p.
- Nepstad D, C Uhl, EA Serrao, AB Anderson. 1990. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. In Anderson A ed. Alternatives to deforestation: Steps towards sustainable use of Amazon rain forests. New York, USA. Columbia University Press. p. 215-229.
- Pacheco-Escalona FC, A Aldrete, A Gómez-Guerrero, AM Fierros-González, VM Cetina-Alcalá, H Vaquera-Huerta. 2007. Almacenamiento de carbono en la biomasa aérea de una plantación joven de *Pinus greggii* Engelm. *Revista Fitotecnia Mexicana* 30(3): 251-254.
- Parrotta JA, OH Knowles. 1999. Restoration of tropical moist forest on bauxite mined lands in the Brazilian Amazon. *Restoration Ecology* 7: 103-116.
- Pattanayak SK, S Wunder, PJ Ferraro. 2010. Show me the money: do payments supply environmental services in developing countries? *Review of Environmental Economics and Policy* 4: 254-274.
- Perry Jr JP, A Graham, DM Richardson. 2000. The history of pines in Mexico and Central America. Ecology and Biogeography of *Pinus*. Cambridge, United Kingdom. Cambridge University Press. 137 p.
- Ramírez-Herrera C, JJ Vargas-Hernández, J López-Upton. 2005. Distribución y conservación de las poblaciones naturales de *Pinus greggii*. *Acta Botánica Mexicana* 72: 1-16.
- Rey-Benayas JM, JM Bullock. 2012. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems* 15(6): 883-899.
- Ruiz-Jaén MC, TM Aide. 2005. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management* 218(1): 159-173.

- Rzedowski J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana* 14: 3-21.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2001. Plan rector de producción y conservación de la microcuenca Hermosillo-El Porvenir. Gerencia Estatal de Hidalgo. Presidencia Municipal de Santiago de Anaya. 62 p.
- Sarukhán J, T Urquiza-Haas, P Koleff, J Carabias, R Dirzo, E Ezcurra y J Soberón. 2015. Strategic actions to value, conserve, and restore the natural capital of megadiversity countries: the case of Mexico. *BioScience* 65(2): 164-173.
- Seaby RMH, PA Henderson. 2006. Species diversity and richness version 4. Lymington, England. Pisces Conservation. 123 p.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, MX). 2010. Norma Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres: Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. México, DF. Diario Oficial de la Federación. 78 p.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, US). 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, USA. Consultado 14 de ene. 2013. Disponible en www.ser.org.
- Soriano-Luna MA, G Ángeles-Pérez, T Martínez-Trinidad, FO Plascencia-Escalante, R Razo-Zárate. 2015. Estimación de biomasa aérea por componente estructural en Zacualtipán, Hidalgo, México. *Agrociencia* 49: 423-438.
- Thompson J, N Brokaw, JK Zimmerman, RB Waide, EM Everham III, DJ Lodge, CM Taylor, D García-Montiel, M Fluet. 2002. Land use history, environment, and tree composition in a tropical *Forest Ecology Application* 12: 1344-1363.
- Torres-Rojo JM, OS Magaña-Torres. 2001. Evaluación de las plantaciones forestales. México, DF. Limusa. 472 p.
- Van Breugel M, J Ransijn, D Craven, F Bongers, JS Hall. 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management* 262(8): 1648-1657.
- West PW. 2014. Growing plantation forests. Berlin, Germany. Springer-Verlag 304 p.
- Whittaker RH, WA Niering. 1975. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production, and diversity along the elevation gradient. *Ecology* 56(4): 771-790.

Recibido: 25.05.16
Aceptado: 04.11.16

Apéndice A. Listado florístico, forma de vida y las condiciones en donde se encontró cada especie. Reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Floristic list, life form and conditions where each plant species was found. Reforestations of different ages (R5, R12 and R14), reference site (SR) and degraded site (SD).

Nombre científico	Familia	Forma de vida	Condiciones en donde se presenta la especie				
			SD	R5	R12	R14	SR
<i>Aristida adscensionis</i> L.	Poaceae	Gramínea	X	X	X	X	X
<i>Boutelova curtipendula</i> Mixx. Torr.	Poaceae	Gramínea		X	X	X	X
<i>Boutelova repens</i> (Kunth) Scribn. et Merr.	Poaceae	Gramínea	X	X	X	X	X
<i>Stipa</i> sp.	Poaceae	Gramínea	X	X		X	X
<i>Cyperaceae</i> sp.	Cyperaceae	Herbácea				X	X
<i>Loeselia coerulea</i> (Cav.) G. Don.	Polemoniaceae	Herbácea	X	X	X	X	X
<i>Commelina diffusa</i> Burm.f.	Commelinaceae	Herbácea				X	X
<i>Verbena gracilis</i> Desf.	Verbenaceae	Herbácea	X		X	X	X
<i>Hieracium abscissum</i> Less.	Compositae	Herbácea					X
<i>Eupatorium espinosarum</i> Gray.	Asteraceae	Herbácea		X	X	X	X
<i>Salvia microphylla</i> Kunth.	Lamiaceae	Herbácea				X	X
<i>Satureja mexicana</i> (Benth.) Briq	Lamiaceae	Herbácea					X
<i>Melampodium</i> sp.	Asteraceae	Herbácea			X	X	
<i>Galium aschenbornii</i> Schaver.	Rubiaceae	Herbácea				X	
<i>Calylophus hartwegii</i> (Benth.) Raven	Onagraceae	Herbácea				X	
<i>Asclepias linaria</i> Cav.	Apocynaceae	Herbácea				X	
<i>Salvia helianthemifolia</i> Benth.	Lamiaceae	Herbácea				X	
<i>Sclerocarpus divaricatus</i> (Benth.) Benth. et Hook.f. ex Hemsl.	Compositae	Herbácea				X	
<i>Chysactinia mexicana</i> A.Gray	Asteraceae	Herbácea		X		X	
<i>Acalypha monostachya</i> Cav.	Euphorbiaceae	Herbácea			X	X	
<i>Gnaphalium canescens</i> DC.	Compositae	Herbácea	X	X	X		
<i>Castilleja lithospermoides</i> Kunth.	Scrophulariaceae	Herbácea			X		
<i>Polygonum punctatum</i> Ell.	Polygonaceae	Herbácea			X		
<i>Dalea tuberculata</i> Lag.	Fabaceae	Herbácea	X	X			
<i>Gibasis pulchella</i> (Kunth.) Raf.	Comelinaceae	Herbácea	X				
<i>Mammillaria magnimamma</i> Haw.	Cactácea	Arbusto					X
<i>Opuntia streptacantha</i> (Lem.)	Cactácea	Arbusto	X	X	X	X	X
<i>Echinocactus platycanthus</i> Link et Otto.	Cactácea	Arbusto			X	X	
<i>Senna racemosa</i> (Mill.) H.S. Irwin et Barneby	Caesalpiniaceae	Arbusto		X	X	X	X
<i>Mimosa acaleaticarpa</i> Ort.	Mimosaceae	Arbusto	X	X	X	X	X
<i>Citharexylum tetramerum</i> Brandegee	Verbenaceae	Arbusto		X			X
<i>Amelanchier denticulata</i> (Kunth) K. Koch	Rosaceae	Arbusto			X	X	X
<i>Berberis zimapana</i> (Fedde) Marroquin	Berberidaceae	Arbusto		X			X
<i>Agave applanata</i> Lem. ex Jacobi	Asparagaceae	Arbusto	X	X	X	X	X
<i>Garrya laurifolia</i> Benth.	Garryaceae	Arbusto					X
<i>Dodonaea viscosa</i> (L.) Jacq.	Sapindaceae	Arbusto	X	X	X	X	X
<i>Comarostaphylis glaucescens</i> (Kunth) Zucc).	Ericaceae	Arbusto					X
<i>Vauquelinia corymbosa</i> Correa	Rosaceae	Arbusto					X
<i>Bouvardia scabrida</i> Mart. et Gal.	Rubiaceae	Arbusto	X	X		X	
<i>Baccharis pteronioides</i> DC.	Asteraceae	Arbusto	X			X	
<i>Dalea bicolor</i> Willd.	Fabaceae	Arbusto			X	X	
<i>Ephedra compacta</i> Rose.	Ephedraceae	Arbusto			X		
<i>Dalea lutea</i> (Cav.) Willd.	Fabaceae	Arbusto			X		

Reforestaciones de diferentes edades (R5, R12 y R14), sitio de referencia (SR) y sitio degradado (SD).

Fórmula para la valoración monetaria del árbol urbano en Chile central

A formula for monetary valuation of urban trees in central Chile

Mauricio Ponce-Donoso **, Óscar Vallejos-Barra ^a, Francisco J Escobedo M ^b

*Autor de correspondencia: ^a Universidad de Talca, Facultad de Ciencias Forestales, Avda. Lircay s/n, Talca, Chile, tel.: (56)712200432, mponce@utalca.cl

^b Universidad del Rosario, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Bogotá D.C., Colombia.

SUMMARY

There is currently a lack of tree valuation methods to better appraise the effects, benefits and legal actions related to urban forests in South American countries; and those which have one, present difficulties of application. To address this, five parametric formulas were elaborated for urban trees appraisal in central Chile, to assess their performance against two previously evaluated formulas: the Chilean municipalities of Concepcion, La Pintana and Maipú formula (COPIMA) and the United States' Council of Tree and Landscape Appraisers (CTLA). Formulas were developed using national and international professionals and multiple relevant tree-site variables that should be considered when assessing monetary value. The formulas were proposed using a focus group of national professionals to better adjust formulas using criteria related to: feasibility of application, minimum and maximum monetary values, feasibility in legal actions, lack of statistically significant differences among evaluators, tree and aesthetic variables, sites, amenities and ecosystem services and dis-services. The seven formulas were tested on 30 trees in three communes of Chile, Santiago, Talca and Concepción, by eight professionals, yielding a total sample of 1,680. Afterwards, samples were analyzed for statistical differences. Findings were used to develop a regional tree valuation formula called *Valoración Monetaria del Arbolado Urbano (VaMA)*. The formula may be used by municipalities, professional and researches to better assess the monetary value of public and private urban trees in an efficient and cost-effective manner.

Key words: arboriculture, tree appraisal, urban forestry, tree valuation.

RESUMEN

Países en Sudamérica carecen de métodos para valorar el arbolado urbano con el fin de dar importancia a sus benéficos o bien para establecer indemnizaciones y aquellos que los tienen, presentan dificultades de aplicación. A fin de proponer una fórmula a ser usada en la valoración del arbolado urbano en Chile central, se elaboraron cinco fórmulas paramétricas, las que fueron comparadas con dos fórmulas previamente evaluadas: la chilena de los municipios de Concepción, La Pintana y Maipú (COPIMA) y la Trunk Replacement Formula del Council of Tree and Landscape Appraisers de los Estados Unidos (CTLA). Para el desarrollo de las fórmulas se consultó a profesionales, nacionales e internacionales, sobre variables del arbolado que deberían ser consideradas para valoración monetaria. Las fórmulas fueron analizadas por profesionales nacionales en un *focus group*, para ajustar sus parámetros en función de criterios asociados a: factibilidad de aplicación, valores monetarios mínimos y máximos de la tasación, viabilidad de concretar una indemnización, diferencias estadísticas no significativas entre evaluadores, variables dasométricas y estéticas, ubicación, amenidades, servicios y dis-servicios ecosistémicos. Las siete fórmulas se aplicaron a 30 árboles ubicados en tres comunas de Chile, Santiago, Talca y Concepción, labor que fue realizada por ocho profesionales, obteniéndose un total de 1.680 datos, que fueron analizados estadísticamente. Se seleccionó una fórmula regional para valorar el arbolado denominada valoración monetaria del arbolado urbano (VaMA). Con ella, los municipios de Chile central y profesionales que requieran determinar este valor, en sitios de uso público o privado, cuentan con una herramienta efectiva y eficaz.

Palabras clave: arboricultura, avalúo del arbolado urbano, arbolado urbano, valor del árbol.

INTRODUCCIÓN

La preocupación por la gestión del arbolado urbano y sus áreas verdes en las ciudades de Sudamérica está siendo cada vez más demandada por sus habitantes. La conceptualización nace en Norteamérica en los años '60, mientras que en Europa lo hace en los 80 (Pauleit *et al.* 2002, Konij-

nendijk *et al.* 2005). Se define arbolado urbano como aquella área arbolada que se ubica tanto en zonas urbanas como periurbanas (Tyrväinen *et al.* 2003) constituyendo un patrimonio económico, social y ambiental para las ciudades (Tyrväinen 2001, Tyrväinen *et al.* 2003, Konijnendijk *et al.* 2004, 2005, Cullen 2005, Ponce-Donoso *et al.* 2009). En la actualidad variados estudios rescatan los diferentes

servicios ecosistémicos que proveen los árboles urbanos, aspectos que le agregan valor, tales como el mejoramiento de la calidad de vida, secuestro de carbono, reducción de contaminantes y ruido, entre otros (Dobbs *et al.* 2011, Escobedo *et al.* 2011, Roy *et al.* 2012, Haase *et al.* 2014).

La determinación del valor monetario del arbolado urbano es parte de su gestión, la que es imprecisa producto del uso de diversas metodologías, de las variables que participan en ella y de la subjetividad que imprime cada evaluador (Caballer 1999, Watson 2002, Price 2003, Tyrväinen *et al.* 2003), a pesar que las variables que componen un método debieran presentar la menor subjetividad (Chueca 2001). Por lo general, los métodos se traducen en fórmulas, cuya aplicación se fundamenta en la necesidad de determinar su valor monetario a causa de litigios, reclamos, tasaciones, expropiaciones y determinación de daños, así como recientemente el valor de los servicios ecosistémicos que brinda el arbolado. Por ello, la determinación de su valor es un desafío permanente, que involucra procedimientos econométricos que incorpora variables ambientales, sociales, históricas, simbólicas, entre otras.

El método más usado para determinar el valor monetario del árbol urbano es la aplicación de fórmulas de valoración (Watson 2002). Es posible identificar fórmulas desarrolladas en diversos países como Argentina, Australia, Brasil, Chile, Dinamarca, España, Estados Unidos, Finlandia, Francia, Hungría, Nueva Zelanda y Reino Unido, entre otros, siendo algunas de ellas abordadas en variados estudios (Tyrväinen 2001, Watson 2002, Randrup 2005, Contato-Carol *et al.* 2008, Ponce-Donoso *et al.* 2009, Grande-Ortiz *et al.* 2012). Entre las más estudiadas están el método Burnley de Australia (Moore y Arthur 1992); la del *Council of Tree and Landscape Appraisers* de Estados Unidos (CTLA 2000); el método de valoración de amenidades de árboles y bosques de Gran Bretaña, denominado Helliwell (Watson 2002); el *Standard Tree Evaluation Method*, conocido como STEM de Nueva Zelanda (Flook 1996); la Norma Granada de la Asociación Española de Parques y Jardines Públicos (AEPJP 2007); como también algunas latinoamericanas, entre ellas el método Contato y COPIMA (Contato-Carol *et al.* 2008, Ponce-Donoso *et al.* 2012, 2013).

Las fórmulas para valorar monetariamente el árbol tienen por lo general una estructura de parámetros ponderados o bien, son fórmulas de capitalización (Grande-Ortiz 2012). Watson (2002) se refiere a la subjetividad de los evaluadores como la principal debilidad de las primeras, mostrando que su carácter multiplicativo aumenta estas diferencias; mientras que Contato-Carol *et al.* (2008) señalan que las segundas son más usadas en los municipios por su simpleza. Respecto de las primeras, estudios de Ponce-Donoso *et al.* (2009, 2012, 2013 y 2016) muestran que las variaciones pueden alcanzar hasta 400 %, aspecto que debiese ser considerado al momento de seleccionar una fórmula.

Crecientemente los municipios chilenos han desarrollado ordenanzas que buscan establecer criterios y orienta-

ciones, tanto generales como particulares, respecto de las áreas verdes y arbolado de su comuna; sin embargo, no todas incorporan alguna expresión o fórmula que permita valorar el arbolado urbano, a fin de ser usada para caracterizar su patrimonio en términos pecuniarios, o bien para determinar el valor de la pérdida o daño del árbol cuando haya sido intervenido fuera del marco legal, o debido a un accidente o vandalismo. Este daño, en el sentido expuesto, es una pérdida del patrimonio comunal que representa el árbol, si se consideran los diferentes servicios ecosistémicos que aporta. Por lo anterior, la pérdida del patrimonio público o privado que representa este tipo de árbol, según sea el caso, requiere contar con técnicas que permitan determinar su importancia o valor monetario (Hegedüs *et al.* 2011) que bajo criterios de eficiencia y costo-eficacia, asociado a la administración pública, permita determinar el valor que busque compensar el daño causado (Grande-Ortiz *et al.* 2012, Ponce-Donoso *et al.* 2012), que en el caso chileno, se realiza a través de la actuación del Juzgado de Policía Local, instancia donde los municipios podrían recuperar esta pérdida.

La valoración monetaria del arbolado urbano es de reciente preocupación en Chile. Son los municipios quienes inicialmente llevaron a cabo acciones en este sentido, dado que el árbol se encuentra ubicado preferentemente en áreas de uso público; por lo cual, no tan solo su establecimiento, cuidado y mantención son parte del quehacer municipal, sino que también sancionar a aquellos que por sus conductas le ocasionan algún tipo de daño o pérdida. Ponce y Piedrahita (2009) identificaron variadas formas para determinar la compensación por daño al arbolado en municipios de Chile, siendo la más recurrente el uso de fórmulas, tanto de tipo paramétricas como de capitalización. Las paramétricas son consideradas más frecuente (Moore y Arthur 1992, Flook 1996, CTLA 2000, Watson 2002, Randrup 2005, AEPJP 2007, Grande-Ortiz *et al.* 2012), mientras que las segundas son recomendadas para el ámbito público (Contato-Carol 2008).

Luego de haber identificado fórmulas y formas de valorar, Ponce-Donoso *et al.* (2009) compararon el desempeño de siete fórmulas chilenas usadas en 10 municipios, tanto de capitalización como paramétricas, encontrándose importantes diferencias en el valor monetario final. Posteriormente, seleccionando las fórmulas paramétricas chilenas que tenían mejor desempeño, se les compara con otras de igual tipo usadas en otros países (Ponce-Donoso *et al.* 2012, 2013). En el primero se selecciona tres fórmulas nacionales y cuatro internacionales, realizando una nueva tasación, con un único tasador y 14 árboles ubicados en una única comuna, obteniéndose nuevamente diferencias significativas; esta vez se observa con claridad que COPIMA y CTLA están presentes en dos de los tres grupos conformados, con las que se obtuvieron valores medios. En el segundo se amplía el número de árboles, evaluado dos de cada especie y CTLA es usada como patrón de comparación para evaluar el desempeño de todas las fórmulas identi-

cadadas en Chile; los resultados confirman los desempeños anteriores, identificando la fórmula usada por el municipio de Peñalolén como otra factible de profundizar en su estudio junto a CLTA y COPIMA. Si bien COPIMA muestra en los estudios que tiene un desempeño similar a CTLA, debía ser comparada con un mayor número de evaluadores y se observó que adolece de variables ambientales.

Ponce-Donoso y Vallejos-Barra (2016) utilizaron nuevas fórmulas, pero esta vez en 30 árboles ubicados en 3 comunas de Chile, participan 4 tasadores, donde incluyeron las tres fórmulas destacadas anteriormente (COPIMA, CTLA y Municipalidad de Peñalolén), las que se aplicaron junto a otras nueve, todas ellas de otros países (Métodos Danés, Francés, Suizo, Italiano, Tedesco, Norma Granada, Burnley, Helliwell y STEM). Los resultados muestran que no hay diferencias significativas entre tasadores, mientras que sí lo hay para las fórmulas. Fue posible identificar que las fórmulas chilenas COPIMA y Municipalidad de Peñalolén y las internacionales CTLA, Métodos Italiano y Suizo presentan resultados estadísticamente similares, con valoraciones ubicadas en montos medios.

Los resultados de estas aplicaciones muestran amplias dispersiones y diferencias significativas, desafiando la construcción de un instrumento local que permita su aplicación en base a criterios de eficiencia y eficacia, tanto para profesionales del sector, como para las actuaciones en el contexto público, especialmente municipal y judicial; mostrando la dificultad en el uso de una única fórmula, ya sea a nivel regional, de una parte del territorio o de carácter nacional, que se pueda concretar ampliando el uso de una fórmula nacional o bien adscribiendo una internacional (Watson 2002, Randrup 2005, Contato-Carol *et al.* 2008, Grande-Ortiz *et al.* 2012).

El objetivo de este estudio es proponer una fórmula para valorar monetariamente el árbol urbano que incluya variables ambientales, a partir de la evaluación de un grupo de fórmulas, cinco construidas usando métodos participativos (consulta a expertos y *focus group*) y dos ya existentes y conocidas en la literatura, una nacional y otra internacional. Se plantea la hipótesis que es posible seleccionar una de las fórmulas construidas, que sea incorporada a las Ordenanzas Municipales en comunas de las regiones de Chile central; así como aplicada por profesionales e investigadores que realizan este tipo de valoraciones. Además, se incluye la hipótesis que los evaluadores del arbolado urbano presentan resultados similares.

MÉTODOS

Para la evaluación de las fórmulas se consideró el arbolado urbano de tres comunas capitales regionales ubicadas en la zona central de Chile. La primera, Santiago, se ubica en la región Metropolitana a 33°27'00" de latitud sur y 70°40'00" de longitud oeste, a 579 m s.n.m., cuenta con una población de 220,8 mil habitantes, concentrándose en una superficie de 22,4 km². La comuna de Talca se

ubica en la región del Maule y cuenta con una población de 201,8 mil habitantes que se distribuyen en una superficie de 232 km², está situada a 35°25'59" de latitud sur y 71°40'00" de longitud oeste a 102 m s.n.m. Concepción es una comuna de la región del Biobío ubicada a 36°50'00" de latitud sur y 73°03'00" de longitud oeste, cuenta con una superficie de 221,6 km², concentrando una población de 216,1 mil habitantes y se localiza en las cercanías del Océano Pacífico a 12 m s.n.m., la separa de Santiago 449,7 km hacia el norte (BCN 2013).

Atendidas las sugerencias de Ponce-Donoso *et al.* (2012) en torno a aumentar la base de evaluaciones y evaluadores, en cada una de las comunas se seleccionaron 10 árboles (cuadro 1) considerando su ubicación y condición sanitaria, los que fueron tasados por ocho profesionales, de los cuales cuatro presentan experiencia de más de cinco años en este tipo de valoraciones y los restantes menores a un año. De ellos, siete son ingenieros forestales y uno ingeniero agrónomo con experiencia en valoración, conformándose dos grupos con cuatro evaluadores cada uno, sénior y júnior, dependiendo de los años de experiencia en valoración. El periodo de aplicación de las fórmulas propuestas fue entre los meses de diciembre de 2014 y enero de 2015.

Dos fórmulas evaluadas en estudios anteriores (Ponce-Donoso *et al.* 2009, 2012, 2013), la internacional del *Council of Tree and Landscape Appraisers* de Estados Unidos (CTLA) y la nacional aplicada en los municipios de Concepción, La Pintana y Maipú de Chile (COPIMA), sirvieron de comparación a las cinco fórmulas paramétricas propuestas, las que consideraron los siguientes criterios: a) que incluyan variables de funciones ecosistémicas; b) que las variables permitan una aplicación práctica de la fórmula, preferentemente a nivel de municipios; c) que el valor monetario final permita una real capacidad de resarcimiento por la pérdida del árbol, haciéndola viable en los Juzgados de Policía Local, tanto en su valor mínimo como máximo; d) que su valor monetario no presente diferencias significativas con la fórmula CTLA o COPIMA; y finalmente, e) se reduzcan las diferencias significativas entre tasadores y grupos de tasadores que fueron encontradas en Ponce-Donoso *et al.* (2012, 2013) y Ponce-Donoso y Vallejos-Barra (2016). Las fórmulas evaluadas y sus características se describen a continuación (se expresan en dólares de Estados Unidos para efectos prácticos). En el Apéndice A se presenta un cuadro comparativo de las características de las fórmulas.

El método CTLA considera el área de la sección transversal del tronco a 1,4 m sobre el nivel del suelo, multiplicado por un valor basado en el costo de la disponibilidad de la especie en viveros regionales. El valor es multiplicado por factores tales como condición, ubicación y calidad, usando una ponderación entre 0,0 a 1,0 para cada factor:

$$\text{Valor (US\$)} = (\text{área del tronco (cm}^2\text{)} * \text{precio básico cm}^{-2}\text{)} * \text{especie} * \text{condición} * \text{localización} \quad [1]$$

La fórmula de COPIMA es la siguiente:

$$\text{Valor (US\$)} = (A * B * C * D) / 10 \quad [2]$$

Donde: A = precio de la especie en el mercado minorista.
 Las especies deben tener entre 12 a 14 cm de perímetro a

la altura del cuello. La altura considerada para las especies de hoja persistente es de 3,5 a 4,0 m y para coníferas y palmeras de 2,0 a 2,5 m. B = Valor estético y de sanidad del árbol, cuyo rango va de 1 a 10 y considera, dependiendo de la belleza del árbol, la relación con otros árboles, protección, sanidad, vigor y valor dendrológico. C = Índice de situación.

Cuadro 1. Identificación de los árboles en las comunas de Santiago, Talca y Concepción, Chile.

Identification of trees in communes of Santiago, Talca and Concepción, Chile.

N°*	Especie	Ubicación**	Edad (Años)	Condición sanitaria	Variables dendrométricas	
					DAP (1,3 m)	Altura (m)
1	<i>Melia azedarach</i> L.	CP	30	Buena	36,7	12,2
2	<i>Gleditsia triacanthos</i> L.	CS	30	Buena	17,8	8,2
3	<i>Acacia dealbata</i> Link	CP	30	Buena	29,4	8,4
4	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	CP	40	Mediana	24,1	10,7
5	<i>Acer negundo</i> L.	CP	20	Buena	12,2	6,9
6	<i>Platanus orientalis</i> L.	CS	30	Mediana	17,6	11,5
7	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	CS	50	Buena	26,9	9,8
8	<i>Catalpa bignonioides</i> Walt.	PS	75	Buena	52,1	13,9
9	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	PJ	9	Buena	6,5	5,1
10	<i>Koelreuteria paniculata</i> Laxm.	AP	35	Buena	19,2	5,2
11	<i>Acer negundo</i> L.	CP	24	Mediana	39,3	9,4
12	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	AP	25	Buena	51,9	18,8
13	<i>Ginkgo biloba</i> L.	PM	111	Buena	90,7	22,2
14	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	PP	7	Buena	6,9	3,8
15	<i>Catalpa bignonioides</i> Walt.	CP	25	Baja	21,8	6,3
16	<i>Quercus robur</i> L.	AP	60	Mediana	77,7	15,1
17	<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	PS	28	Buena	30,0	11,3
18	<i>Platanus orientalis</i> L.	CP	100	Buena	77,5	25,9
19	<i>Betula pendula</i> Roth	CS	12	Mediana	9,1	5,5
20	<i>Acacia dealbata</i> Link	CS	32	Buena	40,3	7,0
21	<i>Quercus robur</i> L.	PM	60	Buena	29,8	10,4
22	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	CP	45	Buena	47,9	14,2
23	<i>Acer negundo</i> L.	CS	45	Mediana	20,5	8,7
24	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	PQ	72	Buena	83,4	15,7
25	<i>Fraxinus americana</i> L.	PQ	40	Mediana	66,9	12,4
26	<i>Platanus orientalis</i> L.	CP	80	Buena	65,3	18,0
27	<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	CP	35	Buena	36,4	10,4
28	<i>Betula pendula</i> Roth	PS	20	Baja	38,5	6,4
29	<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	PS	35	Buena	66,2	18,1
30	<i>Catalpa bignonioides</i> Walt.	PQ	25	Baja	29,3	8,7

* Árboles 1 al 10 se ubican en la comuna de Santiago, 11 al 20 en Talca, 21 al 30 en Concepción.

** AP: Avenida principal; CP: Calle principal; CS: Calle secundaria; PM: Plaza de Armas; PQ: Parque; PS: Plaza secundaria; PJ: Pasaje; PP: Paseo peatonal.

Aspecto relacionado con la evaluación ambiental y la urbanización. Puede alcanzar valores de 6, 8 o 10. D = Índice de dimensión, que corresponde al perímetro del árbol medido a 1,3 m sobre el nivel del suelo, con valores que van de 1 a 20.

Las fórmulas propuestas fueron desarrolladas a partir de dos instancias. La primera corresponde a la aplicación de un cuestionario que fuera respondido por 20 profesionales, nacionales e internacionales, ligados al arbolado urbano, que en promedio presentan más de 10 años de experiencia, a quienes se les preguntó acerca de qué variables debiesen estar presentes en una fórmula para valorar monetariamente el arbolado urbano y su impacto en la determinación del valor (Proyecto Fondecyt 1130264), lo que permitió identificar variables y su potencial influencia en el valor monetario. A partir de los resultados se logró construir cuatro fórmulas paramétricas. La segunda etapa, corresponde a la revisión de las cuatro fórmulas por parte de tres profesionales nacionales, que cuentan con más de 10 años de experiencia, que no fueron consultados en la primera instancia. Las observaciones hechas a las fórmulas fueron discutidas en un *focus group* con estos profesionales, junto a los investigadores del proyecto señalado, instancia que permitió ajustar las fórmulas y el surgimiento de una quinta propuesta.

La fórmula 1, propuesta en esta evaluación es:

$$\text{Valor (US\$)} = \text{UTM} * \text{T} * \text{U} * \text{S} * \text{A} * \text{E} * \text{FE} * \text{DS} \quad [3]$$

Donde: UTM¹ es la Unidad Tributaria Mensual del mes en que se realiza la valoración. T = Tamaño, que se expresa como una relación entre el DAP y el volumen de copa, expresado en metros cúbicos, que es además corregido de acuerdo a la forma. U = ubicación, que considera a la especie emplazada en un sitio correcto, adecuado suelo, alcorque y espacio. S = Condición sanitaria del árbol, donde se busca identificar la vigorosidad que presenta el espécimen, tanto en la copa, fuste, ramas y raíces que están a la vista. A = Amenidades, donde se evalúa las características plásticas del árbol tanto individualmente o como grupo, incorporando aspecto de floración, fragancia y otras; puede tomar el valor de 1,5; 2,4 ó 3,0. E = Características Ambientales, relacionadas con el aporte a la biodiversidad, reducción del ruido, reducción del material particulado, reducción de gases de efecto invernadero, mejora de la humedad ambiental, reducción de los rayos ultravioleta y disminución de la erosión; el valor fluctúa entre 1,0 y 3,0. FE = Factores Especiales, que corresponde a la ponderación para ampliar el valor del árbol al identificar variables especiales a destacar, tales como: ubicación en un arboretum, árbol de componente histórico (debidamente documentado), re-

¹ UTM: corresponde a una expresión que representa un valor monetario, el que se reajusta mensualmente en función de la variación de precios al consumidor (IPC). Los resultados se obtuvieron con la UTM del mes de marzo de 2014, equivalente a CL\$ 41.263.

lico, fuente de calidad genética u otro. Por cada uno de estos se podrá ponderar proporcionalmente en un 5 %, con un máximo de 30 %. DS = Dis-servicios, corresponde a la ponderación para reducir el valor del árbol al identificar variables que generan problemas, tales como alergias, caída de hojas, caída de frutos, rotura de infraestructura u otros. Se podría descontar un máximo del 10 %.

La fórmula 2, propuesta en esta evaluación, es:

$$\text{Valor (US\$)} = \text{VB} * \text{T} * \text{E} * \text{C} * \text{L} * \text{FA} \quad [4]$$

Donde: VB = Valor Básico, equivalente a un décimo del precio al detalle de la planta en viveros locales de las siguientes medidas o su proporción, diámetro a la altura del cuello de 4 cm y una altura de 2,5 m. T = Tamaño, expresado como la relación entre el DAP (medido en centímetros a 1,3 metros desde el nivel de suelo) y el volumen de copa (VC), medida como el volumen en metros cúbicos entre la altura y el área de proyección de la copa, que es corregida de acuerdo su forma; puede tomar valores entre 0,05 y 1,00. E = Especie, que se relaciona con la especie que se evalúa, tanto por su origen, valorándose más las nativas que las exóticas, su menor presencia, como otras características comparativas respecto de otras especies presentes en la ciudad, su ponderador va de 1 a 10. C = Composición, que corresponde a su ubicación relativa que el árbol tiene en el respecto de otros, los valores van de 2 a 10. L = Localización, corresponde al lugar que el árbol ocupa respecto de su desarrollo y potencialidades que muestra, toma valores que van de 1 a 10. FA = Factores Ambientales, identificando el aporte a la biodiversidad, reducción del ruido, reducción del material particulado, reducción de gases con efecto invernadero, mejora de la humedad ambiental, reducción de los rayos ultravioletas y disminución de la erosión, puede tomar valores que van de 1,5 a 10.

La fórmula 3, propuesta en esta evaluación, es:

$$\text{Valor (US\$)} = \text{VB} * \text{CU} * \text{E} * \text{N} * \text{A} * \text{FA} \quad [5]$$

Donde: VB = Valor Base, queda determinado por el producto de un décimo del precio de la especie en viveros locales por centímetro cuadrado medido a la altura del cuello y el área del DAP del árbol a valorar medido a 1,4 m del suelo en centímetros cuadrados. CU = Condición y Ubicación, que corresponde a las características del árbol relacionadas con su estado sanitario y dónde se encuentra ubicado, puede tomar valores entre 0,25 a 1,0. E = Estado, el cual se relaciona con variables dendrométricas y características morfológicas del árbol, relacionado el DAP y la altura del copa, puede tomar valores entre 0,2 a 1,0. N = Notabilidad, que reconoce alguna característica destacable de la especie a evaluar, amplificando el valor monetario del árbol relacionando la especie con variables de: ubicación destacada, por ejemplo su ubicación en un arboretum, representativi-

dad, rareza botánica, calidad genética, relicto, componente histórica u otro; monto máximo que puede aumentar al valor final obtenido es de hasta un 20%. A= Amenidades, que se la relaciona con características plásticas de alineación, silueta, color, como también fragancia, floración y otra que presenta la especie; puede tomar valores de 1, 0,85 y 0,5. FA = Factores Ambientales. Correspondiente a variables que se le relacionan como el aporte que el espécimen hace, tal como a la biodiversidad, reducción del ruido, reducción del material particulado, reducción de gases con efecto invernadero, mejora de la humedad ambiental, reducción de los rayos ultravioletas y disminución de la erosión; puede tomar valores entre 0,3 y 1,0.

La fórmula 4, propuesta en esta evaluación, es:

$$\text{Valor (US\$)} = 0,000016 * \text{DAP}^2 * h * \$ / (\text{DAP}^2 * h) * D * C * L \quad [6]$$

Donde: $0,000016 = \pi / (40.000 * 2,5) * 0,5$ = volumen * fracción de carbono. DAP = Diámetro del tronco a 1,3 m sobre el nivel del suelo en cm. h = Altura del árbol, en m. \$ = Precio de la planta en viveros mayoristas. D = Densidad, correspondiente a la densidad de la madera de la especie o familia. Las especies que presentan alta densidad son aquellas cuyo valor supera los $0,66 \text{ g cm}^{-3}$, las de densidad media son aquellas cuya densidad es mayor a $0,5 \text{ g cm}^{-3}$ y menores a la densidad alta, y las especies consideradas poco densas, son aquellas que tienen un valor menor a $0,5 \text{ g cm}^{-3}$. El índice será de 600 para especies de alta densidad, 400 para densidad media y de 200 para poco densas. C = Condición, variable que se relaciona con características de sanidad, estructura y crecimiento del árbol, evaluando la sanidad en general, estructura de copa, ramas sanas, mantención, color del follaje y crecimiento; puede tomar valores entre 0,2 a 1,0. L = Localización, donde se pondera al árbol en función de su ubicación en la ciudad, desde áreas residenciales a bosque periurbanos, su valor va de 0,2 a 1,0.

La fórmula 5, propuesta en esta evaluación, es:

$$\text{Valor (US\$)} = \text{UTM} * \text{T} * \text{E} * \text{U} * \text{C} * \text{FA} * \text{CP} * \text{FE} \quad [7]$$

Donde: UTM = Unidad Tributaria Mensual del mes cuando en que se realiza la valoración. T = Tamaño, expresado como la relación del DAP y el volumen de copa, esta último corregido de acuerdo a su forma; sus valores van de 0,05 a 1,0. E = Especie, variable que relaciona su origen, adaptación al medio urbano, necesidad de manejo especial y representación en la ciudad; puede tomar un valor de 1,0 a 3,0. U = Ubicación, que pondera si el árbol se encuentra ubicado en un lugar adecuado para su desarrollo en consideración a sus potencialidades; su valor oscila entre 0,3 a 3,0. C = Condición, corresponde a la condición sanitaria del árbol, rescatando la vigorosidad de la copa, fuste, ramas y raíces; su valor puede ir de 0,6 a 3,0. FA = Factores

ambientales, que busca reconocer el potencial aporte del árbol en términos de biodiversidad, amortiguación del ruido, reducción del material particulado, disminución de los gases de efecto invernadero, mejora de la humedad ambiental, reducción de los rayos ultravioleta y disminución de la erosión; puede tener un valor de 1,0 a 3,0. CP = Composición en el paisaje, identificando las características del árbol respecto de otros árboles presentes en el entorno de influencia; su valor puede ir de 1,0 a 3,0. FE = Factores especiales, corresponde a un ponderador por una o más variables que se relacionan por algún aspecto destacado no considerado en las anteriores, que puede ir desde la presencia del árbol en un arboretum, aporte histórico, relicto, en peligro, fuente de calidad genética u otro; su ponderación es libre, pudiendo ir hasta un 30 %.

Para determinar si existían diferencias significativas entre las diferentes fuentes de variación, esto es fórmulas, grupo de tasadores y tasadores individuales, se utilizó análisis de varianza paramétrico y no paramétrico, a fin de discriminar de mejor manera la selección de la fórmula y el comportamiento que presentan los tasadores en esta elección. El análisis paramétrico considera el promedio de la valoración monetaria, mientras que el no paramétrico utiliza el promedio del ranking del ordenamiento ascendente de las valoraciones, para lo cual el primer término del ranking, es decir el N°1 corresponde a la menor valoración (US\$ 0,5) y el último término del ranking, esto es el N°1.680, es para el mayor valor (US\$ 26.850,17); la conversión de valor a un ranking tiene por objeto disminuir la influencia de los valores extremos (máximos o mínimos), que éstos presentan en el promedio utilizado en el análisis de varianza paramétrico.

En ambos casos, hubo diferencias significativas entre las fuentes de variación, por lo que se aplicó la prueba de comparación múltiple de Tukey HSD. La excepción fue la comparación de los dos grupos de tasadores, que no presentaron diferencias estadísticas. Para el análisis de los datos se usaron los programas Microsoft Excel v.2003 y Statgraphics Centurión v.XVII, de Windows.

Para determinar dichas diferencias, se plantearon las siguientes hipótesis, tanto para las fórmulas evaluadas, los grupos de evaluadores y los evaluadores individuales:

H0: $\omega_i = \omega_j / i \neq j$; es decir, no existen diferencias significativas entre las medianas de las fórmulas, grupo de evaluadores y evaluadores individuales.

H1: $\omega_i \neq \omega_j / i \neq j$; es decir, existen diferencias significativas entre las medianas de las fórmulas, grupo de evaluadores y evaluadores individuales.

RESULTADOS

El promedio de las valoraciones por individuo (cuadro 2) mostró que en general los árboles con características más destacadas tuvieron valores más altos, como es el caso del *G. biloba* (árbol N° 13), y aquellos que las presentaban más disminuidas fueron valorados con montos más pequeños, tales como la *B. pendula* (N° 19) y

C. bignonioides (N° 30). Donde no se observa claramente lo anterior es con la *B. pendula* (N° 28) que siendo un árbol con problemas sanitarios, su valor final no fue comparativamente más bajo que otros de similares características, debido quizás a su ubicación; situación inversa ocurrió con la *K. paniculata* (N° 10) que aun siendo una especie poco representada en la ciudad y ubicada en un lugar destacado, logró un valor más bien moderado.

Los estadígrafos (cuadro 3) permitieron observar los valores y ranking en forma global. Los valores promedios tuvieron cierta similitud, aunque las fórmulas 3, 4 y 5 se presentaron con valores más altos comparativamente, aunque la transformación de valor a un ranking logró aminorar el impacto de los valores extremos de estas fórmulas. La fórmula 5 fue la única que mantuvo un promedio elevado. Se observa que los coeficientes de variación disminuyen en el ranking,

Cuadro 2. Valor promedio (US\$) en tres comunas de Chile central.

Appraisal output (average, US\$) in three communes of central Chile.

Árbol	CTLA*	COPIA**	F 1	F 2	F 3	F 4	F 5
1	424,4	655,4	678,4	499,0	371,6	704,1	997,6
2	493,8	896,0	699,9	792,0	196,0	627,1	1.129,4
3	532,3	894,5	806,7	805,8	806,5	729,8	1.071,3
4	543,3	992,5	927,3	881,3	252,0	846,3	1.383,9
5	95,5	480,1	425,1	210,0	19,6	186,9	639,1
6	440,5	812,3	752,3	692,5	204,3	585,3	1.137,2
7	435,4	681,6	753,8	544,8	282,9	482,8	1.130,0
8	1.055,0	1.156,7	1.038,8	949,1	1.221,0	879,1	1.214,7
9	125,6	421,0	213,4	206,2	24,8	83,0	428,1
10	685,5	1.276,6	658,2	796,8	352,8	353,1	998,3
11	495,5	817,1	630,1	435,1	398,3	409,4	997,6
12	1.052,8	1.117,6	1.387,8	1.133,9	1.216,4	1.388,9	1.568,5
13	1.628,6	1.569,9	1.519,2	1.592,3	1.670,8	1.669,0	1.640,8
14	131,0	478,1	334,9	333,7	50,5	118,3	556,1
15	168,9	725,6	751,9	572,5	663,3	416,3	902,2
16	1.303,3	1.353,7	1.125,8	1.199,4	1.610,4	1.634,9	1.392,8
17	646,1	869,6	1.044,7	703,3	714,0	993,5	1.356,7
18	1.381,8	1.449,2	1.111,3	1.056,4	1.489,1	1.600,4	1.326,0
19	116,5	358,7	230,4	152,3	30,3	101,4	386,9
20	715,4	1.013,9	798,5	502,1	959,0	979,4	1.055,9
21	787,9	1.121,1	865,0	1057,1	825,5	1.214,8	1.158,6
22	1.324,8	1.454,5	1.050,1	1163,3	1.068,6	1.479,9	1.391,4
23	271,1	660,3	706,3	407,3	119,4	350,8	953,4
24	1.313,8	1.243,1	1.401,3	1.338,0	1.590,6	1.551,1	1.545,6
25	1.182,3	1.134,4	1.396,4	1.226,8	1.448,4	1.198,8	1.577,4
26	1.269,1	1411,3	1.173,4	1.113,6	1.417,5	1.560,9	1.424,8
27	622,3	900,8	643,5	451,4	614,4	888,9	913,2
28	429,9	917,1	427,2	254,1	575,3	673,5	504,9
29	987,0	1.077,0	1.317,8	1.121,1	1.283,3	1.414,4	1.538,8
30	221,5	706,3	221,7	85,8	258,3	205,3	229,3

*CTLA: fórmula del Council of Tree and Landscape Appraisers de los Estados Unidos.

**COPIA: fórmula usada por los municipios de Concepción, La Pintana y Maipú.

ya que el efecto de los valores extremos tanto en la desviación estándar como en el promedio se ven aminoradas.

Evaluación de fórmulas. Se encontraron diferencias significativas en las fórmulas evaluadas, tanto en valor (estadígrafo de 11,90, $P < 0,01$) como en el ranking (estadígrafo de 21,30, $P < 0,01$). Las fórmulas se agruparon en dos grupos homogéneos al considerar el valor (grupo A y B, cuadro 4), mientras que para el ranking fueron cuatro grupos homogéneos (grupo C, D, E y F, cuadro 4). Las fórmulas propuestas tuvieron resultados disímiles en términos monetarios, al compararlas con COPIMA y CTLA; así estas últimas en valor no presentan diferencias significativas con las fórmulas 1 y 2 (cuadro 4 y figura 1A); mientras que en el ranking CLTA, cuyos valores se ubicaron en la parte baja, conformó grupos con las fórmulas 2 y 3 (cuadro 4 y figura 1B) y COPIMA fue parte de otro grupo, con la fórmulas 1 y 4.

La influencia de los valores máximos de la fórmula 3, 4 y 5 (figura 1A), origina que se agrupen en el grupo B (cuadro 4), lo que conlleva un promedio mayor. Esta influencia decrece en el ranking (figura 1B) y logra que la fórmula 3 presente el menor promedio junto a la fórmula 2 y CTLA (cuadro 4). La fórmula 3 presenta la menor mediana y con ello el ranking promedio resulta ser menor, ya que disminuye la influencia de los valores extremos.

Diferencias entre grupos de evaluadores. Ambos análisis de varianza, del valor y del ranking, no mostraron diferencias significativas en los grupos de evaluadores (los estadígrafos fueron de 0,10 para el valor y 0,50 para el ranking, ambos con $P > 0,05$). Para el valor se conformó el grupo G y para el ranking el grupo H (cuadro 5). La dispersión del grupo de evaluadores entre el valor (figura 1A) y el ranking (figura 1B) es prácticamente idéntico.

Cuadro 3. Estadígrafos del valor y ranking por fórmula.

Statistics of value and ranking by formula.

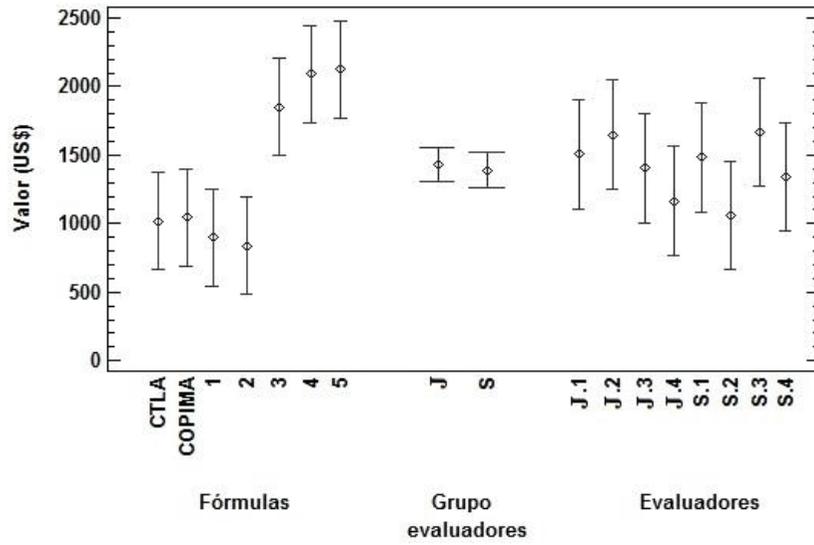
Variable	Estadígrafo	CTLA	COPIMA	F 1	F 2	F 3	F 4	F 5
Valor (US\$)	Mínimo	12,3	79,4	24,5	0,5	1,6	12,6	3,6
	Promedio	1.016,5	1.048,1	898,1	836,2	1.852,5	2.094,1	2.127,6
	Mediana	291,9	657,1	511,7	418,2	276,9	457,9	1.210,8
	Máximo	17.411,8	5.714,3	6.798,2	8.465,6	26.682,5	26.850,2	16.995,5
	CV*	217	101	112	149	219	198	117
Ranking	Mínimo	42,0	239,0	82,0	1,5	3,0	43,0	11,5
	Promedio	696,0	954,9	836,4	742,6	724,5	844,2	1.085,0
	Mediana	587,5	949,5	821,0	731,8	569,5	779,5	1.198,3
	Máximo	1.670,0	1.591,0	1.621,0	1.637,0	1.679,0	1.680,0	1.669,0
	CV*	67	36	50	62	79	62	42

*Coeficiente de variación.

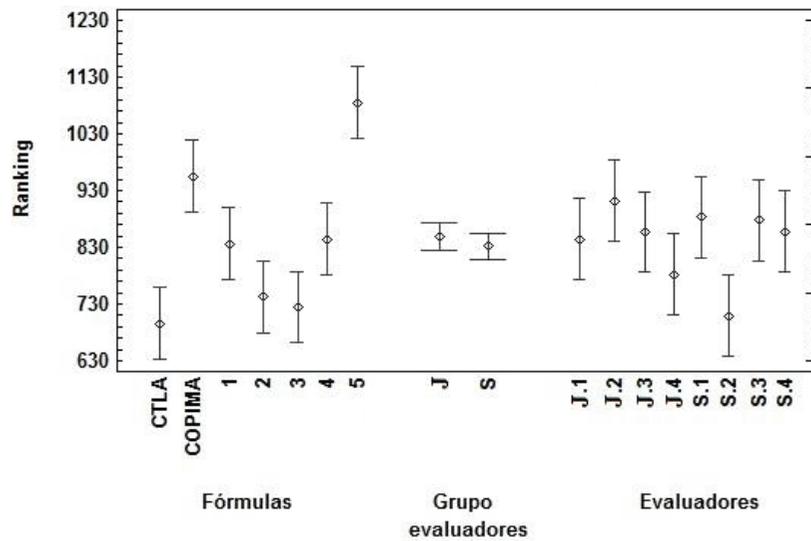
Cuadro 4. Prueba de Tukey HSD del valor y ranking por fórmula.

Tukey HSD test of value and ranking by formula.

Fórmula	Valor promedio (US\$)	Grupos homogéneos del valor	Ranking Promedio	Grupos homogéneos del ranking
CTLA	1.016,5	A	696,0	C
COPIMA	1.048,1	A	954,9	E
1	898,1	A	836,4	D E
2	836,2	A	742,6	C D
3	1.852,5	B	724,5	C D
4	2.094,1	B	844,2	D E
5	2.127,6	B	1.085,0	F



A) Valor (US\$)



B) Ranking

Figura 1. Media y error estándar del valor (US\$) y ranking por fuente de variación.

Media and standard error of value (US\$) and ranking by source of variation

Cuadro 5. Prueba de Tukey HSD del valor y ranking por grupo de evaluadores.

Tukey HSD test of value and ranking by group of evaluators.

Grupo de evaluadores	Valor promedio (US\$)	Grupos homogéneos del valor	Ranking promedio	Grupos homogéneos del ranking
Júnior	1.431,3	G	848,9	H
Sénior	1.389,9	G	832,1	H

Diferencia entre evaluadores. En el análisis paramétrico del valor no se encontraron diferencias significativas entre los evaluadores (estadígrafo de 1,35, $P > 0,05$), mientras que y sí las hubo cuando se analizó el ranking (estadígrafo de 3,81, $P < 0,01$), conformándose dos grupos (grupo J y K del cuadro 6), aunque de los ocho tasadores sólo uno (Sénior.2) presentó diferencias significativas con el resto de los evaluadores, con menores valoraciones, ubicándose en el menor ranking promedio.

DISCUSIÓN

Los resultados monetarios muestran que las variables que componen las fórmulas siguen siendo la principal fuente de dispersión de sus valores (Watson 2002, Contato-Carol *et al.* 2008, Ponce-Donoso *et al.* 2012, 2013, Ponce-Donoso y Vallejos-Barra 2016), así como el modelo base que las sustenta (Randrup 2005).

La dispersión de los valores y posición en el ranking también muestran que las fórmulas presentan capacidad de discriminar el árbol, lo que las hace más efectivas al momento de valorar árboles, aspecto identificado por Watson (2002) y destacado por Contato-Carol *et al.* (2008), Grande-Ortiz *et al.* (2012) y Ponce-Donoso *et al.* (2012 y 2013). Sin embargo, Watson (2002) hace hincapié en el hecho que si las diferencias entre evaluadores son muy grandes, la credibilidad del método podría disminuir, sugiriendo que no debería ser más del doble. Al respecto, las fórmulas evaluadas no presentaron diferencias entre evaluadores como grupo, aunque el Sénior.2 presentó en la evaluación individual un valor promedio bajo, mostró una diferencia del 57% respecto del valor promedio más alto (Sénior.3).

El uso de las fórmulas CTLA y COPIMA resultaron ser buenos patrones de comparación para proponer nuevas fórmulas de aplicación, ya que permiten que los análisis de varianza aplicados logren discriminar cuál o cuáles de las cinco fórmulas propuestas se adaptan de mejor manera a los criterios de selectividad, lo que generó grupos de fórmula al aplicar la prueba de Tukey.

Los montos de las valoraciones (cuadro 2) muestran alta dispersión y algunas particularidades en ciertas fórmulas. Así, existe al menos un valor mínimo en las fórmulas 2, 3, 4, 5 y CTLA, que resulta insuficiente para reemplazar el árbol en el caso que exista pérdida total, mientras que los valores máximos de la fórmula 3, 4, 5 y CTLA resultan demasiado altos para hacer factible su aplicación en un Juzgado de Policía Local nacional, si se considera el ingreso medio de la población y el criterio de selectividad usado para proponer una fórmula. El coeficiente de variación evidencia la dispersión de la valoración con las distintas fórmulas, aquella con valores extremos (mínimo o máximos) presentan los mayores coeficientes (fórmulas 2, 3, 4 y CTLA), mientras que las fórmulas 1, 5 y COPIMA evidencian menores dispersiones. Asimismo, al transformar el valor a un Ranking se mantiene la tendencia en el coeficiente de variación.

En general las fórmulas propuestas se ajustan a la sugerencia de Cullen (2002) en términos que al analizar los valores y ranking de los evaluadores como grupo, no presentan diferencias; mientras que entre evaluadores, tampoco hubo diferencias para valores, pero se conformaron dos grupos en el ranking, siendo en este caso un evaluador sénior el único que presenta diferencias con el resto de los tasadores. Lo anterior es un hallazgo importante, que se diferencia con anteriores estudios (Watson 2002, Contato-Carol *et al.* 2008, Ponce-Donoso *et al.* 2012, 2013) ya que permite afirmar que las fórmulas propuestas pueden ser usadas por profesionales con poca (júnior) o mucha experiencia (sénior), lo que reduciría el peso de los denominados aspectos subjetivos de la fórmula (Caballer 1999, Watson 2002, Price, 2003, Tyrväinen *et al.* 2003, Ponce-Donoso *et al.* 2009), cuestión positiva si se vinculan estas labores a los requerimientos de los municipios, que muchas veces se ven impedidos de contar con profesionales experimentados en este campo, tal como lo indicaran Ponce y Piedrahita (2009). Por ello, el diseño aplicado permitió minimizar o eliminar las diferencias asociadas a las fórmulas entre evaluadores, ya sea analizado de manera

Cuadro 6. Prueba de Tukey HSD del valor y ranking por evaluadores.

Tukey HSD test of value and ranking by evaluators.

Evaluadores	Valor promedio (US\$)	Grupos homogéneos del valor	Ranking promedio	Grupos homogéneos del ranking
Júnior.1	1.505,0	I	844,2	J K
Júnior.2	1.648,6	I	912,4	K
Júnior.3	1.405,6	I	857,1	K
Júnior.4	1.166,0	I	781,8	J K
Sénior.1	1.484,5	I	882,9	K
Sénior.2	1.062,0	I	709,6	J
Sénior.3	1.668,4	I	877,6	K
Sénior.4	1.343,4	I	858,4	K

individual o en grupo, lo cual reduce la brecha asociada a la experiencia del tasador como fuente de variación.

El desempeño de las fórmulas usadas como base de comparación, tal como muestran los estudios de Ponce-Donoso *et al.* (2009, 2012, 2013) y Ponce-Donoso y Vallejos-Barra (2016), COPIMA vuelve a tomar valores medios, aunque no logró agruparse con CTLA en el ranking, como señalan Ponce-Donoso y Vallejos-Barra (2016), aunque sí lo hace en términos de valor (cuadro 4).

Al analizar la mediana de los valores y teniendo en cuenta los criterios de elegibilidad señalados, las fórmulas 1 y 2 se agrupan con CTLA y COPIMA (grupo A) (cuadro 4, figura 1A). En el caso de las medianas analizadas en el ranking, CTLA y COPIMA se ubican en grupos diferentes; CTLA lo hace con las fórmulas 2 y 3 (grupo C) con valores medios bajos, mientras que COPIMA lo hace con las fórmulas 1 y 4 (grupo E), presentado valores medios altos. Las fórmulas 1, 2, 3 y 4 también conforman otro grupo (grupo D). Estos resultados permiten desechar la fórmula 5 propuesta, por no cumplir el criterio de agruparse en torno a alguna de las fórmulas usadas como base de comparación. Los resultados también señalan que efectivamente no existen diferencias entre evaluadores según su experiencia o profesión, aunque sí se identificaron dos grupos homogéneos de evaluadores individuales; sin embargo, no se pudo identificar algún tipo de patrón o causa en términos de su formación o experiencia con el uso de las fórmulas, lo que en todo caso no implica restricciones de su uso.

Al tener como premisa los criterios de selección, esto es una fórmula que incorpore variables ambientales, un valor monetario máximo y mínimo acorde a las condiciones locales, factibilidad de aplicación por municipios, utilizable por tasadores con y sin experiencia, con capacidad para discriminar las diferencias propias de los árboles y tener un mejor desempeño que las fórmulas de comparación y propuestas, el mejor método para valorar el arbolado urbano en Chile central corresponde a la fórmula 1, denominada: valoración monetaria del arbolado urbano (VaMA), por lo que se sugiere a los municipios de Chile central incluirla en sus ordenanzas, con la finalidad de contar con una herramienta eficaz y efectiva al momento de valorar monetariamente el arbolado urbano en áreas de uso público.

CONCLUSIONES

Se rechaza la hipótesis nula debido a la existencia de diferencias significativas entre las medianas para las fuentes de variación correspondiente a fórmulas, tanto en el valor como en el ranking; rechazándose también la hipótesis nula correspondiente al análisis del valor del tasador individual.

Se acepta la hipótesis nula debido a la no existencia de diferencias significativas entre las medianas para las fuentes de variación correspondiente a grupo de evaluadores, tanto en el valor como en el ranking; aceptándose también la hipótesis nula correspondiente al análisis del ranking del tasador individual.

De las cinco fórmulas propuestas evaluadas, la fórmula 1 presenta comparativamente el mejor desempeño, considerando tanto los resultados del análisis estadístico, los estadígrafos usados y el cumplimiento de las condiciones de borde establecidas. Asimismo, junto con incorporar variables ambientales, presenta un mejor desempeño que las fórmulas CTLA y COPIMA.

Frente a la inexistencia de fórmulas para valorar monetariamente el arbolado urbano en Chile central que incorporen variables ambientales, se propone la fórmula 1 para ser usada en actuaciones de valoración monetaria de árboles urbanos en Chile central, proveyendo a gobiernos locales, profesionales e investigadores una herramienta efectiva y eficaz, para determinar el valor monetario del arbolado urbano tanto público como privado.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología de Chile (FONDECYT) por el apoyo recibido para la ejecución del Proyecto 1130264.

REFERENCIAS

- AEPJP (Asociación Española de Parques y Jardines Públicos, ES). 2007. Norma Granada. Método para valoración de árboles y arbustos ornamentales. 3ª ed. Madrid, España. AEPJP. 53 p.
- BCN (Biblioteca del Congreso Nacional, CL). Reportes Estadísticos Distritales y Comunales 2013. Consultado 10 ene. 2014. Disponible en: <http://reportescomunales.bcn.cl>.
- Caballer V. 1999. Valoración de Árboles. Madrid, España. Mundo-Prensa. 247 p.
- Chueca J. 2001. La Norma Granada: un método de valoración económica de los árboles ornamentales. Consultado oct. 2007. Disponible en: www.drac.com/pers/chueca/Granada.htm.
- Contato-Carol ML, E Ayuga-Tellez, MA Grande-Ortiz. 2008. A comparative analysis of methods for the valuation of urban trees in Santiago del Estero, Argentina. *Spanish Journal of Agricultural Research* 6(3): 314-352.
- CTLA (Council of Tree & Landscape Appraiser, US). 2000. Guide for Plant Appraisal. 9th ed. Champaign, IL, USA. International Society of Arboriculture. 143 p.
- Cullen S. 2002. Tree appraisal: can depreciation factors be rated greater than 100%? *Journal of Arboriculture* 28(3): 153-158.
- Cullen S. 2005. Tree appraisal: chronology of North American industry guidance. *Journal of Arboriculture* 31(4): 157-162.
- Dobbs C, FJ Escobedo, WC Zipperer. 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and Urban Planning* 99(3-4): 196-206.
- Escobedo FJ, T Kroeger, J Wagner. 2011. Urban forest and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159(8-9): 2078-2087.
- Flook R. 1996. A Standard Tree Evaluation Method – STEM. *Journal of the New Zealand Institute of Horticulture* 1(3).
- Grande-Ortiz M, M Ayuga-Tellez, M Contato-Carol. 2012.

- Methods of tree appraisal: a review of their features and application possibilities. *Arboriculture & Urban Forestry* 38(4): 130-140.
- Haase D, N Larondelle, E Andersson, M Artmann, S Borgström, J Breuste, E Gomez-Baggethum, A Gren, Z Hamstead, R Hansen, N Kabish, P Kremer, J Langemeyer, E Lorance, T McPhearson, S Pauleit, S Qureshi, N Schwarz, A Voigt, D Wurster, T Elmqvist. 2014. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio* 43(4): 413-433.
- Hegedüs A, M Gaál, R Bérces. 2011. Tree appraisal methods and their application first results in one Budapest's districts. *Applied Ecology and Environmental Research* 9(4): 411-423.
- Konijnendijk C, S Syaka, T Randrup, L Schipperijn. 2004. Urban and peri-urban forestry in the development context: strategic and implementation. *Journal of Arboriculture* 30(5): 269-276.
- Konijnendijk C, N Kjell, T Randrup, J Schipperijn. 2005. *Urban Forest and Trees*. Amsterdam, Holanda. Springer Verlag. 520 p.
- Moore GM, T Arthur. 1992. Amenity tree evaluation: A revised method. In Arthur T ed. *The Scientific Management of Plants in the Urban Environment*. Proceedings of the Burnley Centenary Conference. Centre for Urban Horticulture. Melbourne, Australia. p: 166-171.
- Pauleit S, N Jones, G García-Marín, J García-Valdecantos, L Rivière, L Vidal-Beaudet, M Bodson, T Randrup. 2002. Tree establishment practice in towns and cities: results from European survey. *Urban Forest and Urban Greening* 1(2): 83-96.
- Ponce-Donoso M, P Piedrahita. 2009. Valoración económica del arbolado urbano en 28 comunas de Chile. *Quebracho* 17(1, 2): 89-100.
- Ponce-Donoso M, L Moya, O Bustos-Letelier. 2009. Evaluation of formula for the appraisal of urban trees in municipalities of Chile. *Scientia Forestalis* 37(83): 321-329.
- Ponce-Donoso M, O Vallejos-Barra, G Daniluk-Mosquera. 2012. Comparación de fórmulas chilenas e internacionales para valorar el arbolado urbano. *Bosque* 33(1): 69-81.
- Ponce-Donoso M, O Vallejos-Barra, C Avilés-Palacios. 2013. Comparison of seven Chilean formulae for urban tree appraisal. *Agrociencia* 47(7): 723-737.
- Ponce-Donoso M, O Vallejos-Barra. 2016. Valoración de árboles urbanos, comparación de fórmulas. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo* 48(2): 195-208.
- Price C. 2003. Quantifying the aesthetic benefits of urban forestry. *Urban Forest and Urban Greening* 1(3): 123-134.
- Randrup TB. 2005. Development of Danish model for plant appraisal. *Journal of Arboriculture* 31(3): 114-123.
- Roy S, J Byrne, C Pickering. 2012. A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry and Urban Greening* 11(4): 351-363.
- Tyrväinen L. 2001. Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of Environmental Management* 62(1): 75-92.
- Tyrväinen L, H Silvennoinen, O Kolehmainen. 2003. Ecological and aesthetic value in urban forest management. *Urban Forest and Urban Greening* 1(3): 135-149.
- Watson G. 2002. Comparing formula methods of tree appraisal. *Journal of Arboriculture* 28(1): 11-18.

Recibido: 05.09.16

Aceptado: 16.11.16

Respuesta en parámetros de intercambio gaseoso y supervivencia en plantas jóvenes de genotipos comerciales de *Eucalyptus* spp sometidas a déficit hídrico

Gas-exchange response and survival of young *Eucalyptus* spp commercial genotypes under water stress

María Silva ^a, Rafael Rubilar ^{a,b*}, Juan Espinoza ^b, Marco Yáñez ^b, Verónica Emhart ^c, Juan José Quiroga ^d

*Autor de correspondencia: ^a Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Departamento de Silvicultura, Victoria N° 631, Concepción, Chile, tel.: 56-41-2204980, rafaelrubilar@udec.cl

^b Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Cooperativa de Productividad Forestal, Concepción, Chile.

^c Forestal Mininco S.A., Avenida Alemania 751, Los Ángeles, Chile.

^d Bioforest S.A., Camino a Coronel km 15 s/n, Coronel, Chile.

SUMMARY

In the last decades, breeding programs for *Eucalyptus* species in Chile have mainly focused on increasing productivity and adaptation. However, little is known about how droughts and climate change may influence physiological responses that determine tree growth. Evaluating leaf-level physiology may be important to predict survival of eucalyptus genotypes under severe water stress. This study assessed net photosynthesis (A_N), stomatal conductance (g_s), transpiration (E) and instantaneous water use efficiency (WUE_i) in *Eucalyptus globulus*, *E. nitens*, *E. badjensis*, *E. smithii* and *E. globulus* x *E. nitens* and *E. camaldulensis* x *E. globulus* hybrids genotypes under increasing water stress conditions. Survival of each genotype was related to the observed physiological responses at -0.03 MPa, -1.5 MPa and -2.5 MPa soil water potentials. Higher plant survival was observed on genotypes with reduced water loss due to stomatal adjustment under water deficit, and on genotypes that could maintain initial photosynthetic rates under increased water deficit despite reductions in stomatal conductance. A negative relationship between plant survival and gas-exchange parameters suggests that photosynthesis rate, under high water availability (-0.03 MPa) and moderate water deficit (-1.5 MPa), may be a useful indicator for early selection of genotypes at sites under water limitations.

Key words: water stress, carbon assimilation, water use, clones, hybrids.

RESUMEN

En los últimos años, la mejora genética de especies de *Eucalyptus* en Chile se ha enfocado en el aumento de la productividad y mejor adaptación a condiciones de sitio limitantes para el crecimiento. Sin embargo, se desconocen las respuestas fisiológicas que condicionan este comportamiento frente a eventos de sequía. Estimaciones fisiológicas a nivel de planta pueden ser de gran relevancia para predecir la supervivencia de genotipos de *Eucalyptus* ante eventos de estrés hídrico severo. En el presente estudio se evaluó la fotosíntesis neta (A_N), transpiración (E), conductancia estomática (g_s) y eficiencia instantánea en el uso de agua (EUA_i) en genotipos de *Eucalyptus globulus*, *E. nitens*, *E. badjensis*, *E. smithii* e híbridos *E. globulus* x *E. nitens* y *E. camaldulensis* x *E. globulus* en potenciales hídricos del sustrato de -0,03 MPa, -1,5 MPa y -2,5 MPa. La supervivencia de cada material genético se relacionó con las variables fisiológicas mencionadas. Los resultados obtenidos muestran que los genotipos con mayor supervivencia son aquellos que, en condiciones de déficit hídrico, controlan la pérdida de agua a través de ajuste estomático; además de los genotipos capaces de mantener altas tasas fotosintéticas al aumentar el déficit hídrico. La relación negativa observada entre la supervivencia y las variables de intercambio gaseoso, en particular la fotosíntesis, sugiere que la evaluación de estos parámetros en condiciones de alta disponibilidad de agua (-0,03 MPa) y estrés hídrico moderado (-1,5 MPa) puede ser de utilidad para la selección de genotipos con mayor éxito al establecimiento en sitios con limitantes hídricas.

Palabras clave: estrés hídrico, asimilación de carbono, uso de agua, clon, híbrido.

INTRODUCCIÓN

Las plantaciones del género *Eucalyptus* se han expandido mundialmente logrando cubrir una superficie aproximada de 20 millones de hectáreas (Hubbard *et al.*

2010). En Chile, las plantaciones de este género son de gran importancia económica alcanzando las 800 mil hectáreas plantadas al año 2013 (INFOR 2015). Las principales especies plantadas son *Eucalyptus globulus* Labill y *E. nitens* H. Deane *et* Maiden, siendo *E. globulus* seleccionado

por su mejor rendimiento pulpable, mientras que *E. nitens* por su alta tasa de crecimiento en ambientes más fríos. Durante los últimos años se ha desarrollado un creciente interés por la selección de genotipos de mayor productividad y mejor calidad de madera, con la incorporación de la mejora genética enfocada al desarrollo de híbridos entre estas y otras especies. Sin embargo, no se ha tenido en consideración la evaluación de las características fisiológicas y genéticas que establecen las diferencias en el rendimiento de los distintos genotipos de interés productivo, y que regulan su crecimiento y productividad en distintas condiciones climáticas y edáficas (Navarrete *et al.* 2013).

En la actualidad, el déficit hídrico, acrecentado por las posibles consecuencias del cambio climático, es considerado el principal factor ambiental limitante del crecimiento y productividad de plantaciones con fines comerciales, especialmente en climas mediterráneos o en ambientes semiáridos (Chaves *et al.* 2003) Por ello existe preocupación acerca del efecto que este pueda causar sobre la productividad de las plantaciones en distintos ambientes de crecimiento (Chaves *et al.* 2009). Por otra parte, la necesidad de aumentar la superficie plantada en Chile, ha generado que el establecimiento de plantaciones en Chile se realice en sitios cada vez más restrictivos para el crecimiento, como lo son el secano costero y la precordillera de Los Andes (Coopman *et al.* 2008).

Las respuestas de las plantas a la escasez de agua son complejas, incluyendo cambios adaptativos y/o efectos deletéreos genotipo (Chaves *et al.* 2002). Las estrategias para hacer frente al estrés hídrico generalmente implican una serie de mecanismos cruzados entre estrategias para evitar y/o tolerar el estrés, las cuales interactúan sinérgica y antagonicamente con otros estreses, además de variar con el genotipo (Chaves *et al.* 2002). Estas respuestas pueden ser a nivel fisiológico y morfológico tales como cambios en la estructura de la planta, tasas de crecimiento, eficiencia en el uso de agua, potencial tisular osmótico, la conductancia estomática (Li y Wang 2003), reducción del potencial hídrico de prealpa, y aumento en la concentración de osmólitos, antioxidantes y pigmentos del ciclo de las xantófilas en hojas y tallos (Navarrete *et al.* 2013).

Estos mecanismos tienden a restringir la productividad potencial de plantaciones por inhibición de la expansión celular (Costa e Silva 2004) y, principalmente, por la disminución del balance de carbono en la planta el cual es altamente dependiente de la fotosíntesis (Flexas *et al.* 2009). Por ello, las respuestas fotosintéticas en condiciones de estrés hídrico han sido ampliamente estudiadas, teniendo especial énfasis en los factores, tanto difusivos como bioquímicos, que la limitan (Chaves *et al.* 2002, Chaves *et al.* 2003, Galmés *et al.* 2007, Flexas *et al.* 2009). Bajo condiciones de estrés hídrico moderado, la conductancia estomática ha sido reportada ser la principal causa de disminución de fotosíntesis (Medrano *et al.* 2002, Chaves *et al.* 2003). Sin embargo, la disminución de la tasa fotosintética no solo es explicada por este factor, sino que también por

otros como cambios en la de difusión del CO₂ y en la conductancia de este a través del mesófilo (Flexas *et al.* 2009). Algunas investigaciones señalan que la buena correlación existente entre conductancia estomática y fotosíntesis permite usarla como referencia para evaluar estrés hídrico (Medrano *et al.* 2002, Pita *et al.* 2005, Eksteen *et al.* 2013) y, en consecuencia, evaluar los efectos de la mejora genética en la resistencia a la sequía sobre el crecimiento (Wikberg y Ögren 2004). El análisis de estos procesos fisiológicos que regulan los flujos de agua en las plantas (absorción y pérdida) permiten cuantificar la eficiencia con la que estas usan el agua. De este modo se define la eficiencia en el uso de agua (*EUA*), como el volumen de agua que las plantas necesitan consumir (evapotranspiración) para incorporar a su biomasa una determinada cantidad de carbono proveniente de la atmósfera (Medrano *et al.* 2007). Las medidas de intercambio de gases en hojas permiten determinar la fotosíntesis neta y la transpiración, y con ello la eficiencia instantánea en el uso del agua (*EUA_i*) a escala foliar como el cociente de estos dos parámetros (Medrano *et al.* 2007). En estudios de la variación de la *EUA_i* en distintos genotipos y condiciones de disponibilidad de agua en el suelo se ha reportado que las diferencias encontradas dependen de la estrategia de respuesta de los genotipos al déficit hídrico, atribuidas a variaciones en el intercambio gaseoso (Pita *et al.* 2005, Medrano *et al.* 2007, Navarrete *et al.* 2013) y ha sido considerado de interés para evaluar la adaptación de genotipos a condiciones de sequía (Li 2000, Dye 2000).

Los parámetros de intercambio gaseoso (fotosíntesis, conductancia estomática y transpiración) y su efecto sobre la eficiencia instantánea del uso de agua se han identificado como herramientas potenciales para seleccionar genotipos con mejor comportamiento frente al estrés hídrico, pero existe discusión acerca de cuáles son los más apropiados dado que el crecimiento y uso de agua dependen también de la especie, edad e interacciones con el medio ambiente (Pardos 2007). La identificación de los parámetros, que en etapas tempranas de desarrollo, permitan mejorar los criterios de selección de genotipos productivos, resistentes a la sequía y más eficientes en el uso de agua, son relevantes dado las condiciones climáticas cambiantes que restringen el crecimiento y sobrevivencia de las plantas en el establecimiento. Para ello, es necesario generar información que permita comprender la relación entre la respuesta fisiológica de nuevos genotipos seleccionados en etapas tempranas de desarrollo, las condiciones del sitio para su establecimiento y la posibilidad de evaluar el riesgo de supervivencia y desarrollo temprano de cada material frente a condiciones de estrés hídrico.

La hipótesis propuesta en el presente estudio establece que las variables de intercambio gaseoso: conductancia estomática, fotosíntesis instantánea y transpiración, en plántulas sometidas a distintos niveles de estrés hídrico, permiten identificar genotipos de *Eucalyptus* spp. que presentarán mayor supervivencia en sitios con disponibilidad

hídrica limitante en etapas tempranas de desarrollo. Para ello se evalúa la respuesta en intercambio gaseoso y su efecto en la eficiencia instantánea en el uso de agua para 35 genotipos comerciales de *E. globulus*, *E. nitens*, *E. badjensis* Beuzev et M.B. Welch, *E. smithii* R.T. Baker e híbridos *E. globulus* x *E. nitens* y *E. camaldulensis* Dehnh x *E. globulus* sometidos a condiciones crecientes de estrés hídrico y la relación de cada parámetro de intercambio gaseoso evaluado con la supervivencia de cada material genético.

MÉTODOS

Material vegetal. El estudio consideró 35 genotipos de *Eucalyptus globulus* (Eg1-Eg24), *E. nitens* (En1, En2), *E. badjensis* (Eb), *E. smithii* (Es) e híbridos *E. globulus* x *E. nitens* (Egn1-Egn6) y *E. camaldulensis* x *E. globulus* (Ecg) desarrollados por Forestal Mininco S.A. y Arauco S.A con fines comerciales. Las plantas se produjeron en contenedores de 110 cm³ con sustrato de corteza de pino (*Pinus radiata* D. Don) compostada según los criterios establecidos por las empresas. Después de cuatro meses de desarrollo, 36 plantas por genotipo se seleccionaron para el ensayo. Para la selección de plantas se consideraron características morfológicas (altura y diámetro de cuello) y ausencia de daños o enfermedades. Estas plantas se establecieron en cajas de poliestireno expandido de 0,033 m³ con sustrato de compost de corteza de pino.

La aclimatación al medio de crecimiento tuvo una duración de tres semanas previas al inicio del ensayo. Para ello, las plantas se regaron cada dos días, manteniendo el sustrato entre un 75-100 % del contenido de humedad equivalente a capacidad de campo (-0,03 MPa). Cada siete días se realizó fertilización a nivel de sustrato con Phostrogen® (NPK 13-10-27, S, Mg, Ca, Fe, B, Mn, Cu y Mo, Bayer Garden, Cambridge, UK) a una concentración de 1 g por cada litro de agua. Posterior a este período se establecieron dos tratamientos diferenciados por gradiente de humedad.

El ensayo se llevó a cabo en el vivero experimental de la Universidad de Concepción entre el 13 de enero y el 7 de febrero de 2014, periodo de tiempo necesario para que las plantas alcanzaran las condiciones de estrés hídrico establecidas para la realización de las mediciones y muestreos correspondientes (ver detalle más adelante).

Establecimiento de tratamientos. Se establecieron dos tratamientos con gradientes de humedad contrastantes: tratamiento control, consistente en mantener el riego en condiciones de capacidad de campo (-0,03 MPa); y sequía, donde se eliminó por completo el riego para obtener la disminución progresiva de la cantidad de agua disponible para las plantas en el medio de crecimiento. En ambos tratamientos las plantas se cubrieron para impedir la adición no controlada de agua por precipitación. Dos cajas por genotipo, cada una con 12 plantas, se establecieron para cada tratamiento. El monitoreo del contenido de humedad del

sustrato se realizó cada dos días con un equipo TDR (*Time Domain Reflectometry*) previamente calibrado en base al contenido de humedad gravimétrico (CH_w , g de agua / g de sustrato) de muestras de sustrato a distintos niveles de humedad, los cuales fueron posteriormente asociados con la curva de retención de humedad del sustrato que estableció los potenciales hídricos del sustrato (ψ_{sustrato}) críticos para el experimento.

Instancias de muestreo. A partir de la disminución del contenido de humedad del tratamiento de sequía, se determinaron tres instancias de muestreo en las cuales se evaluó el comportamiento fisiológico de cada material genético considerado en el experimento. Cada instancia de muestreo se estableció como el contenido de humedad del sustrato, registrado en el tratamiento de sequía, equivalente a valores de potencial hídrico del sustrato de -0,03 MPa (M0), -1,5 MPa (M1.5) y -2,5 MPa (M2.5).

Potencial hídrico foliar de prealba. El potencial hídrico foliar de prealba (ψ_{prealba}) se midió con una bomba de presión Scholander (Soil Moisture Equipment Corp, CA, USA) en horarios de pre-alba (4:00 a 6:00 h). La medición se realizó a tres plantas por tratamiento seleccionando hojas del tercio superior de las mismas. Dado que todas las especies presentaban hojas sésiles, al extraer la hoja se cortó la base de la vena principal de forma de separarla del resto de la hoja para utilizarla como peciolo.

Variables instantáneas de intercambio gaseoso. La medición de variables instantáneas de intercambio gaseoso correspondientes a conductancia estomática (g_s), transpiración instantánea (E) y tasa neta de fotosíntesis (A_N) se realizó entre 9 y 13 h en una hoja totalmente expandida, seleccionada del tercio superior de tres plantas de cada genotipo para ambos tratamientos, utilizando un sistema analizador de intercambio gaseoso (Li-6400X Li-Cor Inc., Lincoln, NE, USA) equipado con una fuente de luz led. Durante las mediciones, se mantuvieron constantes los parámetros de saturación lumínica (1.500 μmol fotones $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$), temperatura (25 °C), flujo de aire (500 μmol s^{-1}) y concentración de CO_2 (400 μmol $\text{mol}^{-1} \text{CO}_2$). Cada medición tuvo un tiempo de duración entre 3 y 5 minutos, dependiendo de la estabilidad de las variables evaluadas. La eficiencia instantánea en el uso de agua (EUA_i) se calculó como el cociente entre la tasa neta de fotosíntesis y la transpiración instantánea (A_N/E).

Porcentaje de supervivencia. El porcentaje de supervivencia se cuantificó dos semanas después de alcanzar potencial hídrico del sustrato crítico de -2,5 MPa. Se consideró como planta viva aquella que presentara al menos el par de hojas apicales visiblemente turgentes.

Análisis estadístico. El experimento se analizó como un diseño completamente aleatorizado con tres réplicas con-

siderando la instancia de muestreo y el genotipo como factores. Los análisis de varianza (ANDEVA) para los parámetros de intercambio gaseoso y potencial hídrico foliar se realizaron con el procedimiento Proc GLM del *software* SAS versión 9.0 (SAS Institute 2002). La normalidad de los residuos se probó a través de histogramas y gráficos Q-Q normal, y la homogeneidad de varianza se evaluó a través del test de Levene. Dado que los resultados de supervivencia se estimaron en forma porcentual se usaron transformaciones de raíz cuadrada del arco-seno para su análisis. La separación de medias para las variables de intercambio gaseoso y potencial hídrico foliar se realizó mediante la prueba de Tukey ($P < 0,05$). Análisis de correlación entre las variables estudiadas se realizaron mediante el coeficiente de correlación de Pearson ($N = 35$).

RESULTADOS

Potencial hídrico foliar en prealba. La respuesta en el potencial hídrico foliar para los genotipos en el tratamiento control no presentó diferencias significativas en las distintas instancias de muestreo ($P = 0,9701$), observándose potenciales cercanos a 0 MPa durante todo el estudio (figura 1A). El tratamiento de sequía, acorde a lo esperado, registró una disminución progresiva del potencial de prealba debido al aumento del déficit hídrico del sustrato y estableciendo diferencias significativas entre las medias alcanzadas ($P < 0,05$) para las distintas instancias de muestreo (figura 1). El valor medio observado en cada instancia de muestreo fue de $-0,19 \pm 0,01$ MPa, $-0,59 \pm 0,02$ MPa y de $-2,10 \pm 0,06$ MPa, para los muestreo en $-0,03$ MPa, $-1,5$ MPa

y $-2,5$ MPa de potencial hídrico del sustrato, respectivamente. Entre las primeras instancias de muestreo ($-0,03$ MPa y $-1,5$ MPa de potencial hídrico del sustrato) solo seis genotipos (Eng6, Eg2, Eg3, Eg4, Eg15 y Eg22) disminuyeron significativamente su potencial de prealba ($P < 0,05$). En etapas de menor disponibilidad hídrica del sustrato ($-1,5$ MPa a $-2,5$ MPa), se observó una caída general del potencial hídrico foliar desde la segunda instancia de muestreo para todos los genotipos ($P < 0,05$). La magnitud de esta caída fue variable entre genotipos, por lo que en la instancia de muestreo a $-2,5$ MPa se observaron cinco grupos de genotipos que alcanzaron distintos potenciales medios de prealba ($P < 0,05$) correspondientes a $-1,48 \pm 0,02$ (Eg6, Eg7, Eg10, Eg11, Eg17, Eg18, Eg20, Eg23, Eng5); $-1,84 \pm 0,03$ (Eg14, Eg21, Eng1, Eng2); $-2,24 \pm 0,03$ (Eg1, Eg5, Eg8, Eg9, Eg12, Eg16, Eg19, Eg24, En1, En2, Eb, Ecg); $-2,78 \pm 0,03$ (Eg2, Eg4, Eg22, Eng4, Eng6) y $-3,07 \pm 0,06$ MPa (Eg3, Eg13, Eg15, Es, Eng3).

Conductancia estomática y transpiración instantánea. Se observó una correlación positiva ($r = 0,89$, $P < 0,05$) entre la conductancia estomática y la transpiración instantánea (figura 2). Una disminución generalizada de la conductancia estomática se produjo una vez iniciado el estrés hídrico, obteniéndose valores bajo $0,12$ moles de H_2O $m^{-2} s^{-1}$ en las instancias de muestreo finales (figura 2A). Si bien la mayoría de los genotipos disminuyó su conductancia estomática entre cada instancia de muestreo ($P < 0,05$), cinco genotipos (Eb, En1, Eg10, Eg14 y Eg24) no presentaron esta respuesta y mantuvieron valores menores a $0,21$ moles de H_2O $m^{-2} s^{-1}$ a lo largo del ensayo. La respuesta en la trans-

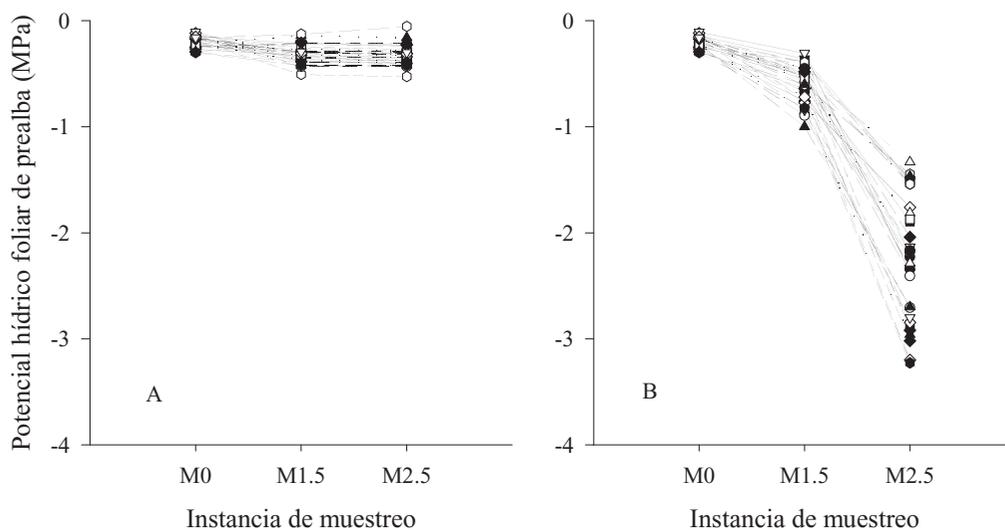


Figura 1. Media del potencial hídrico foliar de prealba medido a los 35 genotipos de *Eucalyptus* spp. en los tratamientos control (A) y sequía (B) en las instancias de muestreo equivalentes a $-0,03$ MPa (M0), $-1,5$ MPa (M1.5) y $-2,5$ MPa (M2.5) de potencial hídrico del sustrato del tratamiento de sequía.

Mean predawn water potential evaluated at -0.03 MPa (M0), -1.5 MPa (M1.5) and -2.5 MPa (M2.5) substrate water potentials for all *Eucalyptus* spp. ($n = 35$) genotypes under control (A) and drought (B) treatments.

piración instantánea fue similar (figura 2B), observándose que los genotipos Eb, En1, Eg6, Eg10 y Eg14 mantuvieron medias similares entre instancias de muestreo, sin superar los 4,3 μmol de $\text{H}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$ durante el ensayo.

Tasa instantánea de fotosíntesis. Se observó una correlación positiva entre la fotosíntesis instantánea y la conduc-

tancia estomática ($P < 0,05$) en cada instancia de muestreo (figura 3), además de diferencias significativas ($P < 0,05$) en las tasas fotosintéticas de los genotipos en cada instancia de muestreo. Si bien la mayoría de los genotipos no presentó diferencias significativas en sus tasas de fotosíntesis entre instancias de muestreo (figura 4A), dos grupos presentaron disminuciones significativas a lo largo del

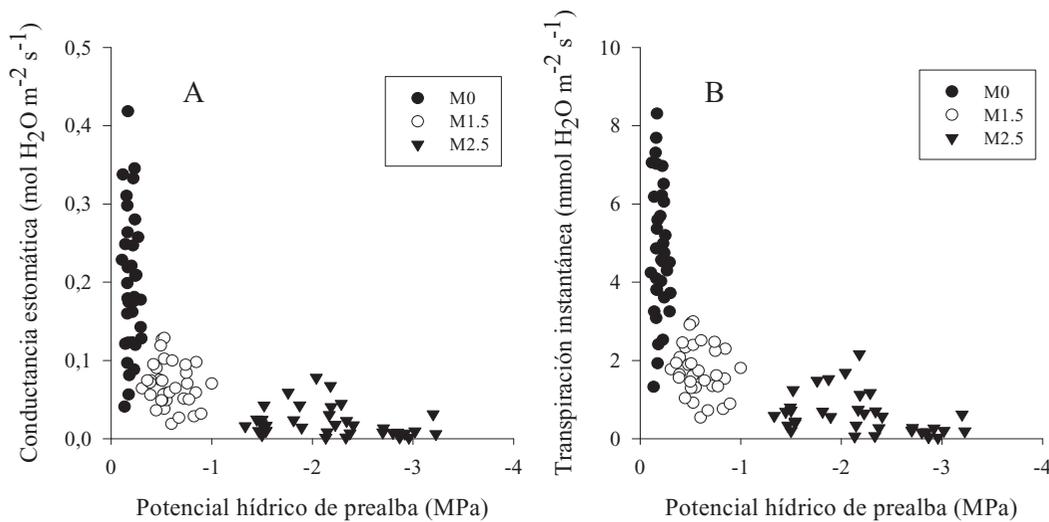


Figura 2. Variación de la media de la conductancia estomática ($\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$) (A) y de la media de la transpiración instantánea ($\mu\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$) (B) con respecto a la media del potencial hídrico foliar de prealba (MPa) observado en los 35 genotipos de *Eucalyptus* spp. medidos en el tratamiento de sequía en las instancias de muestreo equivalentes a -0,03 MPa (M0), -1,5 MPa (M1.5) y -2,5 MPa (M2.5) de potencial hídrico del sustrato.

Mean stomatal conductance ($\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$) and instantaneous transpiration ($\mu\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$) versus mean predawn water potential (MPa) evaluated for all *Eucalyptus* spp. ($n = 35$) genotypes at -0.03 MPa (M0), -1.5 MPa (M1.5) and -2.5 MPa (M2.5) substrate water potential treatments.

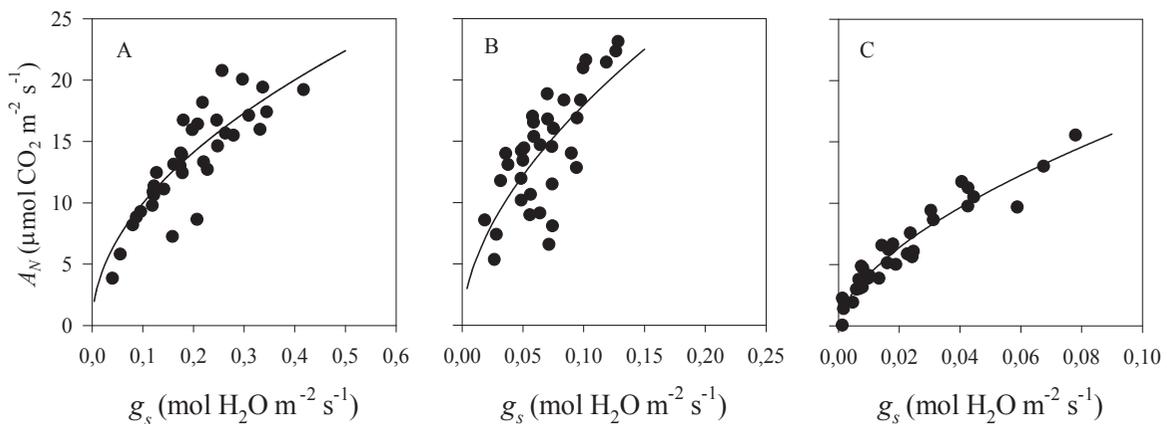


Figura 3. Relación entre la media de la tasa instantánea de fotosíntesis (A_N , $\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) y la media de la conductancia estomática (g_s , $\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$) de los 35 genotipos de *Eucalyptus* spp. medidos en el tratamiento de sequía en las instancias de muestreo equivalentes a A) -0,03 MPa, B) -1,5 MPa y C) -2,5 MPa de potencial hídrico del sustrato.

Mean photosynthesis rate (A_N , $\mu\text{mol CO}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) and stomatal conductance (g_s , $\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{s}^{-1}$) relationship observed for all *Eucalyptus* spp. ($n = 35$) genotypes at -0.03 MPa (M0), -1.5 MPa (M1.5) and -2.5 MPa (M2.5) substrate water potential treatments.

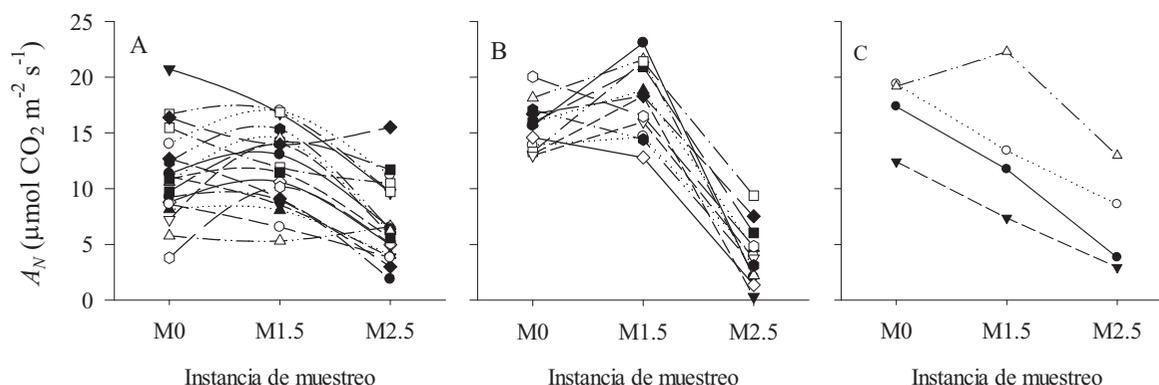


Figura 4. Media de la fotosíntesis instantánea máxima (A_N , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) para grupos de genotipos que en el tratamiento de sequía presentaron valores constantes entre instancias de muestreo (A), presentaron disminuciones significativas entre la segunda (M1.5) y tercera (M2.5) instancia de muestreo (B) y presentaron disminuciones significativas entre la primera (M0) y la tercera instancia de muestreo (M2.5) (C).

Mean photosynthesis rate (A_N , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) for genotypes groups under drought conditions that showed A) constant values among sampling stages, B) significant reductions between the second (M1.5) and third (M2.5) treatment stages and C) significant reductions from the first (M0) to the third sampling stage (M2.5).

ensayo ($P < 0,05$). Un grupo de genotipos (Eng3, Eng4, Eng6, Eg1, Eg4, Eg13, Eg15, Eg16, Eg18, Eg19, Eg21, Eg22) disminuyó su fotosíntesis entre las instancias de muestreo finales (M1.5 y M2.5) (figura 4B) y otro grupo (Ecg, Es, Eg2 y Eg3) lo hizo solamente entre el muestreo inicial (M0) y el final (M2.5) (figura 4C).

Eficiencia instantánea en el uso de agua (EUA_i). Diferencias significativas en eficiencia instantánea en el uso de agua se observaron entre los tratamientos ($P < 0,05$) en cada instancia de medición. Se observó un incremento progresivo en los valores promedio de EUA_i desde $2,98 \pm 0,10 \mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ en la instancia de muestreo inicial (M0) hasta $13,62 \pm 0,71 \mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$ al final del ensayo (M2.5) (figura 5). Al contrario del comportamiento observado en la mayoría de los genotipos, al llegar a la segunda instancia de muestreo (M1.5) los genotipos Eg5, Eg6, Eg8, Eg11, Eg14, Eg20, Eg22, Eb no mostraron un aumento significativo en eficiencia instantánea en el uso de agua respecto a la primera medición. Hacia el final del ensayo los genotipos Eg6 y Eg14 mantuvieron el mismo comportamiento mencionado anteriormente, manteniendo valores promedio de EUA_i similares durante todo el ensayo ($P > 0,05$). A diferencia de la primera instancia de muestreo (M0), en los muestreos consecuentes se observaron diferencias significativas entre los genotipos, siendo en el muestreo final (M2.5) donde se observó mayor dispersión de los datos (figura 5). No se observó una tendencia clara hacia cuál de las variables instantáneas de intercambio gaseoso fue causal de los cambios observados en EUA_i , obteniéndose una correlación negativa con todas ellas ($P < 0,05$). Los valores más altos observados en M2.5 se observaron en los genotipos Eg1, Eg16, Eg22 y Eng6, los

cuales presentaron los valores más bajos de fotosíntesis, conductancia estomática y transpiración instantánea hacia el final del ensayo.

Supervivencia y relación con variables de intercambio gaseoso. El rango de supervivencia varió entre 0 y 70 %, siendo los genotipos Eg1, Eg2, Eg3, Eg4, Eg14 y Eg22 los que

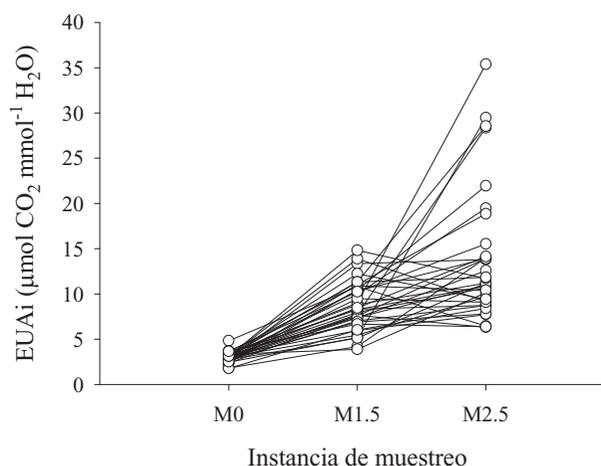


Figura 5. Media de la eficiencia instantánea en el uso de agua (EUA_i , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$) medida a los 35 genotipos de *Eucalyptus* spp. del tratamiento de sequía en las instancias de muestreo equivalentes a -0,03 MPa (M0), -1,5 MPa (M1.5) y -2,5 MPa (M2.5) de potencial hídrico del sustrato.

Mean instantaneous water use efficiency (EUA_i , $\mu\text{mol CO}_2 \text{ mmol}^{-1} \text{ H}_2\text{O}$) observed for all *Eucalyptus* spp. ($n = 35$) genotypes at -0.03 MPa (M0), -1.5 MPa (M1.5) and -2.5 MPa (M2.5) substrate water potential treatments.

presentaron tasa de supervivencia de 0 % y los genotipos Eg5, Eg7, Eg12 y Eg20 los que presentaron los valores más altos (60-70 %). Se observó una correlación negativa entre el porcentaje de supervivencia y las variables instantáneas de intercambio gaseoso medidas en la primera instancia de muestreo ($P < 0,05$), excepto para eficiencia instantánea en el uso de agua ($P = 0,23$) (cuadro 1). Además, en la segunda instancia de muestreo, la fotosíntesis instantánea y la eficiencia instantánea en el uso de agua mostraron correlación negativa con la supervivencia ($P < 0,05$) (cuadro 1). Una correlación positiva fue observada con el potencial hídrico foliar en las instancias de muestreo de estrés hídrico ($P < 0,05$) (cuadro 1). Los genotipos con las más altas tasas de supervivencia presentaron un comportamiento similar entre instancias de muestreo en sus tasas fotosintéticas, disminución de su conductancia estomática y transpiración instantánea, y un aumento significativo de la eficiencia instantánea en el uso de agua hacia el final del ensayo. Además, aquellos genotipos que mantuvieron su conductancia estomática y transpiración bajas durante todo el ensayo presentaron tasas de supervivencia menores al 30 %. Por otra parte, todos los genotipos que disminuyeron significativamente la tasa de fotosíntesis entre instancias de muestreo presentaron supervivencias menores al 20 %, excepto, el genotipo Eng6 que registró una supervivencia de 45 %. Del mismo modo, aquellos genotipos que sufrieron la disminución más drástica de potencial hídrico foliar, hacia el final del ensayo, mostraron las más bajas tasas de supervivencia.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las respuestas en los parámetros de intercambio gaseoso de los genotipos bajo condiciones de déficit hídrico moderado (mayor a -1,5 MPa) fueron más variables que para condiciones de mayor déficit hídrico (-2,5 MPa). Aquellos genotipos que no disminuyeron significativamente su potencial hídrico foliar en la primera etapa del ensayo, serían capaces de prolongar el estrés moderado o

posponer el estrés severo para mantener mejores tasas de fotosíntesis y así reducir los efectos negativos causados por el déficit hídrico. Esta estrategia les permitiría resistir mejor las condiciones de déficit hídrico una vez establecidos en condiciones de campo, lo que coincide con lo observado en la relación entre el potencial hídrico foliar y la supervivencia en este estudio (cuadro 1).

En la mayoría de los genotipos, las variables de intercambio gaseoso (conductancia estomática, transpiración instantánea y tasa neta de fotosíntesis) presentaron reducciones significativas al aumentar el déficit hídrico, siendo la respuesta en conductancia estomática y transpiración más rápida que en fotosíntesis. Esto se ve reflejado en que las primeras solo alcanzan sus valores máximos cuando hay máxima disponibilidad de agua en el sustrato (figura 2), en cambio, la fotosíntesis se mantuvo constante entre las primeras instancias de muestreo en gran parte de los genotipos, disminuyendo significativamente solo al alcanzar el déficit hídrico más severo (figura 4). La relación observada entre conductancia estomática y fotosíntesis instantánea (figura 3) ha sido ampliamente reportada (Medrano *et al.* 2002, Flexas *et al.* 2010, 2013), estableciéndose que los máximos valores en las tasas fotosintéticas se alcanzan cuando la conductancia estomática es al menos la mitad que su máximo valor, es decir, existe un rango de conductancia estomática sobre el cual la fotosíntesis no aumenta significativamente. Flexas *et al.* (2013) señalan que cuando las tasas fotosintéticas son más dependientes de la conductancia del mesófilo su variación debido a cambios en la conductancia estomática es despreciable, como podría ser el caso de los genotipos encontrados en este estudio (figura 4A).

Aquellos genotipos con valores bajos de conductancia estomática en un rango más amplio de potencial hídrico foliar impiden el colapso del sistema hidráulico de la planta y su consecuente mortalidad (McDowell *et al.* 2008) al evitar la pérdida excesiva de agua hacia el ambiente y la cavitación del xilema. Esta estrategia explicaría los altos porcentajes de supervivencia medidos en genotipos cuya

Cuadro 1. Coeficientes de correlación ($n = 35$) para el porcentaje de supervivencia y las variables instantáneas de intercambio gaseoso y potencial hídrico foliar de prealba evaluadas en las instancias de muestreo equivalentes a -0,03 MPa (M0), -1,5 MPa (M1.5) y -2,5 MPa (M2.5) de potencial hídrico del sustrato.

Survival, gas exchange and predawn water potential correlation coefficients ($n = 35$) evaluated at -0.03 MPa (M0), -1.5 MPa (M1.5) and -2.5 MPa (M2.5) substrate water potentials at each sampling stage.

Variable	M0	M1.5	M2.5
Fotosíntesis instantánea (A_N)	-0,5613 *	-0,5258 *	-0,0628 ns
Conductancia estomática (g_s)	-0,3993 *	-0,1283 ns	-0,0627 ns
Transpiración instantánea (E)	-0,4717 *	-0,0875 ns	-0,0283 ns
Eficiencia instantánea en el uso de agua (EU_{Ai})	-0,2051 ns	-0,4072 *	-0,2819 ns
Potencial hídrico foliar de prealba ($\psi_{prealba}$)	0,1735 ns	0,5814 *	0,4154 *

* $P < 0,05$; ns: $P > 0,05$.

conductancia estomática disminuyó durante el experimento y se mantuvo en valores cercanos a cero durante el déficit hídrico, siendo los genotipos que presentaron bajas tasas de conductancia estomática y transpiración aún en condiciones no limitantes de disponibilidad hídrica (Eb, En1, Eg10, Eg14 y Eg24) más sensibles al estrés hídrico. Según lo observado en plantas de *E. globulus* sometidas a estrés por competencia con malezas por Garau *et al.* (2008), la disminución de la conductancia estomática en estrés hídrico moderado, como medio que permite posponer el estrés hídrico, sería una estrategia potencial para aumentar la supervivencia. Sin embargo, Eksteen *et al.* (2013) reportaron para la misma especie que la rápida disminución de esta variable ante el estrés hídrico también se relaciona con bajas tasas de crecimiento, lo que podría generar que en la primera etapa del establecimiento de plantaciones aumente la competencia con malezas por luz, agua y nutrientes incrementando el estrés hídrico y disminuyendo la disponibilidad de otros recursos.

La disminución de la conductancia estomática ha sido reportada como una de las principales limitantes de la fotosíntesis (Pita *et al.* 2005), lo que consecuentemente disminuiría las tasas de crecimiento. La disminución de las tasas de fotosíntesis se generó cuando la conductancia estomática alcanzó valores menores de 0,10 moles de $H_2O\ m^{-2}\ s^{-1}$, lo cual concuerda con los datos recopilados por Flexas *et al.* (2006), quienes señalan que bajo este rango de conductancia estomática el estrés hídrico aumenta las limitaciones bioquímicas, además de disminuir la concentración de CO_2 interno (C_i) y por ende se produce la inhibición de la fotosíntesis. Los genotipos que no presentaron disminuciones en las tasas fotosintéticas (figura 4A) fueron aquellos que al menos en una instancia de muestreo no disminuyeron su conductancia estomática con respecto a la medición anterior, lo cual sugiere una estrategia de tipo menos conservadora del agua comparada a otros genotipos frente a señales de estrés hídrico temprano. Según lo observado por Flexas *et al.* (2006), al posponer el cierre estomático se retrasa la acumulación de antioxidantes, generándose estrés oxidativo que sería la causa principal de las respuestas metabólicas asociadas al estrés hídrico y que generan la inhibición de las tasas fotosintéticas y la consecuente disminución del crecimiento.

Las diferencias observadas en la eficiencia instantánea en el uso de agua están asociadas a variaciones en fotosíntesis instantánea, conductancia estomática y transpiración instantánea. De acuerdo a Flexas *et al.* (2013) el aumento en la eficiencia en el uso de agua está dado tanto por disminuciones en la conductancia estomática y reducciones en las tasas de fotosíntesis. Acorde a lo esperado, en esta investigación la mayor parte de los genotipos aumentaron la eficiencia instantánea en el uso de agua en las distintas condiciones de sequía con respecto al valor medido sin déficit hídrico (figura 5). Se encontró que los aumentos en la tasa fotosintética registrados en la segunda instancia de muestreo (M1.5) no generaron los valores más altos

de eficiencia instantánea en el uso de agua, sino que estos se registraron en la instancia de estrés hídrico más severo (M2.5) donde la disminución en conductancia estomática y transpiración fue mucho mayor que la disminución en la fotosíntesis instantánea. Los resultados de este estudio muestran que la tasa fotosintética no disminuyó significativamente en la mayoría de los genotipos (figura 4A), concordando con lo observado por Navarrete *et al.* (2013), quienes en genotipos de *E. globulus* e híbridos *E. globulus* x *E. nitens* reportaron que la mantención de altas tasas de fotosíntesis bajo condiciones de déficit hídrico, junto con un alto control estomático de la pérdida de agua generó el aumento de la eficiencia instantánea del uso de agua.

La relación negativa observada entre el porcentaje de supervivencia y las variables de intercambio gaseoso (cuadro 1), permitiría inferir que aquellos genotipos que mantienen tasas bajas de intercambio gaseoso durante el estrés hídrico moderado, o que presentan la disminución paulatina de variables como la conductancia estomática, serían capaces de disminuir la pérdida de agua y lograr mayor éxito en el establecimiento (Garau *et al.* 2008). Además, la relación negativa observada entre la fotosíntesis instantánea y la supervivencia en condiciones de alta disponibilidad de agua y estrés hídrico moderado (potencial hídrico de sustrato de -1,5 MPa), sugiere que la evaluación de esta variable permitiría la selección de genotipos con mayor posibilidad de éxito en el establecimiento en sitios con disponibilidad hídrica restringida. Sin embargo, los genotipos con las mayores tasas de supervivencia fueron aquellos que disminuyeron significativamente su conductancia estomática y mantuvieron su fotosíntesis instantánea constante a lo largo del ensayo. Además, todos los genotipos que disminuyeron su fotosíntesis instantánea como respuesta al estrés hídrico, mostraron tasas de supervivencia menores al 20 %, exceptuando el genotipo Eng6 que mostró altos valores en las variables de intercambio gaseoso y eficiencia instantánea en el uso de agua en las primeras dos instancias de muestreo. Dado el comportamiento fisiológico de este genotipo se sugiere que este podría presentar mejor crecimiento en condiciones de estrés hídrico moderado pero con baja probabilidad de supervivencia frente a condiciones de estrés severo o prolongado.

Los resultados de este estudio permiten aceptar la hipótesis respecto a que la evaluación de la tasa de fotosíntesis en condiciones de estrés hídrico moderado a nulo permite identificar materiales genéticos que potencialmente presentarían mayor supervivencia en sitios con disponibilidad hídrica limitante en etapas tempranas de desarrollo. Esta variable podría ser considerada para la selección de genotipos que presenten mayores tasas de supervivencia en sitios con baja disponibilidad hídrica al establecimiento.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue realizada como parte del proyecto FONDEF D11I1161 con aportes de Forestal Mininco

S.A., Forestal Arauco S.A., Bioforest S.A., el Laboratorio de Suelos, Nutrición y Productividad Forestal Sustentable de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de Concepción y la Cooperativa de Productividad Forestal.

REFERENCIAS

- Chaves MM, J Flexas, C Pinheiro. 2009. Photosynthesis under drought and salt stress: regulation mechanisms from whole plant to cell. *Annals of Botany* 103: 551-560.
- Chaves MM, J Maroco, JS Pereira. 2003. Understanding plant responses to drought: from genes to the whole plant. *Functional Plant Biology* 30: 239-264.
- Chaves MM, JS Pereira, J Maroco, ML Rodrigues, CPP Ricardo, ML Osorio, I Carvalho, T Faria, C Pinheiro. 2002. How plants cope with water stress in the field. Photosynthesis and growth. *Annals of Botany* 89:907-916.
- Coopman R, J Jara, L Bravo, K Sáez, G Mella, R Escobar. 2008. Changes in morpho-physiological attributes of *Eucalyptus globulus* plants in response to different drought hardening treatments. *Electronic Journal of Biotechnology* 11(2).
- Costa e Silva F, A Shvaleva, JP Maroco, MH Almeida, MM Chaves, JS Pereira. 2004. Responses to water stress in two *Eucalyptus globulus* clones differing in drought tolerance. *Tree Physiology* 24: 1165-1172.
- Dye PJ. 2000. Water use efficiency in South African *Eucalyptus* plantations: A review. *The Southern African Forestry Journal* 189: 17-26.
- Eksteen AB, V Grzeskowiak, NB Jones, NW Pammenter. 2013. Stomatal characteristics of *Eucalyptus grandis* clonal hybrids in response to water stress. *Southern Forests: a Journal of Forest Science* 75: 105-111.
- Flexas J, M Barón, J Bota, J-M Ducruet, A Gallé, J Galmés, M Jiménez, A Pou, M Ribas-Carbó, C Sajani, M Tomàs, H Medrano. 2009. Photosynthesis limitations during water stress acclimation and recovery in the drought-adapted *Vitis* hybrid Richter-110 (*V. berlandieri* × *V. rupestris*). *Journal of Experimental Botany* 60: 2361-2377.
- Flexas J, J Bota, F Loreto, G Cornic, TD Sharkey. 2004. Diffusive and metabolic limitations to photosynthesis under drought and salinity in C3 plants. *Plant Biology* 6: 269-279.
- Flexas J, Ü Niinemets, A Gallé, MM Barbour, M Centritto, A Diaz-Espejo, C Douthe, J Galmés, M Ribas-Carbo, PL Rodriguez, F Rosselló, R Soolanayakanahally, M Tomas, IJ Wright, GD Farquhar, H Medrano. 2013. Diffusional conductances to CO₂ as a target for increasing photosynthesis and photosynthetic water-use efficiency. *Photosynthesis Research* 117: 45-59.
- Galmés J, H Medrano, J Flexas. 2007. Photosynthetic limitations in response to water stress and recovery in Mediterranean plants with different growth forms. *New Phytologist* 175: 81-93.
- Garau AM, JH Lemcoff, CM Ghersa, CL Beadle. 2008. Water stress tolerance in *Eucalyptus globulus* Labill. subsp. maidenii (F. Muell.) saplings induced by water restrictions imposed by weeds. *Forest Ecology and Management* 255: 2811-2819.
- Hubbard RM, J Stape, MG Ryan, AC Almeida, J Rojas. 2010. Effects of irrigation on water use and water use efficiency in two fast growing *Eucalyptus* plantations. *Forest Ecology and Management* 259: 1714-1721.
- INFOR (Instituto Forestal, CL). 2015. Anuario Forestal 2015. Santiago, Chile. INFOR. 174 p. (Boletín Estadístico N° 150).
- Li C. 2000. Population differences in water-use efficiency of *Eucalyptus microtheca* seedlings under different watering regimes. *Physiologia Plantarum* 108: 134-139.
- Li C, K Wang. 2003. Differences in drought responses of three contrasting *Eucalyptus microtheca* F. Muell. populations. *Forest Ecology and Management* 179: 377-385.
- McDowell N, W T Pockman, CD Allen, DD Breshears, N Cobb, T Kolb, J PLaut, J Sperry, A West, DG Williams, EA Yezpe. 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178: 719-739.
- Medrano H, J Bota, A Abadía, B Sampol, JM Escalona, J Flexas. 2002. Effects of drought on light-energy dissipation mechanisms in high-light-acclimated, field-grown grapevines. *Functional Plant Biology* 29: 1197-1207.
- Medrano H., J. Bota, J. Cifre, J. Flexas, M. Ribas-Carbó y J. Gulías. 2007. Eficiencia en el uso de agua por las plantas. *Investigaciones Geográficas* 43: 63-84.
- Navarrete-Campos D, LA Bravo, RA Rubilar, V Emhart, R Sanhueza. 2012. Drought effects on water use efficiency, freezing tolerance and survival of *Eucalyptus globulus* and *Eucalyptus globulus* × *nitens* cuttings. *New Forests* 44: 119-134.
- Pardos JA. 2007. Perspectiva fisiológica en la producción y mejora del eucalipto (con énfasis en *Eucalyptus globulus* Labill). *Boletín del CIDEU* 3: 7-55.
- Pita P, I Cañas, F Soria, F Ruiz, G Toval. 2005. Use of physiological traits in tree breeding for improved yield in drought-prone environments. The case of *Eucalyptus globulus*. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 14(3): 383-393.
- Wikberg J, E Ögren. 2003. Interrelationships between water use and growth traits in biomass-producing willows. *Trees* 18: 70-76.

Recibido: 29.06.16
Aceptado: 17.11.16

Características, obstáculos y efectos de la innovación en empresas del sector maderero de la región del Maule, Chile

Features, barriers and effects of innovation in the wood sector companies of Maule Region, Chile

Cristian Monsalvez

Universidad de Talca, Instituto de Innovación basada en Ciencia, Dos Norte 701, Talca, Chile, tel: 56-71-2414607, crmonsalvez@utalca.cl

SUMMARY

In commodity export-based economies the development of innovation capacities is a recent phenomenon that is pushing companies to make changes in their industrial processes. In order to describe the particular dynamics in primary wood industry, an innovation survey was conducted among 30 companies. The study results revealed that innovation efforts are individual and non-associative, based on acquisition and not on research and development of technological solutions, and there is a lack of a knowledge infrastructure that supports innovation activities. As outcomes of innovation efforts, companies achieve process optimization, quality improvements, organizational learning and market share growth.

Key words: innovation, wood industry, innovation management.

RESUMEN

En las economías basadas en la exportación de materias primas, el desarrollo de capacidades de innovación es un fenómeno reciente que presiona a las empresas a introducir cambios en sus procesos industriales. Con el objetivo de caracterizar las dinámicas particulares del proceso de innovación en la industria primaria de la madera, se aplicó una encuesta presencial a treinta empresas del sector. Los resultados del estudio revelaron que los esfuerzos de innovación empresarial son individuales y no asociativos, se basan en adquisición y no en la investigación y desarrollo de soluciones tecnológicas propias, y se evidencia la ausencia de una infraestructura de conocimiento que brinde soporte para iniciativas de innovación en el sector. Como efectos de las actividades de innovación las empresas que se estudiaron logran optimización de procesos, mejoras en calidad, aprendizajes organizacionales y crecimiento en el mercado.

Palabras clave: innovación, industria de la madera, gestión de la innovación.

INTRODUCCIÓN

El análisis de la innovación como fenómeno económico, social, político y tecnológico ha nutrido durante las últimas décadas las agendas de investigación e interés no solo académico, sino también gubernamental y empresarial debido al consenso general de que el desarrollo de capacidades de innovación y su positivo efecto en el incremento de la productividad es, hoy en día, un imperativo para la supervivencia de las economías y empresas. El desarrollo de una teoría económica que explique la innovación empresarial y el cambio tecnológico se inicia a comienzos del siglo XX con los influyentes trabajos del economista austriaco Joseph Schumpeter, quien definió innovación como un proceso evolucionario que consiste en llevar a cabo nuevas combinaciones o actos de destrucción creativa (destruir para crear algo nuevo) que son realizados por un emprendedor (Schumpeter 2006). Para este

autor la innovación expresada en nuevos bienes, nuevos métodos de producción, nuevos mercados, nuevas fuentes de abastecimiento o nuevos procesos de organización industrial, son actividades que definen la naturaleza del fenómeno empresarial, constituyendo la innovación un aspecto central del capitalismo. Dichas contribuciones teóricas de Schumpeter sentaron las bases conceptuales para el desarrollo, desde la década del setenta en adelante, de una teoría neo-Schumpeteriana o evolucionaria del fenómeno de la innovación empresarial y sus determinantes (Nelson y Winter 1982), la cual destacó la relevancia que tiene el nivel meso en la estructura y curso de una economía.

A través del análisis meso-económico se explicitan aspectos tales como: la naturaleza interactiva y sistémica de la innovación (Lundvall 1988); los procesos de creación, selección y retención de conocimientos y tecnologías que explican la transformación industrial de larga data (Freeman 1994); las estructuras de gobernanza para la innovación y

el rol que juegan las instituciones (Edquist 2011); el efecto de la localización y proximidad geográfica de las empresas (Porter 2000) y el aprendizaje organizacional de rutinas innovadoras (Cimoli y Dosi 1995). Por medio de estos trabajos se ha caracterizado a la innovación como un complejo fenómeno sistémico e interactivo, en donde se identifican regularidades históricas (*path*) que permiten comprender como el comportamiento innovador de las economías desarrolladas ha evolucionado y mantenido su liderazgo industrial y tecnológico en el actual escenario de alta especialización y competencia global. Una de las principales conclusiones de estos estudios es que la innovación no es un fenómeno aleatorio o espontáneo, sino que por el contrario su éxito obedece al diseño de refinadas estrategias empresariales, políticas y sistemas de incentivos, e interfaces de cooperación entre los distintos agentes implicados en actividades de investigación, desarrollo, financiamiento, regulación, protección, explotación, difusión y uso de las innovaciones.

Un concepto de innovación ampliamente utilizado en el diseño de políticas gubernamentales orientadas a promover la capacidad de innovación empresarial es el propuesto por la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) a través del Manual de Oslo, donde se define innovación como “la introducción de un nuevo, o significativamente mejorado, producto (bien o servicio), de un proceso, de un nuevo método de comercialización o de un nuevo modelo organizativo en las prácticas internas de la empresa, la organización del lugar de trabajo o las relaciones exteriores” (OCDE 2005). De la definición propuesta se desprende una clasificación en donde se distinguen cuatro tipos de innovaciones: 1) Producto, definida como la introducción de un bien o servicio nuevo en sus características y uso; 2) Proceso, entendida como nuevas o mejoradas técnicas, materiales o soportes informáticos en procesos de producción o distribución; 3) *Marketing*, definida como nuevo método de comercialización que implique cambios en diseño o empaquetado de un producto, su posicionamiento, promoción o tarificación; 4) Organizacional, que es la introducción de un nuevo método organizativo en las prácticas, organización del lugar de trabajo, o las relaciones externas a la empresa (OCDE 2005). Tanto en la definición de innovación como en la tipología propuesta se observa un intento de ampliar el concepto de innovación, asociándolo no solo con tecnología, sino también con cambios no tecnológicos como son los organizacionales o de modelos de negocio. Tales definiciones han llegado a ser un estándar internacional, y han sido ampliamente adoptadas por los países miembros de la OCDE y países latinoamericanos en sus respectivas encuestas nacionales de innovación siguiendo las recomendaciones del Manual de Bogotá (Jaramillo *et al.* 2001).

La investigación del comportamiento innovador en el sector forestal y madera avanzó principalmente a través de estudios comparativos globales y estudios de caso en aquellos países líderes en la industria forestal global como son Australia y Nueva Zelanda (Bull y Ferguson 2006),

Canadá (Schaan y Anderson 2002), China (Song *et al.* 2004), Estados Unidos de América (Hansen *et al.* 2014), Rusia (Akim *et al.* 2014) y los Países Nórdicos (Stendahl y Roos 2008). En términos generales, la evidencia que se recopiló en estos trabajos revela que, a pesar de la ingente disponibilidad de recursos forestales de los países líderes, el dinamismo del intercambio comercial y el crecimiento del sector forestal global, los procesos de cambio tecnológico y adopción de innovaciones en la industria forestal tienen un ritmo menor a otras industrias igualmente relevantes y maduras a escala global como la agricultura o la industria farmacéutica (Hammett y Youngs 2002). Dentro de las causas que explican este hecho se identifican problemas tales como la alta fragmentación y falta de acceso a información tecnológica relevante para las empresas forestales (Rosenberg *et al.* 1990); inadecuadas estructuras de gestión empresarial para la innovación (Bull y Ferguson 2006); gobernanza institucional centralista e insuficientes incentivos públicos a la innovación empresarial (Song *et al.* 2004); y predominio de una cultura o clima organizacional conservador poco proclive a la innovación (Hansen *et al.* 2014); como los factores más relevantes.

A pesar de representar un sector significativo para la economía chilena, el comportamiento innovador del sector forestal cuenta con escasos estudios. De acuerdo a cifras del último reporte del Instituto Forestal (INFOR 2014), el sector forestal aportó el 2,5 en el PIB año 2012; el 7,4% de las exportaciones año 2013 y el 4 % del empleo nacional, lo que sitúa a Chile dentro de los primeros veinte países en producción y comercialización de productos forestales. No obstante la relevancia del sector, el único estudio identificado sobre innovación en el sector forestal chileno es el realizado por Vega y Romero (2006), quienes basados en un análisis de carácter cuantitativo, concluyeron que a pesar de la gran cantidad de recursos forestales disponibles en el país, se evidencia una escasa producción científica y tecnológica que se refleja en innovaciones de alcance mundial.

Trazando una explicación a la baja actividad en ciencia, tecnología e innovación dentro del sector forestal-maderero chileno, este trabajo plantea como hipótesis que las iniciativas de innovación empresarial dependen no solo de factores macroeconómicos, políticas públicas y tendencias globales, sino que también las dinámicas endógenas de la empresa y la vinculación con redes locales de conocimiento determinan su capacidad innovativa. Para explorar dicha hipótesis se propone como objetivo: identificar los factores que las empresas reconocen como principales obstáculos para innovar y establecer los principales efectos que los esfuerzos de innovación generan para las empresas del sector madera.

MÉTODOS

Área de estudio. El caso de estudio empírico en este trabajo se centró en la industria primaria de la madera en la región del Maule, ubicada al centro-sur de Chile, la cual ocupa el

segundo lugar en la producción nacional tras la región del Biobío, que suman entre ambas el 77 % de la producción total año 2013 (INFOR 2014). La industria forestal del Maule se basa en el cultivo de pino, eucalipto y álamo, a partir de los cuales se genera una serie de derivados como madera aserrada, madera elaborada, revestimientos, partes y piezas de muebles, entre otros. Respecto al número total de empresas en el Maule las cifras disponibles estiman aproximadamente 200 empresas. Al considerar dicho universo, se diseñó una muestra de carácter no paramétrica a partir de dos criterios: 1) acceso y distancia geográfica, y 2) rubro principal. Sobre ambos criterios se determinó una muestra que incluyó a 30 empresas, principalmente de tipo aserraderos, barracas y comercializadoras de madera.

Recolección de datos. Los datos del estudio fueron recopilados a través de la aplicación de una encuesta de carácter presencial que respondió el propietario, gerente o administrador de cada empresa (predefinida como unidad de análisis). El diseño del cuestionario se basó en la encuesta de innovación aplicada por el INE-Chile, la cual a su vez se rige por los criterios del Manual de Oslo (OCDE 2005) para asegurar su comparabilidad. El levantamiento de los datos se realizó entre el período noviembre 2013-enero 2014. Cabe destacar que las preguntas del cuestionario comprenden actividades de innovación realizadas por las empresas durante los últimos dos años.

Análisis de datos. En relación a los procedimientos de análisis de los datos se llevaron a cabo los siguientes procedimientos de análisis estadísticos: 1) análisis de frecuencia para caracterizar a las empresas, 2) análisis factorial exploratorio de tipo componentes principales (ACP) para reducir la cantidad de variables interrelacionadas e identificar estructuras latentes o factores que explican el fenómeno en estudio. Si bien el número de casos es reducido, la adecuación de la muestra se estimó mediante el indicador KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) que arrojó resultados aceptables sobre 0,5 en ambos factoriales. Para asegurar la consistencia interna y validez de los factores obtenidos se calculó el coeficiente de Cronbach que logró en ambos factoriales puntuaciones sobre 0,7 que garantizan la confiabilidad interna del procedimiento. Cabe mencionar que todos los cálculos estadísticos se realizaron con el *software* SPSS versión 19, año 2010.

RESULTADOS

Características generales de las empresas. La muestra de empresas en estudio tuvo una composición heterogénea en cuanto a su tamaño. Dada la clasificación de empresas según su número de trabajadores¹: el 22,2 % correspondieron a empresas micro; 25,9 % pequeñas; 33,3 % medianas

y 18,5 % grandes. En relación a la edad de las empresas se obtuvo una antigüedad media de 12 años, donde un 66,7 % de las empresas presentó menos de 10 años de antigüedad. Respecto a sus trabajadores destacó la baja proporción de profesionales y técnicos que conforman las empresas. El porcentaje de profesionales y técnicos respecto del total de trabajadores de las empresas alcanzó al 15,4 % en las micro, 23,1 % en las pequeñas, 38,5 % en las medianas y un 23,1 % en las grandes, es decir, que a medida que las empresas crecieron y aumentaron su complejidad incorporaron un mayor número de profesionales y técnicos, excepto en las empresas grandes que cuentan con más de 200 trabajadores en donde la estandarización de procesos e incorporación de tecnologías provoca que la incorporación de personal altamente calificado tenga un incremento menor al de empresas de menor complejidad.

Actividades de innovación en producto. De acuerdo al Manual de Oslo las actividades innovadoras son “todas las operaciones científicas, tecnológicas, organizativas, financieras y comerciales que conducen efectivamente, o tienen por objeto conducir, a la introducción de innovaciones” (OCDE 2005). Específicamente en materia de innovación de producto, definidas como la introducción al mercado de un nuevo bien o servicio, el 56 % de las empresas declaró haber introducido nuevos productos al mercado. Sin embargo, solo el 15 % de esos productos o servicios fueron reconocidos como novedad para su mercado, el resto correspondieron a nuevos productos o servicios ofrecidos por la empresa pero preexistentes en el mercado. Cabe destacar, que un 83 % de las innovaciones de producto fueron desarrolladas por las empresas de forma individual, sin participación de otras empresas o instituciones.

Actividades de innovación en proceso. Se definen como la implementación de nuevas o mejoradas técnicas, soportes o métodos en procesos de producción o distribución de los bienes o servicios (OCDE 2005). En este ámbito el 40 % de las empresas afirmó haber introducido nuevos métodos de manufactura o producción, un 30 % introdujo nuevos métodos de logística o distribución, y solo un 20 % introdujo nuevos sistemas de soporte para compras, contabilidad o informática. Respecto al grado de novedad de las innovaciones de proceso, el 63,3 % declaró que son nuevas solo para la empresa y no para el mercado en el cual compete. Al igual que las innovaciones de producto, el 83 % de las innovaciones de proceso fueron desarrolladas por las empresas de manera individual y no asociativa.

Actividades de innovación organizacional. Se definen como decisiones estratégicas que se realizan por la empresa para el uso de nuevas metodologías en la práctica del negocio, organización del trabajo o manejo de relaciones externas (OCDE 2005). Este tipo de innovaciones tienen baja relevancia en las empresas madereras, en donde solo un 38 % implementaron innovaciones organizacionales.

¹ Micro (1-9 trabajadores), pequeñas (10-49), medianas (50-199 trabajadores) y grandes (200 o más trabajadores) según clasificación (que sigue el estándar OCDE) establecida en Ley N° 20416 del Ministerio Economía, Fomento y Reconstrucción, Gobierno de Chile.

Actividades de innovación en marketing. Se conceptualizan como la implementación de un nuevo concepto de *marketing* o estrategias en diseño, posicionamiento, promoción o tarificación no utilizadas con anterioridad en la empresa (OCDE 2005). Los resultados revelaron que este aspecto tiene escaso desarrollo en las empresas madereras, ya que, solo un 20 % de ellas introdujo nuevos métodos de mercadotecnia o comercialización de sus productos o servicios ofrecidos.

Esfuerzos de I+D, conocimiento y propiedad intelectual. Las iniciativas empresariales en materia de investigación y desarrollo tecnológico fueron escasas. Solo una empresa de la muestra afirmó contar con una unidad formal de I+D, y solo dos empresas ejecutaron algún proyecto de I+D durante los últimos dos años. Sin embargo, en adquisición de maquinarias y equipamiento se observó mayor actividad con un 46,7 % de las empresas que realizaron inversiones en compra de tecnologías, y un 24 % de empresas invirtieron en adquisición de conocimiento tecnológico externo en forma de patentes, licenciamientos o consultorías especializadas. En materia de propiedad intelectual no se registró ninguna iniciativa en torno a búsqueda, solicitudes u otorgamiento de patentes.

Incentivos estatales y cooperación empresarial. En estos dos aspectos la actividad que se constató es escasa o nula. Un 83,3 % de las empresas no conoce los instrumentos del estado para promoción de la innovación, y el 93 % no conoce la Ley de Incentivo Tributario en I+D. En cuanto a la asociatividad empresarial el 90% de las empresas no realizó ninguna actividad de cooperación para la innovación durante los últimos dos años.

Obstáculos para la innovación. En esta sección del cuestionario las empresas fueron confrontadas con una lista de

12 ítems que se consideraron obstáculos a la innovación sobre los cuales se les solicitó evaluar la relevancia de cada uno de ellos como barrera o desincentivo a la innovación. El análisis factorial exploratorio arrojó tres factores que resumen los obstáculos (cuadro 1).

Factor 1 Conocimiento y cooperación. El obstáculo más importante para la innovación, que explicó el 41 % de la varianza, dice relación con la ausencia de mecanismos que permitan a las empresas acceder a fuentes de conocimiento para innovación, tales como: personal experto, información sobre mercados y sobre tecnologías. Estos tres aspectos representaron inputs claves para el desarrollo de capacidades de innovación que generen ventajas competitivas para las empresas. La otra variable que se agrupó en este factor fue la baja disponibilidad de socios para la innovación, lo cual es consistente con los bajos niveles de asociatividad y cooperación detectados entre las empresas del sector.

Factor 2 Financiamiento. El segundo obstáculo que se obtuvo como resultado del análisis factorial, el cual explicó un 18,8 % de varianza, correspondió a la falta de disponibilidad de recursos financieros internos y externos para realizar actividades de innovación. Las empresas asumieron que innovar es caro y que no pueden cubrir los costos asociados a impulsar iniciativas de innovación.

Factor 3 Mercado concentrado. Finalmente se obtuvo un tercer factor, explicativo del 15 % de la varianza, que se denominó mercado concentrado, y aunque solo contiene un ítem se estimó relevante retenerlo porque apunta a la forma en cómo se ha ido estructurando el mercado forestal chileno durante las últimas décadas.

Efectos de la innovación. Para establecer las consecuencias de los esfuerzos innovativos que desarrollaron las em-

Cuadro 1. Obstáculos a la innovación.

Innovation barriers.

Ítem	Factor 1 “conocimiento y cooperación”	Factor 2 “financiamiento”	Factor 3 “mercado concentrado”
Falta de personal calificado	0,889		
Falta de información sobre los mercados	0,810		
Falta de información sobre la tecnología	0,741		
Dificultad en encontrar socios para innovación	0,638		
Falta de financiamiento externo a la empresa		0,920	
Falta de fondos propios		0,886	
Mercado dominado por empresas establecidas			0,883

Fuente: cálculos propios.

KMO: 0,586; Varianza total explicada: 77,8 %; Alpha de Cronbach: 0,714.

presas, se realizó un segundo análisis factorial exploratorio con ítems que indagaron sobre efectos de las innovaciones de producto, proceso, organizacionales y de marketing que implementaron las empresas. A partir de 14 ítems iniciales se obtuvieron dos factores que explican el 87,7 % de la varianza, tal como muestra a continuación el cuadro 2.

Factor 1 Optimización y mejoramiento. El primer factor obtenido, que explicó el 54,9 % de varianza, agrupó cuatro ítems relacionados con los efectos positivos en aquellas empresas que realizaron esfuerzos de innovación los cuales se reflejaron en aspectos tales como: reducción de costos y tiempos de respuesta, mejoramiento continuo en procesos de calidad y la adquisición de habilidades para innovación.

Factor 2 Crecimiento y comunicación. El segundo factor que se obtuvo agrupó dos ítems, que en conjunto explicaron el 32,7 % de varianza, los cuales estuvieron asociados a los efectos positivos de la innovación para la expansión de la empresa en el mercado, como también la mejora en los procesos de comunicación tanto al interior como el exterior de la empresa.

DISCUSIÓN

En términos generales los resultados muestran una baja intensidad de actividades de innovación dentro de las empresas madereras que se estudiaron. Aquellos indicadores que típicamente se emplean a nivel internacional para caracterizar la actividad innovadora como son gasto en investigación y desarrollo (I+D), o como iniciativas en propiedad intelectual, son prácticamente inaplicables para describir a las empresas en estudio. En cambio, los resultados permiten constatar que las empresas reconocen hacer innovaciones que son nuevas “solo para la empresa” pero preexistentes en el mercado, lo cual revela que el tipo de

innovación es más bien en incorporación de maquinarias, o mejoras en productos, procesos o servicios que sirven para aumentar la modernización o eficiencia de la empresa, sin embargo, no son novedosos para el mercado en el cual compiten. Este hecho revela un comportamiento innovador basado en la adopción de tecnologías y mejores prácticas, pero no en la investigación y desarrollo de soluciones tecnológicas desde adentro de la empresa hacia el mercado en el cual participan. Sin embargo, estos resultados son consistentes con la realidad de otras industrias exportadoras de la economía chilena que también muestran un comportamiento innovador imitativo que se sustenta en la importación y adopción de tecnologías desarrolladas en el extranjero (Moguillansky *et al.* 2006).

Otro aspecto que se desprende de los resultados es el bajo nivel de asociatividad del sector, en donde más allá de pertenecer a alguna agrupación empresarial, no se observan iniciativas conjuntas para el desarrollo de innovaciones. En contraposición, casi la totalidad de los esfuerzos en innovación corresponden a intentos empresariales individuales. Este hecho se muestra ampliamente estudiado en la literatura, donde se demuestra la importancia de cómo aprendizajes colectivos (Camagni y Capello 2002) y redes locales de conocimiento y colaboración (Brenner *et al.* 2011) operan como catalizadores hacia sistemas regionales de innovación y entornos próximos que mejoran el resultado competitivo de las empresas (Gordon y McCann 2005). En esta misma línea, los resultados mostraron el rol marginal que juegan las instituciones públicas e instrumentos de fomento a la innovación, a pesar que se consideran como factores claves en la literatura (Casper y van Waarden 2005).

En cuanto a los obstáculos para la innovación, en primer lugar, la falta de acceso y disponibilidad de personal especializado e información de frontera sobre tecnologías y mercados se explica por la ausencia de una infraestructura de conocimiento (Amin y Cohendet 2004), es decir, se

Cuadro 2. Efectos de la innovación.

Innovation effects.

Ítem	Factor 1 “optimización y mejoramiento”	Factor 2 “crecimiento y comunicación”
Reducir los costos por unidad producida	0,977	
Reducir el tiempo de respuesta al cliente y/o proveedor	0,867	
Mejorar la calidad de los bienes y/o servicios	0,846	
Mejorar habilidad para desarrollar nuevos productos o procesos	0,797	
Ingreso a nuevos mercados o crecimiento en el mercado actual		0,960
Mejorar la comunicación hacia el interior y exterior de la empresa		0,880

Fuente: cálculos propios.

KMO: 0,659; Varianza total explicada: 87,7 %; Alpha de Cronbach: 0,795.

evidencia un escaso vínculo con entidades de apoyo como Universidades y Centros de I+D intensivos en innovación que brinden soporte e *inputs* en ciencia, tecnología, innovación y diseño a las empresas del sector. En segundo lugar, se evidencia el problema del financiamiento como obstaculizador a la innovación, lo cual radica en la noción de que innovar tiene un elevado costo que las empresas no están dispuestas a asumir. Esto contrasta con la creciente inversión que realiza el Estado con orientación a la creación de nuevos instrumentos e incentivos de apoyo a la innovación, los cuales no son ni siquiera conocidos por las empresas, generándose una importante brecha de información y uso de apoyo a la innovación entre el estado y las empresas madereras. En cuanto al tercer obstaculizador, el alto nivel de concentración del mercado constituye un rasgo ampliamente reconocido del sector forestal chileno. A modo de ejemplo, 21 grandes aserraderos concentran 62 % de la producción total mientras que el 38 % restante lo producen 919 aserraderos (INFOR 2014). En este sentido la concentración del mercado no es un problema en sí mismo para la innovación, de hecho existe evidencia sobre el efecto positivo que produce la existencia de grandes empresas consideradas líderes o “tractoras” dentro de un *cluster* de empresas (Porter 2000), sino que el desafío consiste en cómo las grandes empresas que dominan el mercado promueven la sofisticación de la competencia empresarial, la circulación de flujos de conocimiento, y actividades de cooperación más estrechas que desencadenen innovaciones.

En términos generales, las empresas que realizaron esfuerzos de innovación manifestaron una evaluación positiva de los efectos de la innovación para la empresa, atribuyéndoles incluso causalidad sobre los resultados obtenidos en optimización de procesos, mejoramiento en calidad de productos y nuevas capacidades para innovar. Si bien no existen evidencias suficientes para establecer dicha causalidad, por ejemplo, en términos de ventas anuales, resulta relevante la valoración positiva que las empresas tienen sobre la innovación y su efecto en el resultado competitivo de la empresa, hecho que podrían tener una influencia como catalizador de cambio en la cultura empresarial poco proclive a la innovación que predomina en el sector forestal. Adicionalmente, un segundo efecto positivo de la actividad innovadora está asociado al crecimiento en el mercado y mejoramiento en los procesos de comunicación interna y externa, los cuales complementan la idea de que proyectos de innovación en productos, procesos o servicios implican esfuerzos organizacionales de alineamiento del equipo humano de la empresa para lograr efectivamente a los cambios que se pretenden generar. Esto último, muestra que la innovación no es solo un asunto de hardware, sino que también tiene relación con aspectos tales como cultura empresarial, liderazgo, comunicación humana y gestión del conocimiento de las personas como un capital intangible. No obstante, estos elementos considerados “blandos” son complejos de cuantificar, y resultan fundamentales para el éxito o fracaso de la inversión en innovación.

CONCLUSIONES

La identificación de factores que operan como obstáculo a la innovación y los efectos de las actividades empresariales en materia de innovación que revela este estudio, aportan nuevas luces para explicar el escaso interés, pocas iniciativas de inversión y baja cooperación dentro de la industria primaria de la madera, orientados a generar una nueva dinámica industrial de mayor sofisticación y agregación de valor a la madera y sus derivados. Desde la intervención del Estado, un camino posible para revertir esta situación es avanzar en el diseño de nuevos mecanismos institucionales y políticas de nivel meso-regional con foco en asociatividad y fortalecimiento del capital social entre empresas, que superen los esfuerzos de innovación empresarial exclusivamente individuales y permitan avanzar hacia el desarrollo de infraestructuras de cooperación y conocimiento que dinamicen las posibilidades de innovación y desarrollo tecnológico en la industria de transformación de la madera.

AGRADECIMIENTOS

El autor agradece la generosa colaboración prestada por el equipo ejecutivo de la Corporación Chilena de la Madera (CORMA) en la región del Maule para el contacto con las empresas, levantamiento de información en terreno y facilitar el uso de datos con fines académicos.

REFERENCIAS

- Akim E, N Burdin, A Petrov, L Akim. 2014. Russia in the Global Forest Sector. In Hansen E, R Panwar, R Vlosky eds. The Global Forest Sector: Changes, Practices, and Prospects. Boca Raton, FL. CRC Press. p. 185-201.
- Amin A, P Cohendet. 2004. Architectures of Knowledge: Firms, Capabilities, and Communities. Oxford, UK. Oxford University Press. 200 p.
- Brenner T, U Cantner, D Fornahl, M Fromhold-Eisebith, C Werker. 2011. Regional innovation systems, clusters, and knowledge networking. *Papers in Regional Science* 90(2): 243-249.
- Bull L, I Ferguson. 2006. Factors influencing the success of wood product innovations in Australia and New Zealand. *Forest Policy and Economics* 8(7): 742-750.
- Camagni R, R Capello. 2002. Milieux Innovateurs and Collective Learning: From Concepts to Measurement. In Acs ZJ, HLFd Groot, P Nijkamp eds. The Emergence of the Knowledge Economy. Berlin, Germany. Springer. p. 15-45.
- Casper S, F van Waarden. 2005. Innovation and Institutions: a multidisciplinary review of the study of innovation systems. Cheltenham, UK. Edward Elgar Pub. 307 p.
- Cimoli M, G Dosi. 1995. Technological paradigms, patterns of learning and development: An introductory roadmap. *Journal of Evolutionary Economics* 5(3): 243-268.
- Edquist C. 2011. Design of innovation policy through diagnostic analysis: Identification of systemic problems (or failures). *Industrial and Corporate Change* 20(6): 1725-1753.

- Freeman C. 1994. The economics of technical change. *Cambridge Journal of Economics* 18 463-514.
- Gordon IR, P McCann. 2005. Innovation, agglomeration, and regional development. *Journal of Economic Geography* 5(5): 523-543.
- Hammett AL, RL Youngs. 2002. Innovative Forest Products and Processes: Meeting Growing Demand. *Journal of Forestry* 100(4): 6-11.
- Hansen E, E Nybakk, R Panwar. 2014. Innovation Insights from North American Forest Sector Research: A Literature Review. *Forests* 5(6): 1341-1355.
- INFOR (Instituto Forestal, CL). 2014. Anuario Forestal. Santiago, Chile. INFOR. 159 p. (Boletín Estadístico N°144).
- Jaramillo H, G Lugones, M Salazar. 2001. Manual de Bogotá. Normalización de Indicadores de Innovación Tecnológica en América Latina y el Caribe. Bogotá, Colombia. RICYT/OEA/CYTED. 106 p.
- Lundvall BA. 1988. Innovation as an interactive process: from user-producer interaction to the national system of innovation. In Dosi G, C Freeman, RR Nelson, G Silverberg, L Soete eds. Technical change and economic theory. London, UK. Pinter Publishers. p. 349-369.
- Moguillansky G, JC Salas, G Carens. 2006. Capacidad de innovación en industrias exportadoras de Chile: la industria del vino y la agroindustria hortofrutícola. Serie Comercio Internacional N°79. Santiago, Chile. CEPAL. 72 p.
- Nelson RR, S Winter. 1982. An evolutionary theory of economic change. Cambridge, MA. Belknap Press. 454 p.
- OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos, FR). 2005. Manual de Oslo: Propuesta de guía para recoger e interpretar datos sobre innovación tecnológica. Tercera edición. Madrid, España. OCDE/EUROSTAT-TRAGSA. 193 p.
- Porter ME. 2000. Location, Competition, and Economic Development: Local Clusters in a Global Economy. *Economic Development Quarterly* 14(1): 15-34.
- Rosenberg N, P Ince, K Skog, A Platinga. 1990. Understanding the adoption of new technology in the forest products industry. *Forest Products Journal* 40(10): 15-22.
- Schaan S, F Anderson. 2002. Innovation in the forest sector. *The Forestry Chronicle* 78(1): 60-63.
- Schumpeter J. 2006. History of Economic Analysis. London, UK. Taylor & Francis. 1283 p.
- Song Y, G Wang, WR Burch, MA Rechlin. 2004. From innovation to adaptation: lessons from 20 years of the SHIFT forest management system in Sanming, China. *Forest Ecology and Management* 191(1-3): 225-238.
- Stendahl M, A Roos. 2008. Antecedents and barriers to product innovation – a comparison between innovating and non-innovating strategic business units in the wood industry. *Silva Fennica* 42(4): 659-681.
- Vega A, L Romero. 2006. Innovación Tecnológica Forestal, Desarrollos y Desafíos Científico-Tecnológicos en Chile. *Journal of Technology Management & Innovation* 1(4): 71-82.

Recibido: 10.11.16
Aceptado: 01.12.16

Patrón espacial y métodos de muestreo para *Bertholletia excelsa* (castaña de Pará) en la Mesorregión del Bajo Amazonas, estado de Pará, Brasil

Spatial pattern and sampling methods for Brazil nut tree in the mesoregion of the Lower Amazon, state of Para, Brazil

Diego dos Santos Vieira **, Marcio Leles Romarco de Oliveira ^a, João Ricardo Vasconcelos Gama ^b, Evandro Luiz Mendonça Machado ^a, Eric Bastos Görgens ^a

*Autor de correspondencia: ^aFederal University of Jequitinhonha and Mucuri Valleys, Department of Forestry, Diamantina, Brazil, tel.: 55-93-991973755, diegovieir4@gmail.com

^bFederal University of Para West, Department of Forestry, Santarém, Brazil.

SUMMARY

The aim of this study was to analyze the spatial pattern and sampling methods for *Bertholletia excelsa*. The inventory of exploration, by mapping Cartesian coordinates of all trees with dbh ≥ 20 cm, was carried out in an area of 1,000.31 ha. For the definition of the diametric structure, multivariate techniques were used: cluster and discriminant analysis. To analyze the spatial patterns, individuals were grouped into three levels: population, young individuals and adults; being the random deviation defined by the Ripley's K function. The forest inventories were simulated with a simple random sampling, systematic and adaptive, taking into account plots of 2,500 m², with a sampling intensity of 15 % and an error range of 10 %. Comparisons between sampling methods were performed for the accuracy and precision. Four hundred and forty six trees were registered, of which 59 were young individuals and 387 were adults. A low number of trees in the early stages and a high number of individuals in the intermediate classes characterize the diametric structure. The spatial pattern of the adult population was aggregated, while the young individuals were randomly distributed. Systematic sampling is the best procedure to estimate the total number of individuals of *B. excelsa*; however, there is a need to investigate the effect of aggregation and size of the largest plots of 0.25 hectares on the estimates of adaptive cluster sampling.

Key words: adaptive cluster sampling, Ripley's K function, Amazon.

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue analizar el patrón espacial y los métodos de muestreo para *Bertholletia excelsa*. El inventario de exploración, con mapeo de coordenadas cartesianas de los árboles con dbh ≥ 20 cm, se llevó a cabo en un área de 1.000,31 ha. Para la definición de la estructura diamétrica se utilizaron técnicas multivariadas: análisis de conglomerado y discriminante. Para analizar los patrones espaciales, los individuos fueron agrupados en tres niveles: población, jóvenes y adultos, siendo la desviación de aleatoriedad definida por la función K de Ripley. Fueron simulados los inventarios forestales con el muestreo aleatorio simple, sistemático y adaptativo, teniendo en cuenta las parcelas de 2.500 m², con una intensidad de muestreo del 15 % y un margen de error de 10 %. Las comparaciones entre los métodos de muestreo se realizaron por exactitud y precisión. Se registraron 446 árboles, de los cuales 59 individuos eran jóvenes y 387 eran adultos. La estructura diamétrica se caracterizó por un bajo número de árboles en los primeros grados y un alto número de individuos en las clases intermedias. El patrón espacial de la población y de los adultos fue agregado, mientras que los menores fueron distribuidos al azar. El muestreo sistemático fue el mejor procedimiento para estimar el número total de individuos de *B. excelsa*, sin embargo, hay necesidad de investigar el efecto de agregación y el tamaño de las parcelas mayores de 2.500 m² sobre los estimadores de muestreo adaptativo por conglomerados.

Palabras clave: muestreo adaptativo por conglomerados, función K de Ripley, Amazonas.

INTRODUCCIÓN

La valoración de los recursos forestales, limitados a la producción de madera, ha sido modificada en el escenario macroeconómico, llegando a ser cada vez más presente el interés en otros productos y beneficios (Bruzina *et al.* 2013). Los productos forestales no madereros son, alter-

nativamente, uno de los grupos más prometedores desde el punto de vista del mercado, gracias a su cantidad, su versatilidad, su variedad de usos y su diferenciación de otros productos básicos. Entre las especies de valor en la Amazonía, que se caracterizan por no tener gran potencial maderable, destaca *Bertholletia excelsa* Bonpl. (castaña de Pará), por su importancia social, ecológi-

ca y económica por su fruto para la región amazónica (Salomão 2009).

La castaña de Pará es uno de los productos forestales no madereros más conocidos y consolidados en los mercados nacional y de exportación, constituyendo la única colecta de semillas en cultivos individuales que se venden en mercados extranjeros, realizada casi exclusivamente en los bosques tropicales primarios (Peres *et al.* 2003). Además, es una especie clave para el desarrollo socioeconómico de las comunidades y el mantenimiento de los beneficios directos e indirectos de los bosques (Tonini 2013). Sin embargo, la gestión del bosque *B. excelsa* en la Amazonia oriental no es todavía una realidad, dándose la recolección de semillas sin un previo desarrollo de un plan de manejo forestal sostenible.

La preparación de un plan de manejo forestal sostenible es fundamental para lograr el censo forestal de las especies a ser administradas, con el fin de obtener una estimación fiable del número de árboles por especie y el seguimiento del origen de los productos con el fin de tener una mayor transparencia de las actividades y facilitar la inspección de las agencias ambientales y certificadoras (Alechandre *et al.* 2007). Sin embargo, inspeccionar a todos los individuos en el área de gestión no es factible debido al tiempo y los recursos limitados, lo que hace necesario el uso de metodologías de muestreo precisas, representativas y económicamente viables (Tonini 2013)

El interés del uso y el comercio de este producto crece junto con la necesidad de investigar sobre la cuantificación de las especies, dado que hay pocos estudios que tratan de definir los sistemas de muestreo para las especies no maderables en la Amazonia (Wong *et al.* 2001). Las características comunes a las especies no maderables, tales como la estacionalidad, la movilidad, la necesidad de cuantificar mediante métodos no destructivos, y especialmente, su rareza y agrupamiento, dificultan la utilización de técnicas tradicionales de muestreo (Vieira 2015). Sin embargo, Thompson (1990) y Thompson y Seber (1996) introdujeron una metodología de muestreo especializada para las poblaciones raras y agrupadas, denominada muestreo por conglomerado adaptativo. La técnica utiliza la información sobre los valores observados para tener más éxito en la recopilación de las unidades de una población rara, lo que aumenta la eficiencia de estimación, pues se espera que sea más probable encontrar un elemento raro en la proximidad del otro elemento cuando la población es agregada.

Según Christman (2000) y Smith *et al.* (2004), el muestreo adaptativo por conglomerado es una de las mejores técnicas para ser aplicada en el contexto de las poblaciones raras y agrupadas. Por lo tanto, teniendo en cuenta la rareza de las características y la agregación de las especies no maderables, el objetivo de este estudio es evaluar el patrón espacial y los métodos de muestreo para estimar el número de árboles por hectárea de una población de *B. excelsa* en la mesorregión del Bajo Amazonas en el estado

de Pará, Brasil. La principal hipótesis que se plantea es que el muestreo adaptativo por conglomerados es el mejor procedimiento para estimar el número total de individuos de *B. excelsa*. Adicionalmente, se espera que el patrón espacial de la especie sea agregado debido su síndrome de dispersión por medio de la gravedad.

METODOS

Área de estudio. El estudio se realizó en la unidad de producción anual N° 8, en la Unidad de Manejo Florestal Samambaia (1.000,31 ha), que pertenece a la Cooperativa Mixta de la Floresta Nacional de Tapajós (COOMFLO-NA). El clima de la región, según la clasificación de Köppen, corresponde al tipo Am_i, con una temperatura y una precipitación anual de 25,5 °C y 1.820 mm, respectivamente. El relieve es ligeramente accidentado y presenta una topografía que van desde suaves ondulaciones a ondulada, con un predominio de Latosol Amarillo Distrófico. La vegetación está clasificada como Bosque Ombrófilo Denso de Tierra Firme, que se caracteriza por el predominio de los grandes individuos arbóreos y la abundancia de lianas leñosas, palmas y epífitas (Veloso *et al.* 1991).

Recolección de datos. Se realizó un inventario, con el mapeo de los individuos en coordenadas cartesianas (X,Y). La unidad de producción anual se dividió en diez unidades de trabajo de 100 hectáreas cada una (1.000 x 1.000 m). Para facilitar la numeración y el mapeo de los representantes de las especies en cada unidad de trabajo, se abrieron cortes paralelos en la dirección norte-sur, distantes por 50 m entre sí. En los cortes fueron colocados marcadores cada 25 m, con su respectiva medida en relación al origen, para efectuar el posterior registro de coordenadas de cada árbol. La coordenada X de cada individuo se obtuvo a través del número del corte y la distancia de cada árbol en relación a ella.

Aunque el inventario ha considerado todas las especies comerciales con un diámetro de 1,30 m por encima del suelo (dap) mayor o igual a 20 cm, se seleccionó la especie *B. excelsa*. Contando con las coordenadas de todos los individuos, se produjo un mapa dividido en 4.000 unidades de la muestra con 2.500 m² (0,25 ha) de cada área, utilizando las muestras de las simulaciones. La identificación de la presencia de árboles de la especie en las muestras se realizó utilizando las coordenadas X e Y de los árboles con los límites de cada unidad de la muestra.

Distribución diamétrica. Para determinar la estructura diamétrica de la comunidad, se adaptó el procedimiento propuesto por Souza *et al.* (2003), utilizado para establecer los estratos de altura total. El uso de este método ocurrió debido a la falta de criterios para la determinación de la amplitud de las clases dimétrica, además de ser una nueva forma de evaluar la distribución del diámetro. Inicialmente se organizaron, en orden creciente de diámetro, todos los individuos clasificados en las clases con una amplitud de

1 cm. Posteriormente se elaboró una matriz D de datos del diámetro, donde cada variable de esta matriz representa el diámetro del árbol i -ésimo en la clase de diámetro j -ésimo. La matriz D fue la entrada al análisis de conglomerados y discriminante. La distancia euclidiana y el método de Ward se utilizaron para definir los grupos constituidos por clases de 1 cm de diámetro, llamadas clases diamétricas. Sobre el dendrograma resultante de este análisis fue trazada una línea de corte, a fin de elaborar una serie coherente de clases diamétricas. Para hacer la distinción y la clasificación de las clases diamétricas, se utilizó el análisis discriminante.

Se probaron seis funciones para la densidad de probabilidad para la obtención de las distribuciones de frecuencia de los árboles en cada clase de diámetro. Las funciones correspondientes a distribuciones ajustadas fueron Weibull-2P, Weibull-3P, Gama, Normal, Logística, Lognormal. Los parámetros de las funciones Weibull-2P y Weibull-3P fueron obtenidos por el método de máxima verosimilitud, mientras que los demás fueron ajustados por el método de los momentos. Para evaluar la calidad del ajuste, se utilizó la adhesión de Kolmogorov-Smirnov (K-S), en el 99 % de probabilidad.

Rareza numérica y patrón espacial. Como criterio de rareza numérica, se consideró que si la especie posee un individuo por hectárea sería considerada una especie rara (Soares *et al.* 2009). Para definir el patrón espacial fue seleccionada la función $K(s)$ de Ripley (1979), aplicada a la población, y dos subgrupos demográficos: los adultos reproductivamente maduros ($dap \geq 50$ cm) y los jóvenes ($dap < 50$ cm) (Wadt *et al.* 2005). De una manera simplificada, se define el radio de un círculo de 5 m centrado en cada árbol, donde se contó el número de vecinos presentes en el área de este círculo. Variando el radio s a una distancia máxima de 2.000 metros, se detectó el patrón espacial de la especie en diferentes escalas de distancia.

Se produjeron casos especiales en que los árboles estaban cerca del borde de la zona, ya que, como la función $K(s)$ es acumulativa y son calculadas todas las distancias entre todos los puntos, los árboles cercanos con un radio mayor al límite del mapa no podían ser interpretados como si no tuvieran vecinos. Los vecinos existían, pero por estar fuera de los límites de la zona no fueron contados. Por lo tanto, el número de árboles vecinos de los árboles cerca de los límites del mapa sería menor que para el otro, causando un sesgo en el estimador de la función $K(s)$. Por consiguiente, se utilizó un estimador de la función $K(s)$ con la corrección del límite isotrópico, conforme a lo descrito por Ripley (1979) [1].

$$\hat{K}(s) = \frac{1}{\hat{\lambda}n} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_i^{-1}(X_i, X_j) I(\|X_i - X_j\| \leq s) \text{ para } i \neq j \text{ e } s > 0 \quad [1]$$

donde n = número de árboles en la región de estudio; x_i e x_j = coordenadas de los puntos del mapa; $\|x_i - x_j\|$ distancia

euclidiana entre localizadores x_i e x_j ; s = vector arbitrario de distancias; $\hat{\lambda}_n = n/A$ = número de árboles dividido por el área de la región de estudio, siendo un estimador no sesgado de la intensidad del proceso; $W_i(x_i, x_j)$ = función de corrección del límite isotrópico, que representa la proporción de la circunferencia con su centro en x_i y con radio $\|x_i - x_j\|$ que está fuera de cualquier polígono convexo; y $I(U)$ = función indicadora que asume el valor 1 cuando la condición U es verdadera y cero cuando es falsa.

Para analizar los datos de forma gráfica, fueron construidos intervalos (*envelopes*) de confianza mediante 1.000 simulaciones de Monte Carlo, realizadas por medio del modelo de Completa Aleatoriedad Espacial (CAE). Luego, se calculó la función $K(s)$ para los resultados de las simulaciones, almacenándose los valores mínimos y máximos de la estimación de $K(s)$ que se utiliza para generar intervalos de confianza con una probabilidad de 99 %. Para facilitar el análisis, los valores de la función $K(s)$ fueron transformados a $L(s)$ [2] y se distribuyen de forma gráfica donde los ejes de abscisas y ordenadas representan respectivamente, las distancias s acumuladas y los valores transformados de la función de $K(s)$.

$$\hat{L}(s) = \sqrt{\frac{\hat{K}(s)}{\pi}} - s \quad [2]$$

Como resultado, se obtuvieron los intervalos de confianza identificadas por dos líneas punteadas, una positiva y una negativa. Si los valores observados de $L(s)$ están dentro del intervalo construido, el patrón espacial es aleatorio, de lo contrario se rechaza la hipótesis nula de completa aleatoriedad espacial y se asume que el patrón espacial de los individuos es agregado cuando pasa por encima del límite superior del intervalo, y regular, al pasar el límite inferior (Ripley 1979).

Procedimiento de muestreo. Se utilizaron tres procedimientos de muestreo: muestreo aleatorio simple sin reemplazo de unidades de muestra; muestreo sistemático con aleatoriedad solamente en el primer tramo y los demás distribuidos de manera equidistante; y el muestreo adaptativo por conglomerado, con inclusión de la condición determinada por la presencia de al menos un individuo ($y_i \geq 1$) de la especie (Thompson y Seber 1996). Para todas las alternativas se utilizó una intensidad de muestra de 15 %.

En el muestreo adaptativo por conglomerado fueron simulados cuatro procedimientos diferentes: el muestreo adaptativo por conglomerados tradicional por precariedad (MAC-T); muestreo adaptativo por conglomerados tradicionales en bandas (MAC-TF), muestreo adaptativo por conglomerados modificados por precariedad (MAC-M) y muestras de adaptación de conglomerados modificados en bandas (MAC-MF). Se entiende por “conglomerado tradicional” al conjunto de parcelas constituido por una unidad de red y cuatro unidades fronterizas dispuestas en el norte, sur, este y oeste; “conglomerados modificados” como un

conjunto constituido por un conglomerado tradicional más cuatro unidades borde situadas en las diagonales de la unidad de red; y “por precariedad” y “en banda” como el modo en que las unidades de red fueron simuladas (figura 1). En estos métodos de muestreo, las unidades de muestreo que no cumplieran con los criterios de inclusión fueron consideradas un conglomerado.

Para MAC-T y MAC-M fueron utilizadas como muestras iniciales las mismas unidades seleccionadas del muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático (Soares *et al.* 2009), mientras que los grupos de MAC-TF y MAC-MF se simularon en bandas distribuidas sistemáticamente en la unidad de producción anual. Las bandas fueron simuladas considerando dos caminos presentes en la zona que divide la unidad de producción anual en dos transectas de 1.000 x 3.000 m y 1.000 x 4.000 m, dispuestas en paralelo. En cada uno de los transectas las bandas fueron simuladas a 250 y 750 m del margen de la carretera con una longitud relacionada al tamaño de cada transecta.

En muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático se distribuyeron 600 unidades de muestreo en toda la zona, dispuestas en un sentido de norte a sur. Para las alternativas de muestreo aleatorio simple, muestreo sistemático, MAC-T y MAC-M se realizaron 30 simulaciones (Cochran 1977), mientras que MAC-TF y MAC-MF se simularon una sola vez, ya que se refieren a los procedimientos para llevar a cabo la búsqueda de los individuos de la especie en las bandas simuladas, de esta manera las estimaciones de la media para todas las simulaciones fueron iguales.

Análisis de muestras. Independientemente del procedimiento de muestreo, se calcularon para cada simulación las estimaciones promedio del número de individuos por hectárea, la varianza media, error estándar de la media de error de muestreo, los intervalos de confianza y precisión. En la estimación de la media y la varianza de la media de muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático se utilizaron estimadores comúnmente utilizados y descritos por Shiver y Borders (1996). Con el fin de cuantificar la intensidad de muestreo necesario para obtener errores menores que el 10 % se calculó para los métodos muestreo aleatorio simple e muestreo sistemático o dimensionamiento de la muestra (Shiver y Borders 1996). Para el muestreo adaptativo por conglomerado, el promedio de las estimaciones [3] y la varianza media [4] fueron obtenidos por los estimadores modificados de Hansen-Hurwitz (Hansen y Hurwitz 1943, Thompson 1990), calculados por las siguientes expresiones:

$$\bar{Y}_{HH^*} = \left(\frac{1}{n_1} \sum_{i=1}^{n_1} w_i \right), \text{ sendo } w_i = \frac{\sum_{i=1}^m y_i}{m_i} \quad [3]$$

$$S_{\bar{Y}_{HH^*}}^2 = \frac{N - n_1}{N n_1 (n_1 - 1)} \sum_{i=1}^{n_1} (w_i - \bar{Y}_{HH^*})^2 \quad [4]$$

en donde: \bar{Y}_{HH^*} = estimador de Hansen-Hurwitz modificado para la media de individuos por unidad de muestra; $S_{\bar{Y}_{HH^*}}^2$ = estimador de Hansen-Hurwitz modificada para la varianza

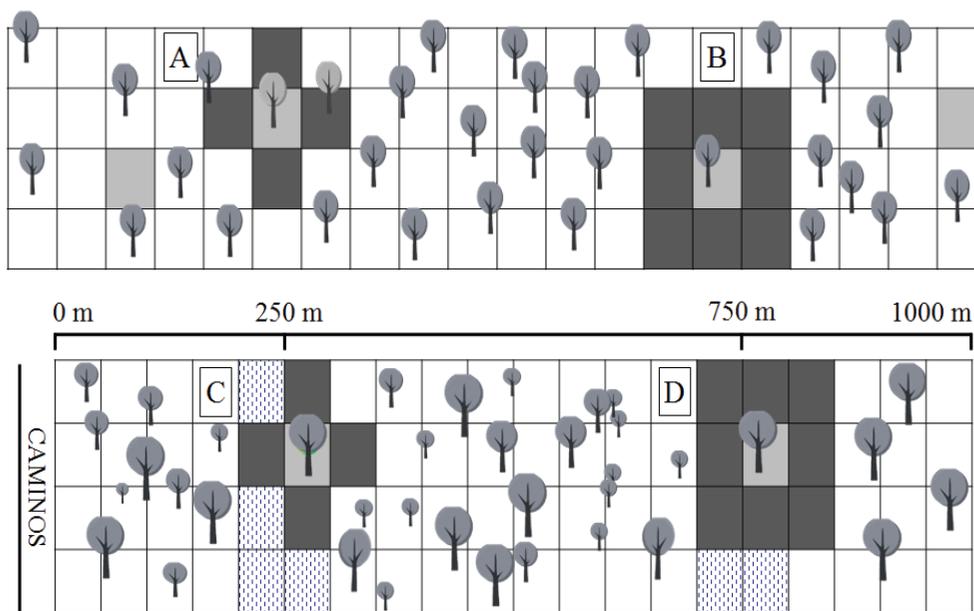


Figura 1. Ilustración de los conglomerados. A = conglomerado tradicional por precariedad; B = conglomerado modificado por precariedad; C = conglomerado tradicional en bandas; D = conglomerado modificado en bandas.

Illustration of the conglomerates. A = traditional conglomerate by randomization; B = modified conglomerate by randomization; C = traditional conglomerate in bands; D = modified conglomerate in bands.

media; N = número total de unidades de la muestra en la población; n_i = número inicial de unidades de la muestra; m_i = número de unidades de red; w_i = media de las m_i observaciones de la i -ésima red; e y_i = número de individuos de la especie en la i -ésima unidad de muestra.

La comparación entre el muestreo estimado se realizó por medio de la precisión y exactitud. Los cálculos se realizaron utilizando el *software* R versión 3.1.2, siendo la función $K(s)$ estimada a través del paquete Splanx.

RESULTADOS

Estructura diamétrica y espacial. En la encuesta de prospección se registraron 446 individuos (0,446 árboles ha^{-1}) de los cuales 59 (0,059 árboles ha^{-1}) son individuos jóvenes en edad no reproductiva y 387 (0,387 árboles ha^{-1}) son adultos reproductivamente maduros. Los daps mínimo y máximo muestreados fueron de 23,9 a 190,9 cm, respectivamente, para un diámetro medio de $79,6 \pm 25,1$ cm. Teniendo en cuenta el dendrograma con la línea de corte a nivel de homogeneidad del 50 %, fueron registrados 22 grupos homogéneos y distintos (clases diamétricas), con una amplitud de 7,9 cm para las 20 clases iniciales y 3,9 y 4,1 cm para las dos últimas clases, respectivamente (figura 2). La disposición de los árboles individuales con amplitud de 1 cm permitió agrupar secuencialmente, en orden ascendente, las clases diametrales. El uso del análisis discriminante entre las clases diamétricas obtenidas en el análisis de conglomerados mostró diferencias significativas ($F = 21,147$), con valores estadísticos Wilk's Lambda cercanos a cero, evidenciando que el 100 % de las clases diamétricas fueron clasificadas correctamente.

A partir del análisis visual del histograma de frecuencias, se observó que la especie tiene un bajo número de individuos en las clases diamétricas más bajas y elevada frecuencia en las clases intermedias, con una reducción significativa en dirección a las mayores clases diamétricas (figura 2). Desde un punto de vista estadístico, este comportamiento puede describirse por las funciones de Weibull-2P ($D_{calc} = 0,036$; $D_{tab} = 0,076$), Gama ($D_{calc} = 0,038$; $D_{tab} = 0,076$), Normal ($D_{calc} = 0,046$; $D_{tab} = 0,076$) e Weibull-3P ($D_{calc} = 0,055$; $D_{tab} = 0,076$), que fueron estadísticamente similares a la distribución observada. Por otra parte, la función normal logarítmica ($D_{calc} = 0,138$; $D_{tab} = 0,076$) se demostró inadecuada para describir la distribución del diámetro de la población. Para tomar la decisión de elegir la mejor función, fueron trazadas las curvas de frecuencia estimadas sobre los histogramas de las frecuencias observadas, que permitirán constatar la tendencia a subestimar el número de árboles en las clases diamétricas intermedias.

Sobre la base de la aplicación de la función $K(s)$ de Ripley, se encontró que el patrón espacial de la población no cumple con la hipótesis nula de completa aleatoriedad espacial, lo que indica que hay un patrón espacial predominantemente agregado (figura 3). Los valores de $L(s)$ se incrementaron hasta 900 m, y a partir de allí la curva asumió un comportamiento decreciente, lo que demuestra que el tamaño de los grupos dentro de la unidad de producción anual fue de hasta 900 m y después de esa escala los grupos son menos nítidos. Cuando se analizaron por separado, se añadieron los adultos maduros en etapa reproductiva, mientras que los juveniles no reproductivos tendían a la aleatoriedad en distancias de menos de 1.400 m, a partir de los cuales fueron predominantemente agregados.

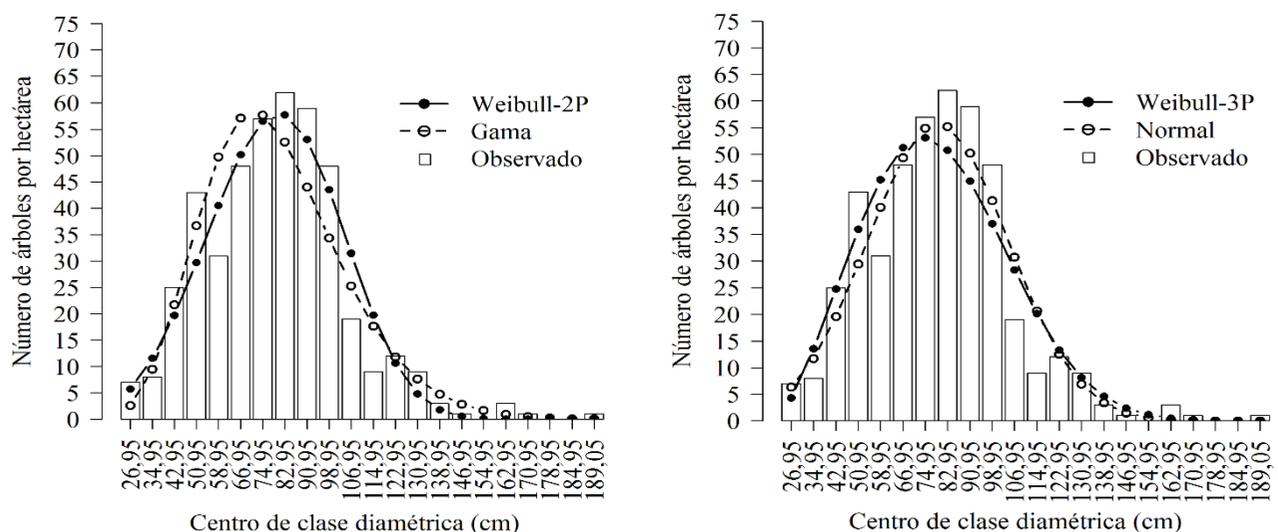


Figura 2. Distribución diamétrica observada y estimada por las cuatro principales funciones de densidad y probabilidad, utilizando métodos multivariados.

Diameter distribution observed and estimated by the four best functions of density and probability, using multivariate methods.

Métodos de muestreo. Los procedimientos de muestreo aleatorio simple y sistemático tenían valores bajos de precisión, sin embargo, fueron más exactos que los métodos adaptativos (cuadro 1). Aunque en estos métodos se ha identificado una tendencia a sobreestimar el número total

de árboles por hectárea, se encontró que la media estaba dentro de los intervalos de confianza estimados para muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático (figura 4), lo que indica que estos métodos se pueden utilizar para estimar la densidad de individuos de *B. excelsa*.

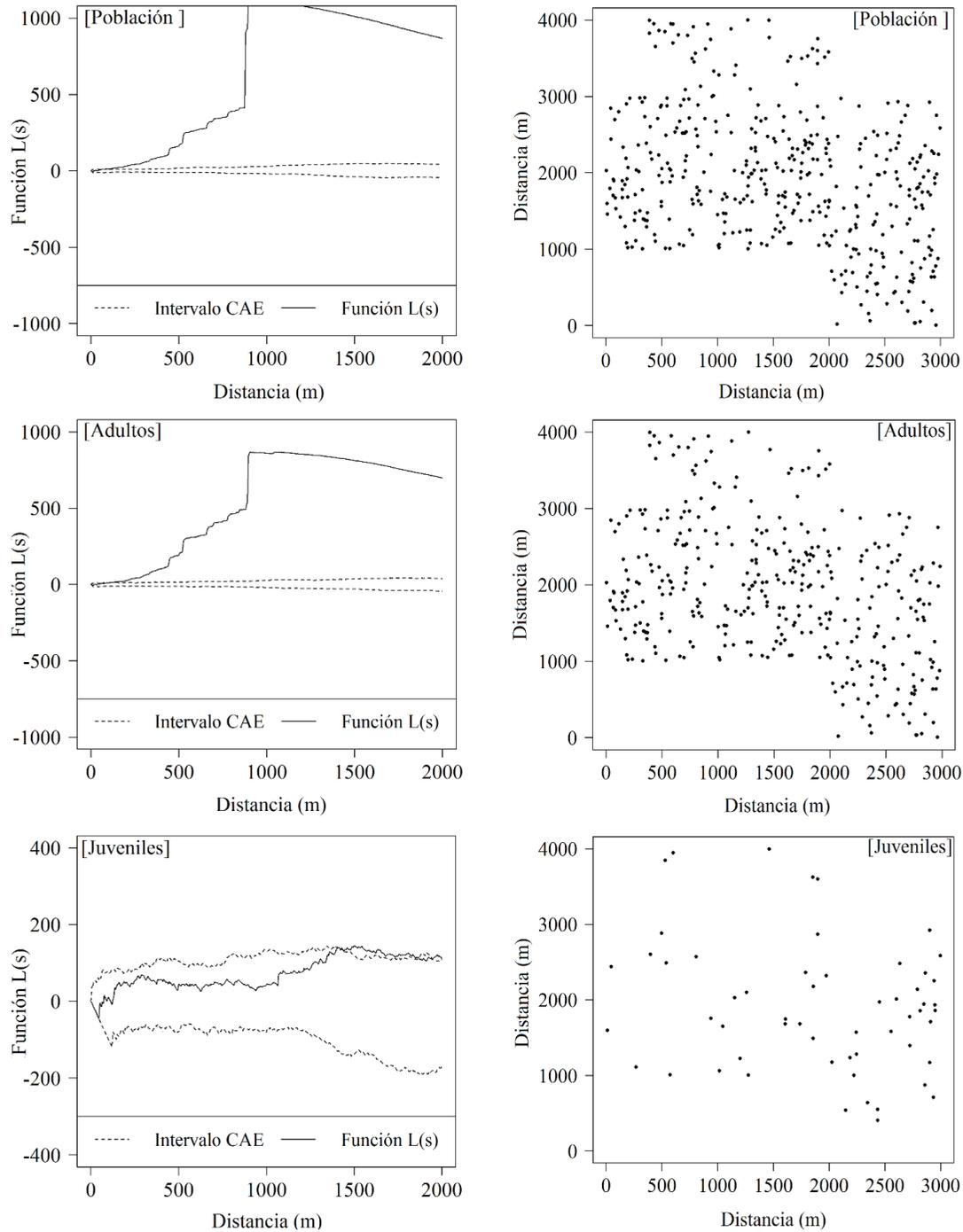


Figura 3. Patrón de distribución espacial de la población y las clases demográficas juveniles y adultas en el Bosque Nacional de Tapajós, estado de Pará.

Spatial distribution pattern for population and demographic classes, juveniles and adults, in the Tapajós National Forest, state of Pará.

Cuadro 1. Promedio estimado de 30 simulaciones para los diferentes métodos de muestreo.

Average estimate of 30 simulations for different sampling methods.

Alternativas de muestreo	\bar{Y}	$S^2_{\bar{y}}$	$S_{\bar{y}}$	$\pm E$	$\pm E_{\%}$	\hat{Y}	$ Exa_{\%} $
MAS	0,457	0,0032	0,0538	0,1057	23,3	457,1	9,95
MS	0,454	0,0025	0,0501	0,1035	22,9	454,2	5,35
MAC-T	0,276	0,0001	0,0110	0,0217	7,9	276,0	38,13
MAC-M	0,174	0,0001	0,0081	0,0159	9,2	174,1	60,96
MAC-TF	0,726	0,0001	0,0085	0,0167	2,3	720,6	62,71
MAC-MF	0,311	0,0001	0,0087	0,0170	5,4	311,2	30,22

\bar{Y} = media del número de individuos por hectárea; $S^2_{\bar{y}}$ = varianza de media $S_{\bar{y}}$ = error estándar de la media; $\pm E$ = error estándar absoluto; $\pm E_{\%}$ = de error de muestreo, en porcentaje; \hat{Y} = total estimado; $|Exa_{\%}|$ = precisión en módulo.

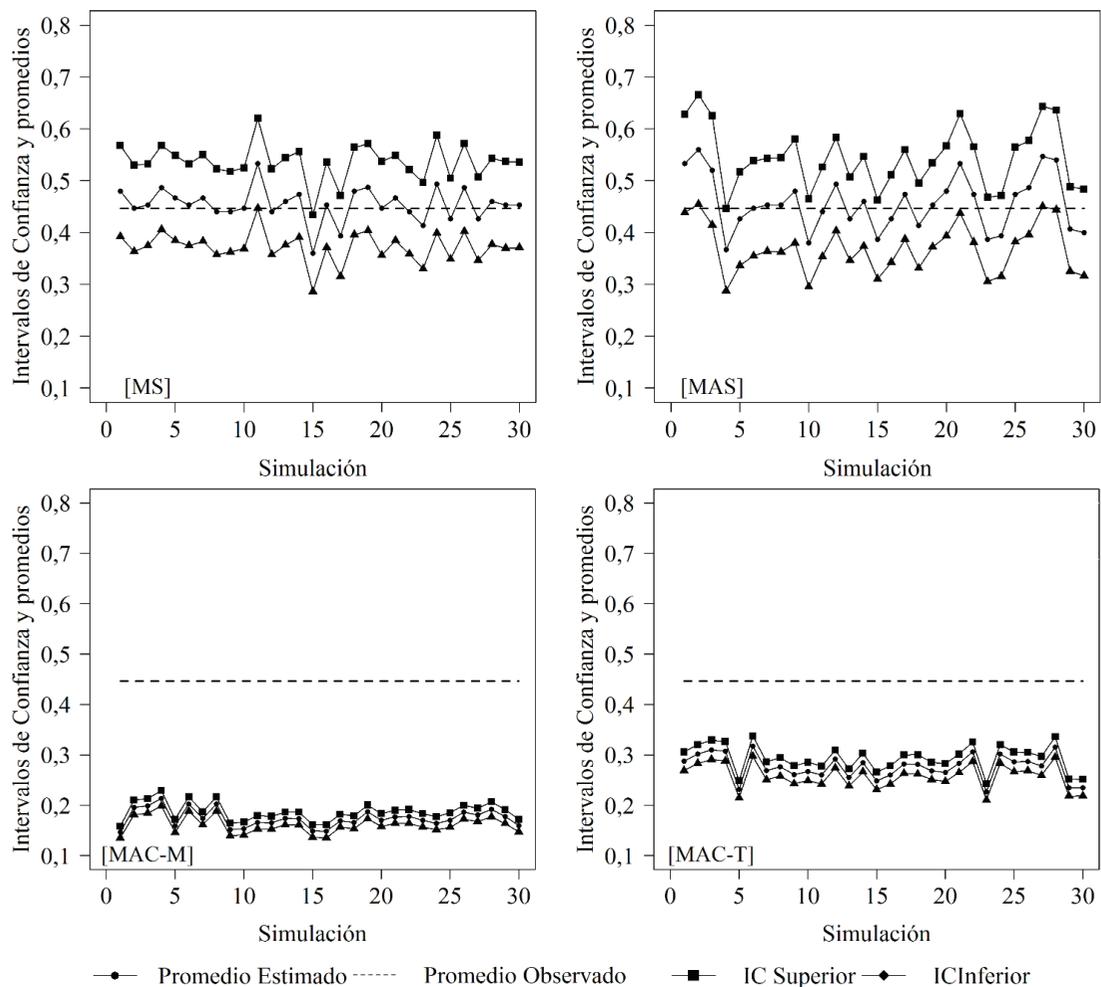


Figura 4. Número total estimado de las personas y los límites inferior y superior del intervalo de confianza para los métodos de muestreo. MAS = muestreo aleatorio simple; MS = muestreo sistemática; MAC-T= muestreo adaptativo por conglomerado tradicional por precariedad; y MAC-M = muestreo adaptativo por conglomerado modificado por precariedad.

Estimate of the total number of individuals and of the lower and upper limits of the confidence interval for the sampling method. Where: SSR = sampling simple random; SS = systematic sampling; ACS-C = adaptive cluster sampling traditional by randomization; ACS-M = adaptive sampling in modified cluster by randomization.

Por otro lado, los métodos de adaptación fueron más precisas que muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático, pero menos exactos y con una tendencia a subestimar el número total de árboles por hectárea (cuadro 1). Se encontró también que los intervalos de confianza para las medias estimadas por conglomerados adaptativos no cubrían la media real (figura 4), por lo que estos métodos son ineficaces para la cuantificación de los individuos *B. excelsa*. Además, se encontró que el uso de conglomerados modificados redujo las tasas de precisión y exactitud, mientras que el uso de bandas sistemáticas aumenta la precisión y reduce la exactitud cuando los conglomerados tradicionales son combinados. Esto se sucede debido al error de no muestreo, que no es explicado por el error estándar de la media. Cuando se combina con conglomerados modificados, el uso de bandas reduce tanto la precisión como la exactitud.

Cabe destacar, también que en todos los procedimientos de muestreo con la selección casual o sistemática de la muestra inicial, fueron observadas algunas unidades con la ausencia de individuos, denominadas como “parcelas cero”. En el muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático se observó una media de 537 y 535 unidades muestreadas con cero individuos, respectivamente. En MAC-T y MAC-M, se registraron 329 y 225 unidades de red con ausencia de individuos, respectivamente.

DISCUSIÓN

Estructura y distribución espacial. Bertholletia excelsa es una especie de árbol que se presenta con mayor frecuencia en las zonas de tierras no inundables de toda la región amazónica. En este estudio, la densidad total registrada (0,446 individuos ha⁻¹) fue mayor que la estimada por Salomão (2009), en la meseta Aviso, al oeste de Pará, e inferior a la obtenida por Peres y Baider (1997), Peres *et al.* (2003), Wadt *et al.* (2005) y Scoles y Gribel (2011), que informaron variaciones desde 1,3 a 23,0 individuos ha⁻¹ en la densidad de *B. excelsa* en diferentes lugares de la Amazonia. Esta amplia variación se debe a la gran variedad de diseños de muestra, los tamaños de las superficies de la muestra y la selección de las áreas investigadas, de *B. excelsa* o aleatoriamente (Wadt *et al.* 2005). Además, los efectos del cambio climático y edáfico, son también factores que influyen en esta variación en la densidad de las especies entre los distintos lugares de estudio.

La distribución de diámetro con una alta concentración de individuos en las clases intermedias y con unos pocos individuos en las clases de menor y mayor tamaño no es característico de las especies multietáneas. Sin embargo, debido al carácter heliófilo, longevo y dominante de la especie y la ausencia de alteraciones en la zona de estudio, este tipo de estructuras parece ser la más común para la especie, conforme demostraron Peres y Baider (1997), Peres *et al.* (2003) y Salomão (2009). Esta tendencia en la gama de diámetros puede ser descrita por las funciones

de Weibull y Gamma, sirviendo como prueba de que los nuevos individuos se están estableciendo en la zona en pequeñas proporciones, lo que puede estar relacionado con la necesidad de condiciones específicas para la regeneración.

La mayoría de los estudios indican que la ausencia de individuos de *B. excelsa* en las clases inferiores a 60 cm es causada, principalmente, por el requerimiento de la luz para la especie, lo que resulta en el estancamiento del desarrollo del bosque tropical con dosel y del sub-bosque poco abierto (Mori y Prance 1990). Según Salomão (2009), el desarrollo completo solamente se produciría cuando hubiese alteraciones en la estructura del bosque que favorecen a una mayor incidencia de la luz en los estratos inferiores. En cuanto a Scoles y Gribel (2011), la estructura de la población es consecuencia de las influencias antropogénicas a las que son sometidas los bosques vírgenes y nativos, por lo que, si bien las poblaciones mayores de *B. excelsa* con bajos niveles de interferencia antropogénica tienen los árboles más antiguos y un menor número de semillas disponibles para las nuevas germinaciones, aquellos que tienen presencia constante de los seres humanos eran más jóvenes y reproductivos, es decir, con mayor número de individuos en las clases de menor diámetro. Por lo tanto, la regeneración de *B. excelsa* parece depender más de factores facilitadores de luz en el bosque que en las tasas de reclutamiento y la eficiencia de la dispersión de semillas naturales.

La extracción intensiva de los frutos de *B. excelsa*, a largo plazo, también puede ser un factor determinante en la estructura de la población de la especie. Según Peres *et al.* (2003), las poblaciones sometidas a altos o moderados niveles de colecta durante varias décadas carecen de árboles no reproductivos, mientras que las poblaciones cuyos antecedentes muestran la colección leve o reciente, o cualquier colección, tienden a tener un número significativo de individuos jóvenes. Por tanto, si no fueran adoptadas las políticas reguladoras para neutralizar los riesgos de una actividad no sostenible, el reclutamiento de jóvenes será insuficiente para mantener las poblaciones a largo plazo, terminando por sucumbir por medio del proceso de la senescencia y el proceso de colapso demográfico.

En los bosques tropicales, la estructura espacial de las especies de árboles está altamente determinada por los síndromes de dispersión de semillas y por la aparición de micrositios favorables para el desarrollo de los individuos (Seidler y Plotkin 2006), por lo que las poblaciones con frutos dispersos de forma zoocoria y barocoria tienden a presentar patrones espaciales agregados (Nyiramana *et al.* 2011), conforme lo observado para la población y los individuos reproductivamente maduros. Peres y Baider (1997), Wadt *et al.* (2005) y Salomão (2009) encontraron a través del índice con base en unidades muestreadas, patrones predominantemente agregados en los individuos de *B. excelsa*. Esto ocurrió porque, normalmente, estos síndromes limitan la distribución de plántulas resultando en altas tasas de germinación y reclutamiento en zonas cer-

canas al árbol origen, mientras que en otros lugares estos procesos son más pequeños y aleatorios.

Aunque se espera que hay conglomerados de individuos jóvenes no reproductivos entre 10 y 300 metros del límite de proyección de las copas de los árboles, se encontró que estos grupos estaban presentes solo en escalas de distancia mayores de 1.400 m, lo que determina el predominio de un patrón aleatorio en las distancias menores de 1.400 m. Este hecho parece ser un reflejo de la dinámica de los individuos con diámetros inferiores a 20 cm, ya que en estas clases hay una capacidad mínima de respuestas a las condiciones bióticas (es decir, la competencia intra e interespecífica entre especies, tipo de dispersión de los propágulos) y abióticas (es decir, la disponibilidad de agua, los nutrientes del suelo y la luz), que asociadas a la presencia de herbívoros y patógenos, considerada la principal causa de mortalidad entre las plántulas y árboles jóvenes, puede estar afectando la densidad de *B. excelsa*, a fin de promover una distribución aleatoria.

Métodos de muestreo. Los inventarios forestales se realizan comúnmente para obtener estimaciones exactas a un bajo costo y tiempo, pero cuando se trata de inventarios no maderables las estimaciones por métodos tradicionalmente aplicados a los productos de madera son deficientes y muchas veces resultan en altas intensidades de la muestra (Bruzina *et al.* 2014). En este estudio, el muestreo aleatorio simple y sistemático fueron los procedimientos que han demostrado los mejores índices de precisión; sin embargo, eran los que tenían errores de muestreo de más de 10 %, que se define como el límite máximo aceptable para la variable considerada en el inventario forestal. Una de las razones probables para este comportamiento fue el elevado número de parcelas cero en este estudio, lo que llevó a los aumentos de las estimaciones de la varianza media, del error estándar de la media y de los errores de muestreo.

Una de las soluciones tradicionalmente adoptadas en este caso es el cambio de tamaño de la muestra para obtener un error de la muestra por debajo de 10 % (Shiver y Borders 1996) para producir, respectivamente, el muestreo de intensidades de 42 y 40 % de la superficie total, el cual cambia de forma indirecta los costes finales del inventario por muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático, respectivamente, a 180 y 166,6 % del valor inicial. Sin embargo, se encontró que la media obtenida para la encuesta de prospección estaba dentro de los intervalos de confianza estimados para muestreo aleatorio simple y muestreo sistemático, que muestra que en 95 de 100 muestras aleatorias o sistemáticas la media de la población estaba dentro del intervalo de confianza establecido. De ese modo, teniendo en cuenta la exactitud de los valores e intervalos de confianza como criterios para evaluar la calidad de los inventarios no maderables, se encontró que los métodos tradicionales asociados a la intensidad de muestreo del 15 % son eficaces para estimar el número de individuos por hectárea de *B. excelsa*, a pesar de que hay una ligera

tendencia de sobreestimación. En la práctica, la aplicación de un muestreo sistemático es más simple, menos costoso, debido a la distribución uniforme de las parcelas en el campo, siendo fácil de encontrar, como previsto por la re-evaluación y seguimiento (Krebs 1999).

Por el contrario, el análisis del muestreo adaptativo por conglomerado (MAC) demostró ser más preciso, pero menos exacto que los procedimientos tradicionales, que los hacían inviables para cuantificar las poblaciones de *B. excelsa*. Para estas alternativas de muestreo, el uso de intervalos de confianza corroboran las estimaciones de precisión y exactitud, dado que el promedio real no estaba dentro de los intervalos de confianza estimados para cualquiera de las 30 simulaciones. Se encontró también que los procedimientos de adaptación mostraron una clara tendencia a subestimar el número total de individuos, a excepción de procedimiento MAC-MF. Este hecho puede explicarse por el pequeño tamaño de las redes presentes en el área de toma de muestras y el bajo número de individuos presentes en cada unidad de la muestra, generando pesos (w_i) pequeños y confiriendo este comportamiento a la estimación de Hansen-Hurwitz modificado para la media (Soares *et al.* 2009).

La eficacia de los procedimientos del muestreo adaptativo por conglomerados se puede aumentar debido a la configuración de la vecindad y la elección de los criterios de inclusión, debiéndose considerar no solo la presencia del individuo en unidades de red, sino también otras condiciones de inclusión. Sin embargo, se debe tener cuidado de que estos criterios no sean demasiado bajos ni demasiado altos, ya que según Brown (2003), si se establece los criterios de inclusión con un valor muy bajo, el tamaño final de la muestra puede ser demasiado grande, una vez que las redes que serán formadas puedan englobar muchas parcelas. De lo contrario, si el valor de los criterios de inclusión es muy alto, pocas parcelas serán incluidas en el proceso de muestreo (Soares *et al.* 2009).

La escala de la agregación y el tamaño y forma de las parcelas fueron probablemente los factores que más influenciaran los estimadores de muestreo adaptativo por conglomerados, en virtud de las mayores distancias entre individuos de *B. excelsa* (Krebs 1999). Por ejemplo, Soares *et al.* (2009) en un bosque simulado de 90 hectáreas, subdividido en 100 unidades de muestra de 9.000 m² cada una, concluirían de que a bajas intensidades del muestreo adaptativo por conglomerado con un criterio de inclusión igual a un árbol, era más eficiente, pero si se utilizan parcelas similares a las simuladas los resultados de este estudio probablemente no serían los mismos. Por otra parte, Bruzina *et al.* (2014), en un área de 36,5 hectáreas dividida en unidades de muestreo de 400 m², llegaron a la conclusión de que el muestreo adaptativo por conglomerado con condición de inclusión igual a dos individuos, era el método más preciso para obtener la densidad de *Caryocar brasiliensis* Camb. (pequi), pero la escala de agregación de individuos de pequi era mucho más grande (Bruzina *et al.* 2013) que las encontrados para los individuos de *B. excelsa*.

Cabe destacar que para muchas especies no maderables, para incluir *B. excelsa*, no hay técnicas de muestreo específicos que sean impuestos por los organismos públicos (IBAMA, Departamentos de Medio Ambiente) en el desarrollo de los procedimientos básicos para la gestión sostenible de los productos secundarios de estas especies. En la Amazonia brasileña, se tiene conocimiento de unas pocas resoluciones e instrucciones normativas (Instrucción Normativa N° 01 de 11/02/2008, Instrucción Normativa N° 03 de 10/09/2007, Resolución COEMA N° 13 de 30/07/2009 y Instrucción Normativa n° 09 de 26/08/2011) que establecen procedimientos para la extracción y comercialización de productos forestales no madereros (por ejemplo, *Heteropsis* sp. y *Philodendron* sp.), que se basan en estudios que muestran la intensidad y los métodos adecuados para cuantificar este tipo de especie. Por otra parte, en algunas de estas normas se consideran los errores de muestreo superior a 15 %, según lo recomendado por Silva (2014), al analizar los métodos de muestreo de *Heteropsis* sp. En este estudio, se recomienda el uso del intervalo de confianza para la estimación de la media por procedimientos de muestreo como criterio para evaluar la calidad del inventario forestal, y los esfuerzos adicionales con el fin de investigar el efecto del tamaño y forma de las parcelas y la escala de agregación, y sus combinaciones sobre la eficiencia de los estimadores del muestreo adaptativo por conglomerado.

CONCLUSIONES

La población y los adultos reproductivos muestra un patrón espacial agregado, mientras que el patrón de los individuos jóvenes no reproductivos es predominantemente aleatorio.

El uso del muestreo adaptativo por conglomerados no es eficiente para estimar el número de individuos por hectárea. Por otro lado, los métodos de muestreo aleatorio simple y sistemático pueden utilizarse en la cuantificación de los individuos de *B. excelsa*, puesto que consideran el intervalo de confianza como parámetro para la evaluación de la calidad del inventario forestal.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la CAPES, por la beca al primer autor. A la COOMFLONA por poner a disposición los datos.

REFERENCIAS

- Alechandre A, F Brown, CA Campos, K Azevedo, T Melo. 2007. Cartilha de mapeamento de espécies florestais: um guia simplificado para a sistematização em planilha eletrônica de mapa de campo de espécies florestais. Rio Branco, Brasil. UFAC. 22 p.
- Brown JA. 2003. Designing an efficient adaptive cluster sample. *Environmental and Ecological Statistics* 10(1): 95-105.
- Bruzinga JS, MLR Oliveira, ELM Machado, HG Leite, IM Pereira, GS Nogueira. 2013. Distribuição espacial de indivíduos adultos de pequi. *Scientia Forestalis* 41(98): 249-256.
- Bruzinga JS, MLR Oliveira, GS Nogueira, IM Pereira, HG Leite, ELM Machado. 2014. Métodos de amostragem para quantificar indivíduos adultos do pequi *Caryocar brasiliense* Cambess. *Ciência Rural* 44(8): 1341-1347.
- Christman MC. 2003. Adaptive Two-Stage One-per-Stratum Sampling. *Environmental and Ecological Statistics* 10(1): 43-60.
- Cochran WG. 1977. Sampling techniques. New York, U.S. John Wiley. 428 p.
- Hansen MM, WN Hurwitz. 1943. On the theory of sampling from finite populations. *Annals of Mathematical Statistics* 14(4): 333-362.
- Krebs CJ. 1999. Ecological methodology. New York, U.S. Addison Wesley Longman. 620 p.
- Mori SA, GT Prance. 1990. Taxonomy, ecology and economic botany of the Brazil nut (*Bertholletia excelsa* Humb. et Bonpl.: Lecythidaceae). *Advances in Economic Botany* 8: 130-150.
- Nyiramana A, I Mendoza, BA Kaplin, PM Forget. 2011. Evidence for Seed Dispersal by Rodents in Tropical Montane Forest in Africa. *Biotropica* 43(6): 654-657.
- Peres CA, C Baider, PA Zuidema, LHO Wadt, KA Kainer, DAP Gomes-Silva, RP Salomão, LL Simões, ERN Franciosi, FC Valverde, R Gribel, GHJ Shepard, M Kanashiro, P Coventry, DW Yu, AR Watkinson, RP Freckleton. 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* 302: 2112-2114.
- Peres CA, Baider C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 13: 595-616.
- Ripley BD. 1979. Tests of randomness for spatial point patterns. *Journal of the Royal Statistical Society. Serie B (Methodological)* 41(3): 368-374.
- Salomão RP. 2009. Densidade, estrutura e distribuição espacial de castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* H. et B.) em dois platôs de floresta ombrófila densa na Amazônia setentrional brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi* 4(1): 11-25.
- Scoles R, R Gribel. 2011. Population Structure of Brazil Nut (*Bertholletia excelsa*, Lecythidaceae) Stands in Two Areas with Different Occupation Histories in the Brazilian Amazon. *Human Ecology* 39(4): 455-464.
- Seidler TG, JB Plotkin. 2006. Seed dispersal and spatial patterns in tropical trees. *PLoS Biology* 4(11): 2132-2137.
- Shiver BD, B Borders. 1996. Sampling techniques for forest resource inventory. New York, U.S. John Wiley. 356 p.
- Silva CK. 2014. Potencial produtivo e de manejo de dois produtos florestais não madeireiros no contexto Amazônico - o cipó títica (*Heteropsis* spp.) e o óleo de copaiba (*Copaifera* spp.). Tese Doutorado em Ciência Florestal. Piracicaba, Brasil. Faculdade de Ciência Florestal, Universidade de São Paulo. 145 p.
- Smith DR, JA Brown, NCH Lo. 2004. Application of adaptive cluster sampling to biological populations. In Thompson WL eds. *Sampling Rare Populations*. Washington, U.S. Island Press. p. 77-122.
- Soares CPB, CM Rodello, ALS Souza, HG Leite, VP Soares, GFS Silva. 2009. Comparação entre os procedimentos de amostragem para espécies florestais raras e padrão de dis-

- tribuição agregado. *Floresta* 33(3): 545-553.
- Souza DR, AL Souza, JRV Gama, HG Leite. 2003. Emprego de análise multivariada para estratificação vertical de florestas inequidâneas. *Árvore* 27(1): 59-63.
- Thompson SK. 1990. Adaptive cluster sampling. *Journal of the American Statistical Association* 85(412): 1050-1059.
- Thompson SK, GAF Seber. 1996. Adaptive sampling. New York, U.S. John Wiley. 265 p.
- Tonini H. 2013. Amostragem para a estimativa de produção de sementes de castanheira-do-brasil em floresta nativa. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 48(5): 519-527.
- Wadt LHO, Kainer KA, DAP Gomes-Silva. 2005. Population structure and nut yield of a *Bertholletia excelsa* stand in Southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 211(3): 371-384.
- Veloso HP, ALR Rangel Filho, JCA Lima. 1991. Classificação da vegetação brasileira a um sistema universal. Rio de Janeiro, Brasil. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 123 p.
- Vieira DS. 2015. Padrão espacial de espécies arbóreas no Baixo Rio Tapajós. Dissertação Mestrado em Ciência Florestal. Diamantina, Brasil. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. 99 p.
- Wong JLG, K Thornber, N Baket. 2001. The biometrics of non-timber forest product resource assessment: a review of current methodology. Roma, Italian. FAO. 109 p.

Recibido: 29.08.16
Aceptado: 01.12.16

Potencial de los anillos de crecimiento de *Pilgerodendron uviferum* para el estudio histórico de las Iglesias de Chiloé, Patrimonio de la Humanidad

The potential use of *Pilgerodendron uviferum* tree-ring dating in the historical interpretation of the churches of Chiloé, World Heritage

Paulina Puchi ^a, Ariel A Muñoz ^{a,h,*}, Mauro E González ^{b,h}, Ana Abarzúa ^c, Katerine Araya ^d, Ronald Towner ^e, Reinhard Fitzek ^a, Andrés Holz ^f, Daniel Stahle ^g

*Autor de correspondencia: ^a Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Instituto de Geografía, Laboratorio de Dendrocronología y Estudios Ambientales, Avenida Brasil 2241, Valparaíso, Chile, tel.: 56-32-2274082, arimunoz82@gmail.com

^b Universidad Austral de Chile, Instituto de Conservación, Biodiversidad y Territorio, Valdivia, Chile.

^c Universidad Austral de Chile, Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Valdivia, Chile.

^d Fundación Amigos de las Iglesias de Chiloé, Ancud Chile.

^e University of Arizona, Laboratory of Tree-Ring Research, Arizona, Estados Unidos.

^f Portland State University, Department of Geography, Portland, Estados Unidos.

^g University of Arkansas, Estados Unidos.

^h Centro del Clima y la Resiliencia (CR)2, Chile.

SUMMARY

The churches on Chiloé Island are the oldest wood structures in Chile. Chiloé islanders adapted European colonial techniques and developed unique regional construction styles when building these UNESCO-recognized community and religious centers. Although these historical treasures are preserved, much of the construction history of these churches remains unknown. Tree-ring dating is a proven archeological dating method used to identify the logging dates of wood used for constructing historical buildings. The majority of churches on Chiloé were constructed using *Pilgerodendron uviferum* ("ciprés de las Guaitecas") wood. Therefore, the objective of this study was to evaluate the potential use of this species to date timber found at churches in Vilupulli and Ichuac. Timber sections from both structures were successfully cross-dated using three regional multi-century long *P. uviferum* tree-ring site chronologies located in the Chiloé region (two from the island and one from the nearby Andes region). Samples from pillars located in the tower of the Vilupulli church contained 311 and 181 tree-rings, respectively, while four samples from floor beams in the Ichuac church contained 79, 89, 97 and 135 annual growth. Timber used to build the Vilupulli church tower cross-dates to 1918 and corroborates colloquial knowledge that the structure was built in the early 20th century. Dates obtained from the floor beams in the Ichuac church range from 1920 to 1929, and contradict the colloquial thinking that the structure was built at the end of the 19th century, though these could represent material used in a later restoration not previously recorded in Ichuac's local history. These findings confirm that *P. uviferum* presents strong capabilities for further use in tree ring dating of important historical structures located in the temperate region of Southern Chile.

Key words: dendroarchaeology, historical structures, *Pilgerodendron uviferum*.

RESUMEN

Las iglesias de Chiloé son antiguas estructuras de madera reconocidas patrimonio de la humanidad por la UNESCO. Gran parte de su historia de construcción y reparaciones aún se desconoce. Considerando que muchas de las iglesias de Chiloé fueron construidas utilizando madera de *Pilgerodendron uviferum*, el objetivo de este trabajo fue evaluar el potencial de esta especie para datar piezas de madera de dos de estas históricas construcciones: las iglesias de Vilupulli e Ichuac. En Vilupulli se dataron piezas de 311 y 181 años provenientes de los pilares de la torre. Estas piezas fueron fechadas con cronologías de ancho de anillos de *P. uviferum* cercanas a las dos iglesias. También utilizando estas cronologías se dataron piezas de 79, 89, 97 y 135 años obtenidas a partir de los pilotes que sostienen el piso de la iglesia de Ichuac. Considerando que Vilupulli fue construida a principios del siglo XX, es posible que las muestras de la torre que presentaron fechas cercanas a 1918, sean parte del proceso tardío de construcción de la iglesia o de una restauración posterior. Por su parte, Ichuac fue construida a finales del siglo XIX, por lo que las piezas del piso que dataron entre 1920-1929, formarían parte de una posible restauración no descrita previamente en archivos históricos, la cual pudo ocurrir incluso varios años posterior a la fecha del anillo más reciente encontrado en las piezas estudiadas. Se concluye que *P. uviferum* tiene alto potencial para estudios históricos en estructuras patrimoniales en el sur de Chile.

Palabras clave: dendroarqueología, estructuras patrimoniales, *Pilgerodendron uviferum*.

INTRODUCCIÓN

Una de las aplicaciones más notables del estudio de los anillos de crecimiento de los árboles, conocido como dendrocronología, es su uso para la datación de asentamientos humanos, obras de arte, instrumentos musicales y construcciones históricas, rama que se ha denominado dendroarqueología (Baillie 1995, Kuniholm *et al.* 2001).

Dataciones dendroarqueológicas de construcciones históricas tales como iglesias, casas, barcos y asentamientos humanos han sido desarrollados principalmente en Norteamérica y Europa (Kuniholm *et al.* 2001, Slayton *et al.* 2009, Barclay y Rayburn 2014). En el caso de Sudamérica, solo dos estudios dendroarqueológicos han sido publicados, uno en el altiplano boliviano de los Andes Centrales y el otro en el desierto de Atacama (Rivera *et al.* 2010, Morales *et al.* 2013). En estos lugares, el frío y la aridez permiten la preservación de madera sub-fósil durante varios siglos. Por el contrario, en climas templados lluviosos, las condiciones adversas del ambiente impiden que las construcciones de madera permanezcan por mucho tiempo, ya que la mayoría de la madera expuesta a ambientes húmedos tiende a descomponerse rápidamente (Morales *et al.* 2013).

En el sur de Chile existen dos especies de coníferas endémicas que han sido utilizadas históricamente para la construcción de casas, barcos e iglesias dada la alta durabilidad de sus maderas. Una de ellas es *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin (ciprés de las Guaitecas), considerada la conífera de distribución más austral del mundo (39° 35' S - 55° 30' S) y que puede llegar a vivir hasta 880 años (Bannister *et al.* 2012). La otra especie es *Fitzroya cupressoides* (Molina) I.M. Johnst. (alerce) (39° 50' - 43° S), la cual es la segunda especie más longeva del mundo y la primera en Sudamérica (Veblen *et al.* 2005, Lara *et al.* 2013). Ambas especies habitan lugares donde la precipitación supera 2000 mm al año, pudiéndose encontrar bosques de estas especies en zonas en donde la precipitación anual muestra un rango de 5.000 a 8.000 mm en algunos casos (Donoso *et al.* 2013, Lara *et al.* 2013). A pesar de la alta precipitación, el crecimiento de estas especies ha demostrado tener un ritmo anual sensible a la estacionalidad de la precipitación y la temperatura, siendo útil para reconstrucciones climáticas (Lara *et al.* 2008) y también para el estudio de la dinámica de establecimiento y el régimen de disturbios en los bosques que habitan (Bannister *et al.* 2008, Donoso *et al.* 2013). No obstante, hasta la fecha ninguna de estas especies ha sido utilizada para la datación de estructuras patrimoniales, ni de asentamientos humanos históricos o pre-históricos en Sudamérica.

En el sur de Chile, la madera de *P. uviferum* fue empleada en el pasado para la manufactura de muelles, construcciones navales, postes, tejuelas y muebles (Lara *et al.* 2013). Es importante destacar la notable resistencia a la descomposición de *P. uviferum* (Solis *et al.* 2004), considerando la pluviosidad de la región donde crece y la hu-

medad de los sitios donde habita, en su mayoría turberas de *Sphagnum* sp. en la isla de Chiloé (Lara *et al.* 2013).

Las estructuras internas de muchas de las iglesias de Chiloé, tales como las vigas, pilares y pilotes fueron construidas a través de la historia principalmente con madera de *P. uviferum*, mientras que en la mayoría de los casos para el revestimiento de las iglesias se utilizaron tejuelas de *F. cupressoides* (Montecinos *et al.* 1995). Las iglesias de Chiloé son uno de los principales patrimonios arquitectónicos de Chile, debido a que el diseño de estas construcciones combinan las habilidades de los carpinteros locales, colonos y religiosos europeos quienes habitaron la Isla de Chiloé desde el siglo XVI. Los religiosos proporcionaron las técnicas de construcción y el diseño inspirado en las iglesias de sus países, mientras que los carpinteros chilotos aportaron la mano de obra, materiales (madera) y sus propias técnicas, desarrolladas a partir de la construcción de sus botes (Guarda 1984, Montecinos *et al.* 1995).

Las iglesias chilotas fueron fundamentales en la formación de las ciudades y cultura de los habitantes de Chiloé, por consiguiente, actualmente se pueden encontrar decenas de iglesias de madera distribuidas en la isla y sus archipiélagos (Montecinos *et al.* 1995, Berg 2007, Sahady *et al.* 2007). El incalculable valor cultural de las iglesias de Chiloé se debe a su relación con la cultura local y al sistema único de construcción basado en ensambles de madera nativa, los cuales son reforzados con tarugos y escaso uso de clavos. Por todo lo anterior, en el año 2003 la UNESCO declaró Patrimonio de la Humanidad a 16 iglesias de Chiloé, promoviendo su restauración y conservación.

Hasta la fecha, la mayoría de las iglesias de Chiloé han sido datadas a través de registros históricos, principalmente basados en las cartas que extendían los sacerdotes a la Iglesia en Europa, informándoles acerca de las necesidades de reparación o instalación de una estructura en particular (Guarda 1984, Montecinos *et al.* 1995). Archivos de la iglesia y archivos locales, como diarios o fotografías, se volvieron más frecuentes y exactos en la segunda mitad del siglo XX, favoreciendo un más detallado registro de la historia. Previo a esto, los documentos disponibles en muchos casos no dejan claro el año exacto de construcción o de las restauraciones posteriores de las iglesias, tampoco el tiempo que duraron estos procesos. Por esta razón, el uso de otras fuentes de información, como las provistas por la datación dendrocronológica, aplicada a una gran cantidad de piezas de madera de las estructuras, podría proveer de información valiosa para la historia de la fundación y restauración de las iglesias de Chiloé.

En la actualidad, hay valiosas contribuciones de los habitantes por mantener vigente sus tradiciones religiosas y de construcción, lo cual se suma al esfuerzo de diferentes grupos de investigadores que están trabajando en la reconstrucción de la historia de las iglesias de Chiloé. Sin embargo, la información recolectada acerca de las fechas de construcción, restauración y remodelaciones a lo largo de la vida de las estructuras aun es limitada. Hasta la fecha,

los métodos para datar estas estructuras se fundamentan en documentación histórica, a pesar de que las iglesias de Chiloé hayan sido construidas casi en su totalidad con piezas de maderas de especies nativas que han mostrado potencial dendrocronológico. Por lo anterior, la datación de piezas de madera de las iglesias a través del estudio de los anillos de crecimiento de los árboles utilizados en su construcción, podría generar información cuantitativa sobre las fechas de intervención de estas construcciones, en las cuales, la evidencia histórica es escasa y las fechas asignadas pueden ser en muchos casos especulativas (Guarda 1984).

Considerando que *P. uviferum* ha sido la especie mayormente utilizada en las iglesias de Chiloé y en otras obras patrimoniales en la isla y sus alrededores (Guarda 1984, Montecinos 1995), junto a la aptitud dendrocronológica que ha mostrado en estudios ecológicos y climáticos (Lara *et al.* 2008, Banister *et al.* 2012), la hipótesis de este estudio es que las estructuras de madera de esta especie tienen alto potencial dendroarqueológico. A partir de lo anterior, el objetivo de este estudio es evaluar en forma exploratoria el potencial de *P. uviferum* para la datación de piezas de ma-

dera en las iglesias de Ichuac y Vilupulli, ambas ubicadas en la Isla de Chiloé. El uso de dataciones dendroarqueológicas permitiría contar con un nuevo registro histórico que abriría una nueva oportunidad para precisar la historia y resaltar la importancia de estas estructuras de madera, que se cree son de las más antiguas del hemisferio sur.

MÉTODOS

Área de estudio. Las iglesias de Vilupulli (VLP) e Ichuac (ICH) se encuentran ubicadas en el Isla de Chiloé en las comunas de Chonchi y Puqueldón, entre los 42°6'S 73°8'O y 42°61'S 73°73'O, respectivamente (figura 1). Considerando un rango latitudinal más extenso, 40°08'S y 43°59'S, se ubicó el conjunto completo de cronologías de ancho de anillo de *P. uviferum* analizadas como series de referencia en este estudio, incluyendo aquellas que fueron evaluadas y no involucradas en los análisis (cuadro 1). Los sitios Piuché (ETP), Chaiguata (CHA) y Tepuhueico (TEP) se localizaron en la Isla de Chiloé, mientras que las cronologías Santa Lucía (SLN) y Puerto Raúl Marín Balmaceda

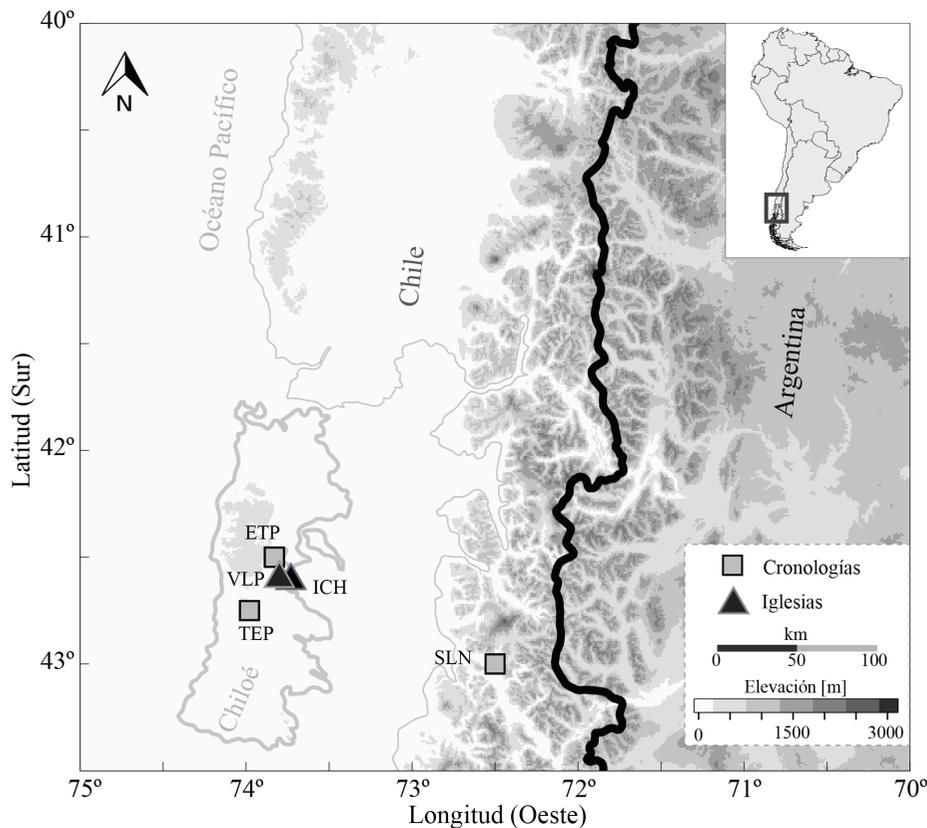


Figura 1. Ubicación geográfica de la Isla de Chiloé y de las iglesias históricas de Vilupulli (VLP) e Ichuac (ICH). Se incluye la ubicación de las cronologías de ancho de anillo de *P. uviferum* de los sitios Piuché (ETP), Tepuhueico (TEP) y Santa Lucía (SLN). El modelo de elevación digital resalta el gradiente de altura en un rango de 16 m s.n.m (color blanco) hasta los 3.289 m s.n.m (color negro).

Location of Chiloé Island, historic churches of Vilupulli (VLP) and Ichuac (ICH), and *Pilgerodendron uviferum* tree-ring site collections at Piuché (ETP), Tepuhueico (TEP) and Santa Lucía (SLN). Elevation ranges from 16 m a.s.l. (white) to 3,289 m a.s.l. (black), as depicted in a digital elevation model (DEM).

(PMR) provienen de sitios ubicados en Chile continental, cerca de la Isla de Chiloé, a excepción de Hueicolla (HUE) ubicada dos grados de latitud al norte de la isla (cuadro 1).

La isla de Chiloé se caracteriza por presentar un clima templado marítimo lluvioso, con temperaturas medias anuales que fluctúan entre 10,2 °C y 10,6 °C, mientras que la máxima promedio del mes más cálido (febrero) varía entre 17,8 °C y 19,4 °C, y la mínima promedio entre 3,2 °C y 4,7 °C en los meses más fríos del invierno, julio y agosto. Las precipitaciones están presentes durante todo el año, las cuales varían en un rango de 2.000 a 3.000 mm anuales en la costa occidental de la Isla Grande de Chiloé (Di Castri y Hajek 1976) y pueden alcanzar más de 4.000 mm anuales en sectores altos de la Cordillera de la Costa dentro de la isla.

Series de referencia. Para este estudio se evaluaron seis cronologías de ancho de anillos de *P. uviferum* como series de referencia para datar las muestras provenientes de las dos iglesias (cuadro 1). Tres de las cronologías se extrajeron del *International Tree-Ring Data Bank* (ITRDB 2014) y las tres restantes fueron desarrolladas por Holz y Veblen (2011). Los sitios se ubicaron a elevaciones entre 5 y 800 m s.n.m. (cuadro 1). Para evaluar las relaciones de

las cronologías seleccionadas con la variabilidad climática, se utilizaron datos climáticos grillados (CRUTS3.23) desde el servidor KNMI administrado por el The Royal Netherlands Meteorological Institute (KNMI 2015). Este análisis se utilizó para evaluar el grado de similitud entre cronologías y sus señales climáticas.

De las seis cronologías de ancho de anillo de *P. uviferum* utilizadas para este estudio, solo tres presentaron buenos estadísticos de datación cruzada con las muestras de las iglesias de Vilupulli e Ichuac (cuadro 2). Utilizando series de crecimiento de estas tres cronologías individuales, se desarrolló una cronología compuesta (COM) con el objetivo de representar una señal regional de los tres sitios (cuadro 2). Las cronologías Piuché (ETP) y Santa Lucía (SLN) tuvieron longitudes de 433 y 497 años, respectivamente, y alcanzaron valores de EPS > 0,85 por más 300 años en ambos casos. Por su parte, la cronología Tepuhueico (TEP) alcanzó una extensión temporal de 487 años, sin embargo alcanzó valores de EPS > 0,85 en un periodo de 160 años. El estadístico EPS es utilizado para discriminar en la robustez de la señal común (promedio temporal) de una cronología en cuanto a varianza y número de árboles, al ser comparada con una cronología teórica perfectamente replicada (Briffa 1995). También fue la cronología Tepu-

Cuadro 1. Ubicación geográfica de las cronologías de ancho de anillos de *Pilgerodendron uviferum* utilizadas en este estudio.

Characteristics of the *Pilgerodendron uviferum* tree-ring collection site.

Sitios	Código	Periodo	Latitud (S)	Longitud (O)	Elevación (m s.n.m)	Fuente ^c
Hueicolla	HUB	1868-1975	40° 08'	73° 31'	800	ITRDB CHIL014
Piuché	ETP	1554-1987	42° 30'	73° 50'	750	ITRDB CHIL018
Santa Lucía	SLN	1489-1986	43° 00'	72° 30'	540	ITRDB CHIL017
Pto. Raúl Marín	PRM	1741-2005	43°59'	72°42'	5	Holz y Veblen 2011
Chaiguata	CHA	1770-2005	43°03'	73°54'	191	Holz y Veblen 2011
Tepuhueico	TEP	1518-2005	42°45'	73°59'	185	Holz y Veblen 2011

^cITRDB (2014).

Cuadro 2. Características de las cronologías de *Pilgerodendrum uviferum* utilizadas para la datación de las piezas de madera de las Iglesias de Ichuac y Vilupulli.

Statistical characteristics of the *Pilgerodendron uviferum* chronologies used in this study to cross-date timber sections from the churches of Ichuac and Vilupulli.

Código	Periodo	Nº de muestras	Sensibilidad media	Intercorrelación entre series	EPS (> 0,85)
ETP	1554-1987	27	0,216	0,595	1610
SLN	1489-1986	60	0,249	0,574	1670
TEP	1518-2005	17	0,199	0,515	1845
COM	1553-2005	100	0,234	0,490	1735

*COM: cronología compuesta de ETP, SLN y TEP.

hueico (TEP) la que presentó la menor sensibilidad media de las tres analizadas (cuadro 2). Este estadístico es utilizado para evaluar la variación interanual en una cronología e indica su capacidad potencial para mostrar variaciones en el crecimiento de un año con respecto a otro (Cook y Kairiukstis 1990, Briffa 1995). En las tres cronologías individuales (ETP, SLN, TEP) y en la cronología compuesta por cien series de los tres sitios (COM1), la intercorrelación entre las series de crecimiento de *P. uviferum* fue $r > 0,49$ (cuadro 2). Este estadístico es utilizado para describir el grado de similitud entre las muestras de una cronología (Holmes 1983, Cook y Kairiukstis 1990).

Piezas de madera de la Iglesia de Vilupulli. La iglesia de Vilupulli fue restaurada entre agosto 2004 y octubre 2005. Las restauraciones de las iglesias Patrimonio de la Humanidad de Chiloé se llevan a cabo identificando cada pie-

za según especie y ubicación en la estructura, las cuales son evaluadas según su estado de conservación. Esto se realiza al evaluar el nivel de pudrición y las capacidades físico-mecánicas de las piezas de madera. Las piezas que no cumplen con las características deseadas son reemplazadas por nuevas piezas de la misma especie. En muchos casos, las piezas reemplazadas son donadas a la comunidad aledaña y en otros casos son almacenadas en bodegas o en centros de difusión, como el de la Fundación Amigos de las Iglesias de Chiloé (2015), institución encargada del desarrollo de estas restauraciones. En el caso de la Iglesia de Vilupulli, las piezas que fueron reemplazadas en la restauración de la torre y de otros elementos arquitectónicos de la estructura, fueron almacenadas en un galpón en frente de la iglesia. En este lugar, se hallaron dos pilares de la torre (figura 2A y 2B), de los cuales se colectaron secciones transversales o rodelas (figura 2C), que fue-

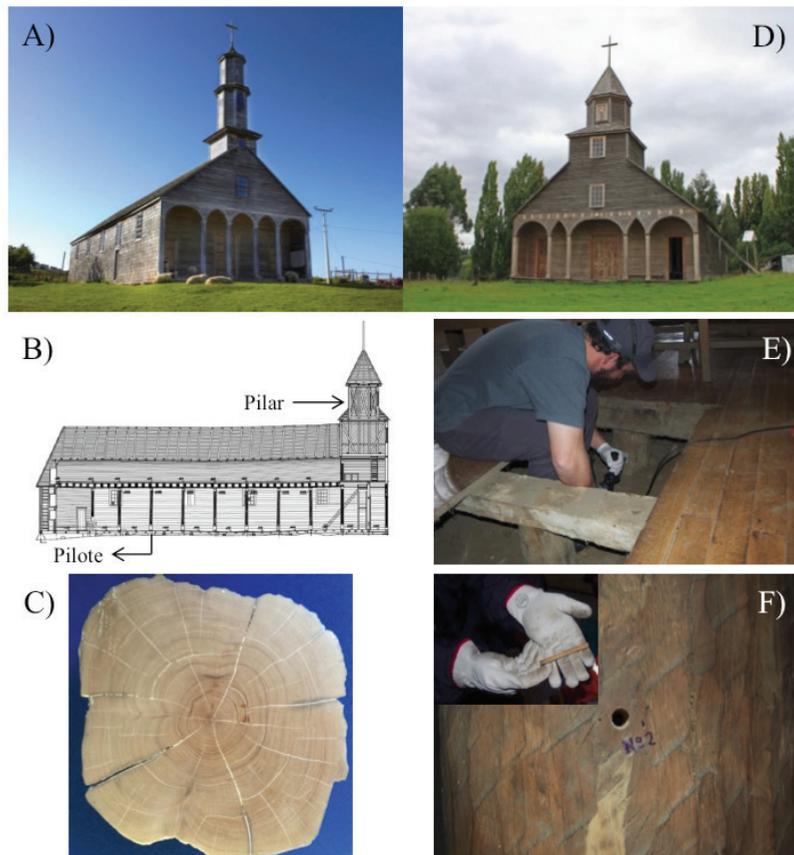


Figura 2. A) Iglesia de Vilupulli. B) Plano tradicional del corte longitudinal de las Iglesias de Chiloé, indicando la ubicación del muestreo del pilar de la iglesia de Vilupulli y del pilote del piso de la iglesia de Ichuac. C) Corte transversal de pieza de madera de *P. uviferum* obtenida del pilar de la torre principal de la iglesia de Vilupulli durante el periodo de restauración. D) Iglesia de Ichuac. E) Toma de muestras de los pilotes del piso de la iglesia de Ichuac. F) Tarugo de madera de *P. uviferum* obtenido de los pilotes del piso de la iglesia de Ichuac.

A) Church of Vilupulli. B) Schematic of the general architectural design of churches in Chiloé indicating the location of pillar sampling of Vilupulli Church and pile floor Ichuac Church. C) Cross-sectional view of a *P. uviferum* timber sample obtained from a pillar salvaged from the tower of the church in Vilupulli during restoration. D) Church of Ichuac. E) Coring a floor beam at the Ichuac church. F) Tree-ring core sample obtained from a floor beam from the Ichuac church.

ron procesadas en el Laboratorio de Dendrocronología y Cambio Global de la Universidad Austral de Chile, y en el Laboratorio de Dendrocronología y Estudios Ambientales del Instituto de Geografía de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

Piezas de madera de la Iglesia de Ichuac. Utilizando un taladro eléctrico con una broca arqueológica, se extrajeron muestras de cuatro pilotes que sostenían el piso de la Iglesia de Ichuac (figura 2D, 2E y 2F). Las muestras extraídas se rotularon y posteriormente fueron procesadas en los mismos laboratorios de Valdivia y Valparaíso.

Datación de piezas de madera de las iglesias. Las muestras (rodela) de la iglesia de Vilupulli fueron lijadas progresivamente con distintas granulometrías (secuencia de granos grueso a fino), hasta que los anillos de crecimiento de *P. uviferum* fueron claramente distinguibles. Las muestras (tarugos de incremento) de la iglesia de Ichuac fueron montadas en molduras de madera y lijadas de la misma forma que las rodela de la iglesia de Vilupulli. Posteriormente las muestras fueron medidas en laboratorio utilizando el sistema VELMEX diseñado para el estudio de anillos de árboles, el cual permite obtener mediciones de los crecimientos anuales con resolución de micrones (0,001 mm). La datación de las muestras (asignación de un año calendario a cada anillo) fue guiada por el programa COFECHA (Holmes 1983). Este *software* permite asignar años probables a las muestras en las que se desconoce la datación. Esto se lleva a cabo a través de la comparación del patrón de crecimiento de la muestra no-datada, con los patrones de crecimiento de series de referencia correctamente datadas en el año calendario. Estas series de referencia corresponden a cronologías de ancho de anillos de sitios individuales o pueden ser construidas con series de crecimiento de varios sitios. Las cronologías de ancho de anillos utilizadas como series de referencia para datar piezas de madera, representan el crecimiento promedio de un grupo de árboles de la misma especie, idealmente cercanos al sitio de estudio. Por esto, uno de los supuestos de este tipo de estudios es que la madera que se busca datar proviene de un lugar similar en condiciones ambientales, aproximadamente cercano o en algunos casos incluso del mismo lugar de los árboles que componen la cronología o serie de referencia.

Una evaluación gráfica de las correlaciones indicadas por el *software* COFECHA se llevó a cabo estandarizando las series de crecimiento de las piezas de madera de las iglesias y de las cronologías, utilizando una función de línea recta o una curva exponencial negativa. Este procedimiento de estandarización fue utilizado para remover el efecto de la edad en las series de crecimiento. Lo anterior se llevó a cabo en el programa ARSTAN, el cual permite remover las tendencias de las series de crecimiento inducidas por la edad del árbol y por las influencias no-climáticas, propias de la dinámica del rodal (Cook y Kairiukstis 1990). Las cronologías y las series de crecimiento de las

piezas de las iglesias fueron posteriormente expresadas como índice de ancho de anillos, el cual es una representación adimensional del crecimiento que favorece la comparación entre cronologías.

Establecimiento de fecha de corte. Para la determinación del año de corte de las muestras dendroarqueológicas de las iglesias de Chiloé, se utilizó la metodología propuesta por Nash (1999), el cual definió la fecha de corte del árbol en relación a la presencia o ausencia de la corteza o albura, y a los atributos de calidad del anillo más externo junto a la corteza. Los aspectos considerados fueron:

- Fecha precisa al año de corte. Muestra con corteza presente y presencia del último anillo (año) de crecimiento, correspondiente a la fecha de muerte del árbol.
- Fecha de corte. El anillo exterior, que corresponde al anillo más reciente al momento de la muerte del árbol, se encuentra intacto y la madera externa presenta una curvatura suave sugiriendo que sobre ella se encontraba la corteza.
- Fecha cercana de corte. Calidad de anillos exteriores y presencia de xilema activo (albura), sugiere que la fecha se encuentra a unos pocos años de cuando el árbol murió.
- Fecha de corte indeterminada. No se puede identificar cuan lejos está del último anillo o anillo más externo en el tronco.

Adicionalmente, para estimar un posible número de anillos faltantes en las muestras de *P. uviferum* que presentaban albura, se analizaron series de crecimientos provenientes de tres cronologías desarrolladas por los autores en zonas cercanas a las iglesias de Ichuac y Vilupulli. De las tres cronologías, solamente una de ellas presentó series de crecimiento con presencia clara de albura. Utilizando estas muestras se estimó el número de anillos potencialmente presentes en la albura.

RESULTADOS

Datación de piezas de madera de la iglesia de Vilupulli. La muestra del pilar de la torre codificada como VLP-05, que presentó 311 años, fue datada para el periodo 1608-1918 con las cronologías Piuché (ETP), Tepuhueico (TEP) y Santa Lucía (SLN) con correlaciones de $r = 0,44$ ($P < 0,05$), $r = 0,40$ ($P < 0,05$) y $r = 0,30$ ($P < 0,05$), respectivamente. La muestra VLP-05 presentó correlaciones similares con la cronología compuesta (COM1) (figura 3, cuadro 3). La comparación gráfica de las tres cronologías de ancho de anillos con los crecimientos medidos en VLP-05 proveniente de los pilares de la iglesia de Vilupulli, evidenció la similitud de los crecimientos medidos en la muestra y las series de referencia (figura 3), corroborando lo sugerido por las correlaciones indicadas por el programa COFECHA. La ausencia de corteza en esta muestra no permitió asignar un año calendario exacto a la fecha de corte de los árboles. Sin embargo, la presencia de albura permitió estimar que la fecha de corte podría estar cercana al año 1918,

fecha del último anillo presente en la muestra (cuadro 3). El número de anillos promedio en muestras cofechadas provenientes de árboles vivos con albura fue de 20 a 50 años, siendo 30 años el promedio, por lo cual una fecha cercana a 1918 a partir de la muestra con albura de Vilupulli debe ser interpretada con precaución. Por su parte, al último anillo encontrado en la muestra VLP-01 se le asignó el año 1866 de acuerdo a las correlaciones con las series

de referencia. La ausencia de corteza y albura visible, no permitió asignar una fecha probable de corte a los árboles que dieron origen a esta pieza de madera (cuadro 3).

La otra muestra del pilar de la torre de la iglesia de Vilupulli VLP-01, que alcanzó una extensión temporal de 181 años, presentó los mejores estadísticos de datación cruzada con la cronología Tepuhueico (TEP) logrando una correlación de $r = 0,34$ ($P < 0,05$) (cuadro 3, figura 4). Vi-

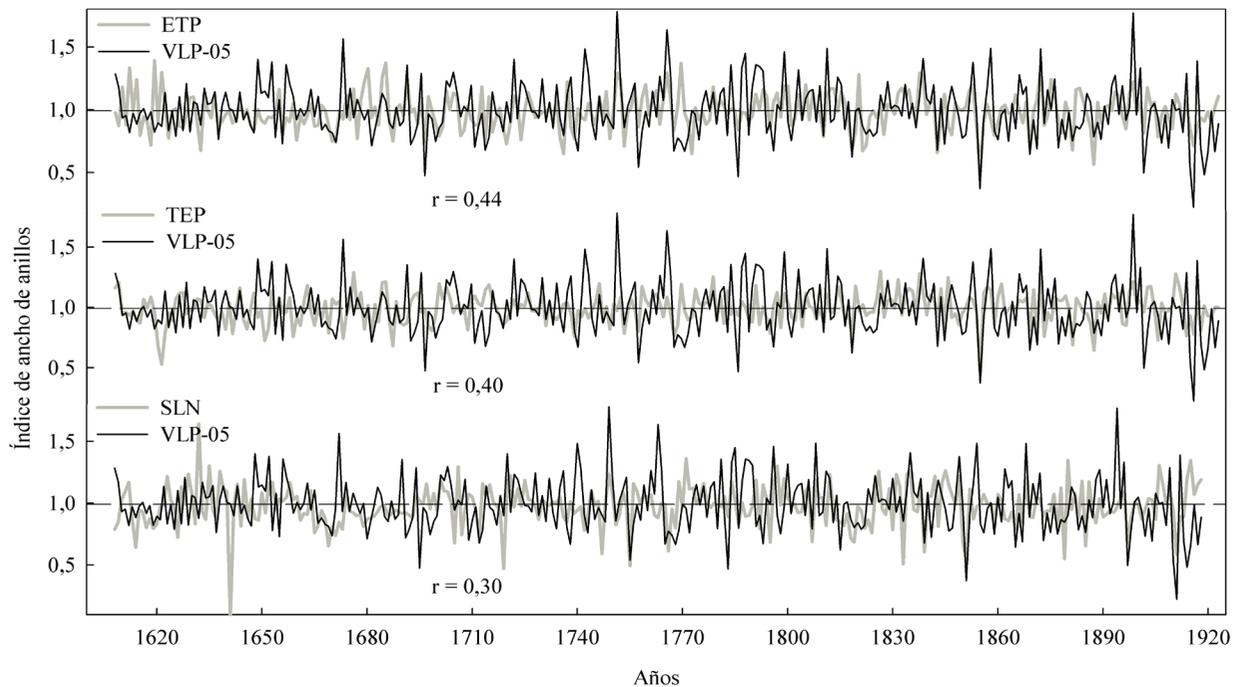


Figura 3. Series de tiempo de trescientos años de comparación entre el pilar de la torre de la Iglesia de Vilupulli VLP-05 (línea negra) con tres cronologías estándares de *P. uviferum* Piuche, Tepuhueico y Santa Lucía (ETP, TEP, SLN; línea gris) para el periodo de 1608-1918. Nótese la correspondencia temporal de la variabilidad interanual entre el pilar VLP-05 y las cronologías de ancho de anillos ETP, SNL y TEP. Se incluyen los coeficientes de correlación de Spearman.

Time-series comparison (and Spearman correlation coefficients) between Vilupulli's church tower pillar sample VLP-05 (plotted in black) and three different *P. uviferum* standard chronologies; Piuché (ETP), Tepuhueico (TEP) and Santa Lucía (SLN) (plotted in gray), over the 1608-1918 period. Note strong visual agreement in high-frequency inter-annual variability between the VLP-05 pillar ring-widths and the regional tree-ring chronologies at ETP, SNL and TEP.

Cuadro 3. Características de las dataciones de los pilares de la iglesia de Vilupulli.

Tree-ring dating and statistical characteristics of the pillar timber section from the Vilupulli tower.

Código	Nº de años	Año de inicio	Año de término	Anillo externo*	Cronología	r
VLP-05	311	1608	1918	C	ETP	0,44
VLP-05	311	1608	1918	C	TEP	0,40
VLP-05	311	1608	1918	C	SLN	0,30
VLP-05	311	1608	1918	C	COM	0,36
VLP-01	181	1685	1866	D	TEP	0,34
VLP-01	181	1685	1866	D	COM	0,23

*Establecimiento de fecha de corte (Nash 1999).

sualmente presentó algunas diferencias respecto del patrón observado en la cronología TEP, presentando una mayor amplitud al comienzo de la serie de crecimiento con respecto a lo observado en la cronología (figura 4). La misma fecha se obtuvo al comprar esta serie de crecimiento con la cronología compuesta (COM), aunque con menores valores en los estadísticos de datación (cuadro 3).

Datación de piezas de madera de la iglesia de Ichuac. Las series de crecimiento de los cuatro pilotes del piso de la Iglesia de Ichuac presentaron aceptables estadísticos de datación cruzada con las tres cronologías de ancho de anillos de *P. uviferum* (cuadro 4). Menores valores de

correlación se presentaron entre los pilotes y la cronología compuesta (COM) por árboles de las tres cronologías individuales (cuadro 4). Los pilotes del piso de la iglesia de Ichuac ICH-01 e ICH-05 no presentaron corteza y tampoco albura, ambos indicadores de que la fecha de muerte de los árboles que dieron origen a estas piezas de madera fue posterior a la fecha del último anillo presente en las muestras. Los años correspondientes a los últimos anillos encontrados en ICH-01 e ICH-05 fueron 1893 y 1783, respectivamente (cuadro 4). Por su parte, los pilotes de Ichuac ICH-02 e ICH-04 tampoco presentaron corteza, no obstante la presencia de albura indicó que la fecha de muerte del árbol estaría relativamente cercana a la fecha de los

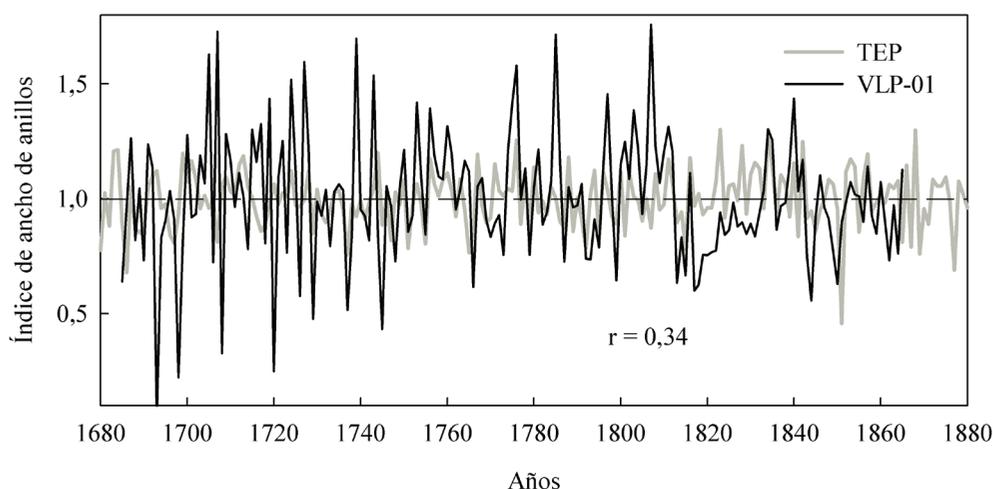


Figura 4. Comparación de series de crecimiento de *P. uviferum* provenientes del pilar de la torre la Iglesia de Vilupulli VLP-01 (línea negra) con la cronología de Tepuhueico (TEP, línea gris) para el periodo de 1686-1856. Nótese la correspondencia temporal de la variabilidad interanual entre los anillos de crecimiento de la muestra del pilar VLP-01 y la cronología de ancho de anillos de Tepuhueico.

Time-series comparison (Pearson correlation coefficient) between the tower pillar sample VLP-01 from the Vilupulli church (black line) and the *P. uviferum* chronology at Tepuhueico (TEP) (gray line) for the 1686-1856 period.

Cuadro 4. Características de las dataciones de los pilotes del piso de la Iglesia de Ichuac.

Dating and statistical characteristics from the floor-beam timber section from the Ichuac church.

Código	Nº de años	Año de inicio	Año de término	Anillo externo	Cronología	r
ICH-01	97	1796	1893	D	ETP	0,35
ICH-01	97	1796	1893	D	COM	0,10
ICH-02	89	1832	1920	C	ETP	0,43
ICH-02	89	1832	1920	C	TEP	0,32
ICH-02	89	1832	1920	C	COM	0,24
ICH-04	79	1850	1929	C	SLN	0,32
ICH-04	79	1850	1929	C	COM	0,21
ICH-05	135	1649	1783	D	ETP	0,43
ICH-05	135	1649	1783	D	COM	0,27

últimos anillos encontrados en cada una, que corresponden a 1920 y 1929, respectivamente (cuadro 4).

Las edades de los pilotes del piso de la iglesia de Ichuac fluctuaron entre 79 y 135 años, y sus correlaciones con distintas cronologías variaron entre $r = 0,32$ ($P < 0,05$) y $r = 0,43$ ($P < 0,05$). La muestra ICH-01, de 97 años, se correlacionó con la cronología de ancho de anillos Piuché (ETP) con un valor de $r = 0,35$ ($P < 0,05$; cuadro 4, figura 5A).

Por su parte, el pilote de 89 años ICH-02, se correlacionó con dos cronologías distintas, Piuché (ETP) y Tepuhueico (TEP), presentando las siguientes correlaciones $r = 0,43$ ($P < 0,05$) y $r = 0,32$ ($P < 0,05$), respectivamente, para el mismo periodo (1832-1920, cuadro 4, figura 5B y 5C).

La muestra ICH-04, que abarcó 79 años, se correlacionó con un valor de $r = 0,32$ ($P < 0,05$) con la cronología Santa Lucía (SLN) durante el periodo 1850-1929 (cuadro

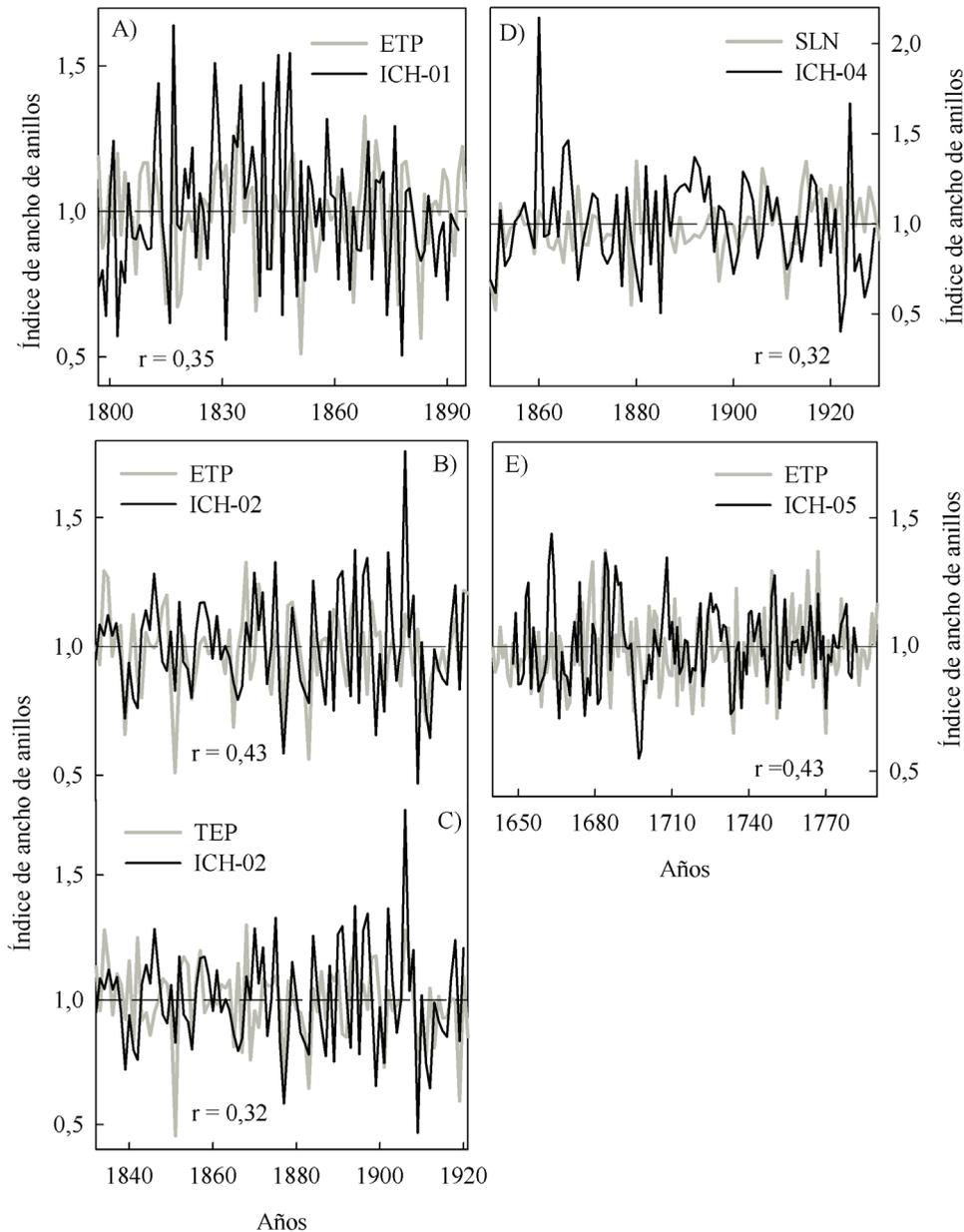


Figura 5. A) Comparación de los patrones de crecimiento de las muestras de las Iglesias (líneas negras) y las cronologías de ancho de anillos de *P. uviferum* (líneas grises). A) Muestra ICH-01 vs cronología Piuché; B y C) ICH-02 vs. cronologías Piuché y Tepuhueico; D) ICH-04 vs cronología Santa Lucía; E) ICH-05 vs cronología Piuché. Se indican los coeficientes de correlación de Spearman.

Comparison (and Spearman correlation coefficient) between tree-ring width indices from the Ichuac church's floor beam samples (black) and *P. uviferum* chronology (gray). A) Church sample ICH-01 and the Piuché (ETP) chronology; B) and C) Church sample ICH-02 and the Piuché (ETP) chronology and the Tepuhueico (TEP) chronolog; D) Church sample ICH-04 and the Santa Lucía (SLN) chronology, and E) Church sample ICH-05 and the Piuché (ETP) chronology.

4, figura 5D). Esta fue la muestra que presentó la menor similitud visual al comparar los crecimientos medidos en los cuatro pilotes con las cronologías de ancho de anillos de *P. uviferum* utilizadas como series de referencia (figura 5D).

La muestra ICH-05 presentó un valor de correlación de $r = 0,43$ ($P < 0,05$) con la cronología de ancho de anillos de Piuché (ETP) para el período 1649-1783. Esta muestra contuvo el segmento de mayor cantidad de años (135 años) y mejor valor de correlación, en comparación con las otras muestras de la Iglesia de Ichuac (figura 5E).

DISCUSIÓN

Potencialidades y limitaciones para el fechado de piezas de madera utilizando Pilgerodendron uviferum. A partir de los resultados obtenidos se puede corroborar que la especie *P. uviferum* posee un alto potencial para datar piezas de madera de las iglesias de Chiloé y otras estructuras patrimoniales en la región. Los patrones de crecimiento encontrados en las piezas de madera de las dos iglesias analizadas fueron similares a aquellos encontrados en las cronologías de ancho de anillos de sitios provenientes de la Isla de Chiloé y de otras zonas cercanas en Chile continental. Análisis a un mayor número de muestras permitirían corroborar las fechas encontradas en estas primeras piezas analizadas dendrocronológicamente en las iglesias de Chiloé.

Las principales limitaciones para el estudio de piezas de madera de *P. uviferum* provenientes de las iglesias analizadas, se vincularon a la escasez de piezas que presentaran corteza o al menos albura, y a la extensión de las series de crecimiento contenidas en las mismas. La presencia de corteza en piezas dendroarqueológicas permite asignar con seguridad la fecha del último anillo de crecimiento en la serie, correspondiente a la fecha en que los árboles murieron o fueron cortados (Kuniholm 2001). Otro aspecto de relevancia para considerar en futuros estudios, es que no todos los bosques de esta especie poseen árboles que presenten albura en forma clara. Por este motivo, es posible que este indicador no sea de total utilidad al momento de determinar la incertidumbre de las fechas encontradas, siendo la presencia de corteza posiblemente el único indicador ciento por ciento fiable en estudios utilizando *P. uviferum*. Al parecer los individuos jóvenes presentan la albura de forma más clara, mientras que en individuos de mayor edad no siempre es posible diferenciar albura en las muestras. Muestreos en otras iglesias, aun no procesados, han encontrado piezas de madera utilizadas en distintas partes de las estructuras con presencia de corteza. No obstante, las piezas hasta la fecha observadas por los autores parecen siempre provenir de otras especies arbóreas nativas. Sin embargo, aún hay muchas iglesias no estudiadas y que pueden ser visitadas para corroborar la presencia de corteza en piezas de madera de *P. uviferum* y otras especies en futuros estudios. Por otro lado, la segunda limitación de importancia para la datación de algunas de las piezas utilizadas en este estudio, fue la

corta extensión de las series de crecimiento encontradas en algunas secciones de las iglesias, como fue el caso de los pilotes de la Iglesia de Ichuac. Lo anterior aumenta la incertidumbre de las dataciones dado que la correspondencia temporal se considerada más robusta si ocurre a lo largo de una amplia extensión de tiempo. Cuando la serie de crecimiento que se quiere fechar es una serie corta, por ejemplo menor a 100 años, hay más probabilidad que su patrón de crecimiento coincida con los patrones de crecimiento en diferentes secciones de la serie de referencia, mientras que si la serie a fechar es larga, esa probabilidad disminuye y aumenta la seguridad de la datación (Barclay y Rayburn 2014). Por ejemplo, una datación dendroarqueológica de una casa histórica en Nueva York, resultó en que las muestras de tablas de madera con menos de 40 anillos de crecimiento no pudieron ser datadas, sugiriendo que para una exitosa datación cruzada la muestra debe ser superior a 100 años (Barclay y Rayburn 2014). Como en el caso de estudio de Barclay y Rayburn (2014), este problema puede ser también resuelto en futuras investigaciones en las iglesias de Chiloé, utilizando una mayor cantidad de muestras y extendiendo el muestreo a una mayor cantidad de secciones o partes de las estructuras dentro de las iglesias.

Fechado de las piezas de madera de P. uviferum de las iglesias de Ichuac y Vilupulli. Uno de los principios fundamentales de una datación dendrocronológica consiste en que las muestras que se buscan datar pueden presentar un patrón de crecimiento similar a otros árboles de la misma especie en una zona geográfica (Holmes 1983). Esto sucede debido a que tanto los árboles que dieron origen a la estructura, como los que fueron incluidos en las cronologías de ancho de anillos, comparten un patrón de crecimiento que es normalmente atribuido a las variaciones del clima de la zona, el cual condiciona el crecimiento de los árboles en grandes escalas geográficas; es decir, más allá de su condición local de sitio (Kuniholm 2001). Considerando el desconocimiento acerca de la procedencia y el año de instalación de las piezas de madera en las iglesias, se utilizaron todas las cronologías de ancho de anillos disponibles de la especie en la zona para evaluar su relación con cada pieza de madera, incluyendo también una cronología compuesta por series de las tres mejores cronologías individuales en cuanto a correlaciones con las muestras de las iglesias (cuadro 2). Debido a que aún existen pocas cronologías de ancho de anillos de esta especie en Chiloé, es posible que al mejorar la red de cronologías de referencia para la datación de estructuras históricas en la isla y sus alrededores, se pueda también mejorar las correlaciones y la seguridad de la datación de cada pieza. En ninguno de los casos las correlaciones de las muestras analizadas con las series de referencia ($r = 0,37$; $P < 0,05$; cuadros 3 y 4) alcanzaron los valores de intercorrelación de las cronologías ($r = 0,56$ en promedio; $P < 0,05$; cuadro 2), sugiriendo que otras cronologías, posiblemente de sitios más próximos o similares a los que dieron origen a los árboles usados en la

construcción de las iglesias de Chiloé, podrían mejorar las correlaciones entre piezas y series de referencia, y junto con esto mejorar también la certeza de las dataciones. La ubicación de los sitios y la complacencia o restricciones para el crecimiento de los mismos, son consideradas posibles causas de las bajas correlaciones entre los patrones de crecimiento de las piezas de madera de la iglesia de Ichuac con las cronologías o series de referencia utilizadas. Generalmente, las cronologías de ancho de anillos provienen de sitios restrictivos para el crecimiento, en donde se expresan de mejor forma las diferencias interanuales en las series de crecimiento de los árboles. Esta condición es especialmente deseada para estudios en dendroclimatología, pero podría no ser el caso de los sitios que dieron origen a los árboles utilizados en la construcción de las iglesias de Chiloé.

Iglesia de Vilupulli. Considerando que la iglesia de Vilupulli se comenzó a construir a principios del siglo XX (Guarda 1984, Montecinos *et al.* 1995), es posible que el pilar VLP-05 proveniente de la torre, que presentó el año 1918 como el más reciente en la muestra, sea parte del proceso tardío de la construcción inicial o de una restauración no descrita en documentación histórica. A pesar de que VLP-05 no presentaba corteza, indicador que permite tener seguridad del año en que fue cortado el árbol, esta muestra presentaba albura en forma clara. Sin embargo, considerando que el número de anillos presentes en la albura puede estar entre 20 y 50 en algunas cronologías, con un promedio de 30 años, es también posible que la fecha de corte se encuentre varios años posterior a 1918. En el caso de la muestra VLP-01, que presentó como anillo más reciente el año 1866, se evidenció un fuerte labrado y ausencia de albura, lo cual pudo hacerle perder varios segmentos de anillos de crecimiento que podrían ser cercanos a la fecha obtenida para VLP-05 (año 1918). No obstante, no se puede descartar que VLP-01 sea una pieza más antigua, quizás utilizada en las etapas iniciales de construcción de la iglesia. El análisis de los otros pilares y otras piezas de la torre podrían ayudar a precisar las fechas de construcción y restauración de la torre de esta iglesia. La datación de piezas de otras especies que se observan con mayor frecuencia siendo usadas en forma rústica y con presencia de corteza, podría ser de utilidad para disminuir la incertidumbre de la datación de las estructuras dentro de las iglesias de la Isla de Chiloé. En algunos casos, el proceso de construcción de una iglesia en Chiloé pudo durar diez o más años (Montecinos *et al.* 1995). Este antecedente es de primera importancia para evaluar la antigüedad de las piezas de madera y el rango en que la datación dendroarqueológica puede ser asignada a un determinado momento de la historia. Este rango de tiempo, posiblemente mayor o menor a diez años en cada iglesia, debería considerarse en futuros estudios dendroarqueológicos, dado que limita la posibilidad de determinar si la pieza fue cortada mientras se construía cada iglesia, o si era una pieza cortada con poca o mucha anterioridad.

Iglesia de Ichuac. La iglesia de Ichuac fue construida a finales del siglo XIX (Guarda 1984), lo cual indicaría que las dataciones de los últimos anillos de los pilotes (ICH-02: 1920; ICH-04: 1929), con presencia de albura, formarían parte de una restauración no descrita anteriormente. Es importante mencionar que se desconocen restauraciones anteriores a la fecha del terremoto de 1960, después del cual se habría restaurado esta y varias otras iglesias de la isla, resaltando la necesidad de reconstruir la historia de estas y otras estructuras presentes en la zona.

Los pilotes ICH-01 e ICH-05 no presentaron corteza ni albura, por ende, no fue posible asignar el año de corte del árbol que dio origen a estas piezas de madera. No obstante, dado que ambos pilotes presentaron un fuerte labrado, es posible que las piezas hayan perdido varios anillos exteriores. Una mayor cantidad de muestras de los pilotes, idealmente de mayor longitud temporal, provenientes de la estructura del piso de la iglesia de Ichuac permitirán corroborar las dataciones encontradas en este estudio. Existe un alto potencial de encontrar piezas rústicas de madera en las iglesias de Chiloé, con albura y corteza, es decir, sin labrado. Esto es más probable en las estructuras del piso y las fundaciones, como en pilares y algunas vigas utilizadas en el techo y la torre. De identificar este tipo de muestras, el fechado podría llegar a ser incluso exacto respecto del año en el cual fueron cortados los árboles utilizados en las estructuras de las iglesias de Chiloé.

La evidencia de que las muestras de las dos iglesias, Vilupulli e Ichuac, analizadas en este estudio, correlacionan con las cronologías de ancho de anillo Piuché (ETP), Santa Lucía (SLN) y Tepuhueico (TEP), se puede atribuir a que comparten una señal de crecimiento potencialmente explicada por la variabilidad climática común. Según Aravena y Luckman (2009) la Isla de Chiloé posee un clima similar en comparación con otras zonas del sur de Sudamérica. Corroborando esto, las tres cronologías se correlacionaron con la precipitación ($r = 0,48$; $P < 0,05$; $n = 47$) y la temperatura media ($r = -0,49$; $P < 0,05$; $n = 47$) de los meses de primavera de la isla de Chiloé. Resultados similares, incluyendo también la variabilidad climática de los meses de verano y otoño, han sido encontrados en otros estudios analizando las relaciones clima-crecimiento en *P. uviferum* (Lara *et al.* 2008).

Potencial de la dendroarqueología en el bosque templado lluvioso de Chile y Argentina. Debido a que la madera de *P. uviferum* presenta un crecimiento recto y su madera posee una alta durabilidad (Solís *et al.* 2004), ha sido una de las especies más utilizadas en el sur de Chile como revestimiento, postes, pilares y vigas (Bannister *et al.* 2008). En todos estos casos, las piezas de madera pueden ser utilizadas en forma rústica, incluso sin ningún labrado, favoreciendo la identificación de los años en los cuales los árboles han sido cortados, lo cual en muchos casos puede estar muy próximo a la fecha de construcción de las estructuras. En este sentido, la integración de esta información con el

conocimiento local e histórico de construcción en madera, puede ayudar a lograr una mejor estimación de la fecha de construcción o restauración de las estructuras. La excepcionalidad de esta especie en cuanto a las características de su madera y su durabilidad (Solis *et al.* 2004), su sensibilidad climática (Lara *et al.* 2008) y su potencial para datar estructuras y piezas de madera, ratifican la necesidad de expandir el estudio de los anillos de crecimiento de los bosques de *P. uviferum* como información clave para el patrimonio, la historia cultural y ambiental de Chiloé y sus alrededores.

Existe una cantidad creciente de especies que han mostrado ser de utilidad para estudios dendrocronológicos en bosques templados de Chile y Argentina. A pesar de esto, varias de las especies que fueron encontradas durante los procesos de restauración de las iglesias de Chiloé, no han sido nunca puestas a prueba de un modo sistemático dentro de esta disciplina. Algunas de ellas, como *Weinmania trichosperma* Cav. (tineo), *Drymis winteri* J.R. et G. Forster (canelo), *Nothofagus nitida* (Phil) Krasser (coihue de Chiloé), especies de mirtáceas y *Laurelipsis philippiana* Looser (tepa), entre otras, se han hallado en iglesias restauradas recientemente. La presencia de una gran cantidad de piezas de *L. philippiana* en la iglesia de Santa María de Rilán, especie que no se utiliza actualmente en construcción por sus características físicas, organolépticas y su durabilidad, abre fuertes interrogantes acerca de la conservación del conocimiento de construcción y de los atributos de las especies del bosque y sus usos en Chiloé. Una mayor cantidad de estudios dendrocronológicos en nuevas especies del bosque templado lluvioso favorecerá el estudio de estas y otras estructuras históricas construidas hace más de cien años.

Un número mayor de estudios sobre registros históricos de las estructuras (restauraciones, remodelaciones, incendios, etc.), junto con el conocimiento histórico de las técnicas de construcción (tiempo de secado, formas de uso de cada especie), permitirán integrar y contextualizar la información histórica que puede proveer el estudio de los anillos de crecimiento como método de datación de las piezas de madera de las iglesias. Otras especies que han sido halladas en construcciones históricas en Chiloé podrían también ser estudiadas en cuanto a su potencial dendrocronológico, considerando que muchas de estas especies poseen una alta durabilidad y aparente buena visibilidad de anillos de crecimiento.

CONCLUSIONES

Pilgerodendron uviferum tiene un alto potencial para estudios dendroarqueológicos en estructuras patrimoniales del sur de Chile. Los resultados de este estudio ofrecen dataciones de las piezas de madera dentro de los rangos históricos esperados y con buenos parámetros estadísticos utilizando tres cronologías de ancho de anillos de la especie como series de referencia. No obstante lo anterior, un mayor número de piezas de madera permitiría corroborar las fechas propuestas en este estudio.

Los resultados positivos de este estudio exploratorio, datando un número reducido de muestras de *P. uviferum*, resaltan la necesidad de continuar con la datación de más estructuras y piezas de madera de las iglesias de Chiloé y otras construcciones consideradas patrimoniales, con el fin de reconstruir la historia de estas edificaciones, en lo que podría ser uno de los lugares más húmedos del mundo donde se puede datar madera después de siglos de haber sido extraída del bosque.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al proyecto “Potencial de los anillos de crecimiento de árboles para la datación de estructuras Históricas (Proyecto DID S-2013) de la Dirección e Investigación de la Universidad Austral de Chile. También agradecemos el aporte de National Geographic Society (fondo #7988-06), National Science Foundation (fondos # 0602166 and 0956552), Centro del Clima y la Resiliencia CR2 (FONDAP 15110009), proyecto Fondecyt 11140677 y a los Proyectos Internos Pontificia Universidad Católica de Valparaíso (039.353/2016 and 039.329/16).

Por su apoyo en la colecta de muestras, información histórica y geográfica agradecemos a Gabriel Guarda, Álvaro González, Elizabeth Uribe, Natalia Riquelme, Katrin Fitzek, Hermes Vera y Patricio Basáez. Agradecemos ampliamente la participación de la Fundación Amigos de las Iglesias de Chiloé por facilitar diversas instancias de muestreo y obtención de información histórica para el desarrollo de esta investigación. Finalmente agradecemos a tres revisores anónimos que con sus comentarios ayudaron a mejorar la calidad de este trabajo.

REFERENCIAS

- Aravena JC, BH Luckman. 2009. Spatio-temporal rainfall patterns in southern South America. *International Journal of Climatology* 29(14): 2106-2120.
- Baillie MGL. 1995. *A Slice Through Time: Dendrochronology and Precision Dating*. Batsford, London, UK. Routledge. 176 p.
- Bannister J, C Le Quesne, A Lara. 2008. Estructura y dinámica de bosques de *Pilgerodendron uviferum* afectados por incendios catastróficos en la Cordillera de la Costa de la Isla Grande de Chiloé. *Bosque* 29(1): 33-43.
- Bannister J. 2012. Dynamics and restoration of *Pilgerodendron uviferum* forests on Chiloé Island, North Patagonia, Chile. Thesis PhD. Freiburg im Breisgau, Germany. Faculty of Forest and Environmental Sciences, Albert-Ludwigs Universität. 93 p.
- Barclay DJ, JA Rayburn. 2014. Tree-ring dating of historic buildings in Willsboro, northeastern New York, and development of regional chronologies for dendroarchaeology. *Tree-Ring Research* 70(2): 79-90.
- Berg L. 2007. Restauración en Chiloé (Chile): la Iglesia de Castro. *Apuntes* 20(1): 126-141.
- Briffa K. 1995. Interpreting high-resolution proxy climate data: the example of dendroclimatology. In Von Storch H, A Na-

- varra eds. Analysis of climate variability, applications of statistical techniques. Berlin, Germany. Springer. p. 77-94.
- Cook E, LA Kairiukstis. 1990. Methods of Dendrochronology: Applications in the Environmental Sciences. New York, USA. Springer Science & Business Media. 394 p.
- Di Castri F, ER Hajek. 1976. Bioclimatología de Chile. Santiago, Chile. Vicerrectoría Académica, Universidad Católica de Chile. 107 p.
- Donoso C, A Lara, B Escobar, A Premoli, C Souto. 2013. *Fitzroya cupressoides* (Molina) I. M. Johnst. Alerce. In Donoso Zegers C ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 68-81.
- Fundación Amigos de las Iglesias de Chiloé. 2015. Patrimonio de la Humanidad. Consultado el 15 mar. 2015. Disponible en http://www.iglesiasdechiloe.cl/?page_id=39.
- Guarda G. 1984. Las Iglesias de Chiloé. Santiago, Chile. Ediciones Universidad Católica de Chile. 236 p.
- Holmes RL. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurements. *Tree Ring Bulletin* 43: 69-75.
- Holz A, T Veblen. 2011. The amplifying effects of humans on fire regimes in temperate rainforests in western Patagonia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 311(1-2): 82-92.
- ITRDB (International Tree-Ring Data Bank, US). 2014. Tree Ring. Consultado 30 Ago. 2014. Disponible en <https://www.ncdc.noaa.gov/data-access/paleoclimatology-data/datasets/tree-ring>.
- KNMI (Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut, NL). 2015. Monthly Observations. Consultado el 20 mar. 2015. Disponible en http://climexp.knmi.nl/selectfield_obs2.cgi?id=someone@somewhere.
- Kuniholm PI. 2001. Dendrochronology and Other Applications of Tree-ring Studies in Archaeology. In Brothwell DR, AM Pollard eds. The Handbook of Archaeological Sciences, London, UK. John Wiley. p. 36-46.
- Lara A, R Villalba, R Urrutia. 2008. A 400-year tree-ring record of the Puelo River summer-fall streamflow in the Valdivian Rainforest eco-region, Chile. *Climatic Change* 86(3): 331-356.
- Lara A, J Bannister, C Donoso, A Rovere, D Soto, B Escobar, A Premoli. 2013. *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin. Ciprés de las Guaitecas. In Donoso Zegers C ed. Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología. Valdivia, Chile. Marisa Cuneo Ediciones. p. 82-92.
- Montecinos H. 1995. Las iglesias misionales de Chiloé. Santiago, Chile. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile. 117 p.
- Morales MS, AE Nielsen, R Villalba. 2013. First dendroarchaeological dates of prehistoric contexts in South America: chullpas in the Central Andes. *Journal of Archaeological Science* 40(5): 2393-2401.
- Nash SE. 1999. Time, Trees, and Prehistory: Tree-Ring Dating and the Development of North American Archaeology, 1914-1950. Salt Lake City, USA. University of Utah Press. 294 p.
- Rivera MA, J Moya, D Shea. 2010. Dendrocronología en la Pampa del Tamarugal Desierto de Atacama, Norte de Chile. *Diálogo Andino - Revista de Historia, Geografía y Cultura Andina* 36: 33-50.
- Sahady A, F Gallardo, J Bravo, M Ibañez. 2007. Las unidades espaciales asociadas a la religiosidad chilota: Evolución de las entidades pobladas. Santiago, Chile. Instituto de Restauración Arquitectónica, Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile. 12 p.
- Slayton JD, MR Stevens, HD Grissino-Mayer, CH Faulkner. 2009. The historical dendroarchaeology of two log structures at the Marble Springs Historic Site, Knox County, Tennessee, U.S.A. *Tree-ring Research* 65(1): 23-36.
- Solis C, J Becerra, C Flores, J Robledo, M Silva. 2004. Antibacterial and antifungal terpenes from *Pilgerodendron uviferum* (D. Don) Florin. *Journal of the Chilean Chemical Society* 49(2): 157-161.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, FR). 2003. Convention Concerning the Protection of the World Cultural and Natural Heritage. Properties inscribed on the World Heritage List. Paris, France. UNESCO. 179 p.
- Veblen TT, JJ Armesto, BR Burns, T Kitzberger, A Lara, B León, K Young. 2005. The Coniferous Forest of South America. In Anderson F ed. Ecosystems of the World: Coniferous Forest. Amsterdam, The Netherlands. Elsevier. p. 702-725.

Recibido: 18.01.16

Aceptado: 06.12.16

Regímenes de riego y dosis de polímero hidrorretenedor sobre características morfológicas y fisiológicas de plantas de *Cordia trichotoma*

Irrigation regime and water retaining polymer doses in morphological and physiological characteristics of *Cordia trichotoma* seedlings

Mônica Brucker Kelling ^{a*}, Maristela Machado Araujo ^b, Enrique Benítez León ^c,
Suelen Carpenedo Aimi ^b, Felipe Turchetto ^b

* Autor de correspondencia: ^a Universidade Federal de Santa Maria, Colegio Politécnico da UFSM, Av. Roraima, 1000, CEP 97105-900, Santa Maria, Brasil, tel.: +55 -55-32208273, mbk@politecnico.ufsm.br

^b Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Ciências Florestais, Santa Maria, Brasil.

^c Universidad Nacional de Asunción, Facultad de Ciencias Agrarias, Campus San Lorenzo, Paraguay.

SUMMARY

The objective of this research was to define which irrigation regime, whether or not combined with water retaining polymer doses added to the substrate, is recommended in the production of *Cordia trichotoma* seedlings. The substrate was used with different dosages of water retaining polymers (0, 1.5, 3.0 and 4.5 g L⁻¹). After emergence the seedlings were subjected to different irrigation regimes (4-4-4, 4-8-8, 4-8-12, 8-8-8, 8-12-12 and 12-12-12 mm day⁻¹, alternating them every 60 days). The experiment was conducted in a completely randomized design in a split plot scheme, where the main plot was formed by the different irrigation regimes and subplots by doses of a hidrorretentor polymer. After 180 days of applying the irrigation blades, the following morphological and physiological variables were obtained. Seedlings are intolerant to water stress after 180 days under blade 4 or 12 mm constant irrigation. The permanent use of the 4 mm day⁻¹ blade is possible, since associated with an addition of approximately 2.4 g L⁻¹ dose of a water retaining polymer to the substrate. A suitable growth of seedlings was obtained with blades of 4-8-8 mm day⁻¹, alternating every 60 days with the possibility of using a smaller blade at the start of growth, thereby reducing water consumption.

Key words: tree species, nursery, seedling production, hydrogel, water management.

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue definir el régimen de riego que combinado, o no, con dosis de polímero hidrorretenedor en el sustrato, es indicado para la producción de plantas de *Cordia trichotoma*. En el sustrato fueron agregados diferentes dosis de polímero hidrorretenedor (0, 1,5, 3,0 y 4,5 g L⁻¹). Luego de la emergencia, las plantas fueron sometidas a diferentes regímenes de riego (4-4-4, 4-8-8, 4-8-12, 8-8-8, 8-12-12 y 12-12-12 mm día⁻¹, alternados cada 60 días). El experimento fue conducido en un diseño completamente aleatorio, en esquema de parcelas subdivididas, en que la parcela principal estuvo compuesta por diferentes regímenes de riego y la subparcela por las dosis del polímero hidrorretenedor. Después de 180 días de la aplicación de las láminas de riego fueron obtenidas las variables morfológicas y fisiológicas. Las plantas presentaron estrés hídrico a los 180 días bajo la lámina de 4 o 12 mm constantes de irrigación. La utilización constante de láminas de 4 mm día⁻¹ es posible desde que sea asociada a la adición de, aproximadamente, 2,4 g L⁻¹ de polímero hidrorretenedor al sustrato. Se obtuvo crecimiento adecuado de las mudas con láminas de 4-8-8 mm día⁻¹, alternados cada 60 días, siendo posible la utilización de una menor lámina en el inicio del crecimiento, reduciendo de esta manera el consumo de agua.

Palabras clave: especie forestal, vivero, producción de plantas, hidrogel, manejo hídrico.

INTRODUCCIÓN

La especie *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. Ex Steud., pertenece a la familia Boraginaceae, ocurre en diferentes regiones del Brasil, desde el Estado de Amazonas hasta Rio Grande do Sul, así como en la Argentina, Bolivia y Paraguay (Sobral *et al.* 2006). Según Coradin *et al.* (2011), *Cordia trichotoma* es considerada un árbol con potencial para integrar proyectos madereros y de recuperación ambiental, posibili-

tando viabilidad económica de su cultivo o manejo, hecho que es impulsado por el crecimiento volumétrico elevado, calidad y multifuncionalidad de usos de la madera. De esta manera, en la silvicultura es creciente la necesidad de investigaciones que busquen mejorar la producción de plantas de especies forestales nativas, con calidad morfológica y fisiológica, capaces de atender los objetivos de las plantaciones.

Las variables más utilizadas para evaluar la calidad de plantas de especies forestales, generalmente son la altura,

el diámetro del cuello, la masa seca de la parte aérea, la masa seca radical y el índice de calidad de Dickson. De acuerdo a Landis *et al.* (2010), la altura y el diámetro del cuello de las plantas son las características morfológicas más comunes y son los caracteres fácilmente evaluados. Por otra parte, la fluorescencia de la clorofila *a* es una de las variables utilizada para expresar el estado fisiológico de las plantas (Ritchie *et al.* 2010).

La cantidad de agua interfiere directamente en el desarrollo de las plantas, por lo tanto, el conocimiento del manejo hídrico ideal para la fase de formación y desarrollo de las plantas en vivero es tan importante al igual que los demás procesos de producción (Novaes *et al.* 2002). Además, la falta de agua puede limitar el desarrollo de las plantas (Taiz y Zeiger 2004, Carvalho *et al.* 2011) y la irrigación excesiva puede ocasionar lixiviación de nutrientes.

En la actualidad, es creciente la necesidad de desarrollar estudios que busquen definir una lámina bruta diaria recomendada para cada especie forestal durante la fase de vivero, considerando que las exigencias varían en función de las características de las especies y del estadio de crecimiento. De esta manera, una alternativa para obtener mayor eficiencia en la irrigación en esa etapa de producción ha sido la utilización de polímeros hidroretenedores, que pueden contribuir para la mayor retención de agua y la disminución del riego, lo que puede favorecer la producción de plantas, tanto en calidad como en cantidad (Navroski *et al.* 2015).

Estudios con polímeros hidroretenedores son realizados principalmente para el género *Eucalyptus* (Lopes *et al.* 2010, Navroski *et al.* 2015, Vicente *et al.* 2015), no obstante, para especies nativas como *Cordia trichotoma*, no existen en la literatura informaciones sobre la utilización de polímeros hidroretenedores incorporados en el sustrato, ni con relación a las necesidades hídricas durante el proceso de producción de plantas.

De esta manera, se plantea como hipótesis que la adición de polímero hidroretenedor en el sustrato reduce el consumo de agua, así como la utilización de láminas de riego alternadas a lo largo del periodo de producción favorecen el crecimiento de las plantas. El objetivo de este estudio es definir el régimen de riego que combinado, o no, con dosis de polímero hidroretenedor en el sustrato, es indicado para la producción de plantas de *Cordia trichotoma*.

MÉTODOS

El estudio fue desarrollado en el Laboratorio de Silvicultura y Vivero Forestal del Departamento de Ciencias Forestales (DCFL) (29° 43' 13" S e 53° 43' 17" O) de la Universidad Federal de Santa Maria (UFSM), ubicado en el Municipio de Santa Maria, RS, región sur del Brasil. La altitud del local es de 95 m s.n.m y el clima de la región, de acuerdo a la clasificación de Köppen, es del tipo "Cfa", subtropical húmedo, caracterizado por presentar temperatura media del

mes más frío entre -3 y 18 °C, y del mes más cálido superior a 22 °C, con lluvias bien distribuidas y precipitación media anual de 1.600 a 1.900 mm (Alvares *et al.* 2013).

Los diásporos de *Cordia trichotoma* utilizados para la producción de las plantas fueron colectados en junio de 2013, de árboles semilleros localizados en el Municipio de Santa Maria, los cuales fueron conducidos al laboratorio y colocados en bandejas de plástico, para un pre-secado natural durante 48 horas. En seguida, fueron macerados en un tamiz para retirar los pétalos persistentes, formándose el lote de diásporos que permaneció almacenado por ocho días a temperatura ambiente (temperatura y humedad relativa media de aproximadamente 14,5 °C y 90 %, respectivamente) hasta el momento de la siembra.

Las plantas fueron producidas en tubetes cilíndrico-cónicos de polipropileno con volumen de 110 cm³, acondicionados en bandejas de polipropileno con capacidad de 96 tubetes, siendo utilizado el sustrato comercial Carolina Soil®, a base de turba de *Sphagnum* sp., vermiculita expandida, calcáreo dolomítico, yeso agrícola y fertilizante NPK. En la fertilización de base fue utilizada el fertilizante de liberación controlada (FLC) Osmocote®, en la formulación NPK 18-05-09, en la dosis de 8 g L⁻¹ de sustrato. En el momento de la preparación del sustrato en una mezcladora, este y el FLC fueron mezclados y humedecidos, siendo posteriormente agregado el polímero hidroretenedor, previamente hidratado.

El llenado de los tubetes con el sustrato fue realizado en forma manual, siguiendo con la compactación del mismo sobre una mesa compactadora, completando posteriormente el llenado. La siembra fue realizada directamente en los recipientes, colocando en cada tubete de tres a cuatro diásporos y finalmente recubiertos con una fina camada del mismo sustrato.

El polímero hidroretenedor (hidrogel) utilizado fue un producto sintético mixto, de copolímero de acrilamida y acrilato de potasio que, según el fabricante, tiene la función de absorber y retener grandes cantidades de agua y nutrientes, con las siguientes características: polvo blanco insoluble en agua, con partículas de tamaño que varían de 0,3 a 1,0 mm, aniónico, con 10 % de humedad, densidad de 0,8 g cm⁻³ e índice de pH utilizable de 5 a 9, disponiendo de hasta 95 % de solución almacenada para la planta (5 % retenidos con alta tensión), capaz de absorber hasta 300 veces su masa en agua y 100 veces su volumen.

Considerando la emergencia lenta de las plántulas, las bandejas conteniendo a estas permanecieron dentro de un invernadero, posteriormente fue realizado el raleo, dejando una planta completamente desarrollada por contenedor. Pasados 140 días después de la siembra, las plantas fueron seleccionadas y clasificadas de acuerdo a su altura, y dispuestas en forma alternada en las bandejas que fueron distribuidas aleatoriamente y sometidas a las diferentes láminas de irrigación en área abierta del vivero, protegiéndolas con tela de media sombra (50 %). La protección con media sombra fue retirada en el momento de cada irrigación, y

para evitar la incidencia de precipitaciones sobre los tratamientos fueron utilizadas lonas plásticas transparentes.

De esta manera, evaluando las diferentes láminas de riego, el estudio fue desarrollado de noviembre de 2013 a mayo de 2014, siguiendo un diseño completamente aleatorio, en esquema factorial con parcela subdividida, donde en la parcela principal fueron aleatorizados seis regímenes de riego (cuadro 1) y en la subparcela, cuatro dosis del polímero hidroretenedor (0, 1,5, 3 y 4,5 g L⁻¹ de sustrato), con cuatro repeticiones por tratamiento.

Los tratamientos con regímenes de riego I-1, I-4 y I-6 permanecieron los 180 días en las mismas líneas de irrigación

y los tratamientos I-2 y I-5 pasaron por cambios de línea de irrigación a los 60 días, es decir, recibieron menor lámina (4 y 8 mm día⁻¹) durante los primeros 60 días, cuando fueron sometidos a una lámina mayor de 8 o 12 mm día⁻¹, respectivamente. El tratamiento con el régimen de riego I-3 pasó por un cambio de lámina a los 60 días y otro a los 120 días (cuadro 1).

Para definir el tiempo necesario de irrigación a ser aplicado en las láminas previstas en los tratamientos fue realizado una prueba de uniformidad de los aspersores, siguiendo el método descrito por Salassier *et al.* (2006). De acuerdo a esta prueba, las láminas efectivas de agua utilizadas 4; 8 y 12 mm día⁻¹, definidas con base a investigaciones desarrolladas por Lopes *et al.* (2007) y Dutra *et al.* (2016), fueron distribuidas en diferentes frecuencias y horarios diarios, buscando optimizar la automatización del sistema de irrigación (cuadro 2).

La fertilización de cobertura fue iniciada dos meses después de la aplicación de los regímenes de riego, utilizando sulfato de amonio y clorato de potasio, según la recomendación de Silva y Angeli (2006), con frecuencia quincenal.

A los 180 días después de la aplicación de los tratamientos fueron medidas las siguientes variables: altura (cm), diámetro del cuello (mm), número de hojas, materia seca de la parte aérea (g planta⁻¹), materia seca radical (g planta⁻¹), materia seca total (g planta⁻¹), área foliar (cm² planta⁻¹), índice de calidad de Dickson, calculado por medio de la fórmula descrita en Dickson *et al.* (1960) y la fluorescencia de la clorofila *a*.

La altura de la planta fue obtenida con la ayuda de una regla milimetrada, tomándose como padrón la yema apical de la misma, el diámetro del cuello con un calibre digital (precisión de 0,01 mm), siendo evaluadas 16 plantas por cada tratamiento. Para la obtención de materia seca, las

Cuadro 1. Regímenes de riego utilizados, considerando las diferentes fases de desarrollo (0-60, 61-120 y 121-180 días después de la aplicación de los tratamientos), en la producción de plantas de *Cordia trichotoma*.

Irrigation regime used, considering the different stages of development (0-60, 61-120 and 121-180 days after application of treatments), the production of *Cordia trichotoma* seedlings.

Regímenes de riego	Tiempo (días)		
	0 a 60	61 a 120	121 a 180
	Láminas de irrigación (mm día ⁻¹)		
I-1	4	4	4
I-2	4	8	8
I-3	4	8	12
I-4	8	8	8
I-5	8	12	12
I-6	12	12	12

Cuadro 2. Lámina de agua, frecuencia diaria, cantidad, horarios y tiempo de irrigación utilizados en la producción de plantas de *Cordia trichotoma*.

Water blade, daily attendance, amount, schedules and time of irrigation used in the production of *Cordia trichotoma* seedlings.

Lámina de agua (mm día ⁻¹)	Frecuencia (veces/día)	Cantidad (mm) en cada aplicación/ Horario de irrigaciones	Duración de cada irrigación (min.)
4	3	2 /10 h	6
		1 /13 h	3
		1 /16 h	3
8	3	4 /10 h 08 min.	15
		2 /13 h 05 min.	7
		2 /16 h 05 min.	7
12	3	4 /10 h 25 min.	10
		4 /13 h 14 min.	10
		4 /16 h 14 min.	9

raíces y la parte aérea de las plantas fueron seccionadas con la ayuda de una tijera de podar en la zona del cuello. La parte radical fue lavada sobre tamiz (mallas n° 4; 16 y 20), buscando retirar el sustrato retenido en las raíces. Las muestras de cada repetición fueron acondicionadas separadamente en bolsas de papel Kraft, identificadas y colocadas en estufa con circulación forzada de aire a 60 °C, hasta alcanzar peso constante. Después del secado, fueron pesadas en balanza digital de precisión (0,001 g), para la determinación de la materia seca de la parte aérea y de las raíces. Para los análisis destructivos fueron utilizadas dos plantas por repetición (ocho por tratamiento), totalizando 192 plantas.

El área foliar fue obtenida paralelamente con la materia seca aérea, utilizando las mismas muestras, siendo estas procesadas antes del secado del material. Las hojas fueron retiradas con la ayuda de una tijera de podar, siendo fijadas sobre papel blanco (hoja A4) y cubiertas por vidrio transparente. Fue utilizada una regla milimetrada para el dimensionamiento, y las muestras fueron fotografiadas con el uso de una cámara digital, marca Sony, modelo DSC T-100, apoyada sobre una estructura con altura fija de 0,50 m y zoom de 1,4x. Posteriormente, las imágenes fueron procesadas en el *software* de análisis de imágenes UTHSCSA *Image Tool for Windows* versión 3.00, obteniéndose el área foliar.

La fluorescencia de la clorofila *a* fue medida por medio de un fluorómetro de pulso modulado JUNIOR-PAM (Walz, Alemania), siendo determinadas las características fisiológicas: fluorescencia inicial (F_0), eficiencia fotoquímica máxima del PSII (F_v/F_m) y la tasa de transporte de electrones (*ETR*). La medición fue realizada entre 07:30 y 10:00, en cuatro plantas por tratamiento.

Los datos obtenidos fueron, inicialmente, evaluados en cuanto a las presuposiciones de normalidad y homogeneidad de varianza, las cuales, cuando no se cumplieron fueron transformados por medio del suplemento "Action" del Excel, para entonces realizarse el análisis de varianza. Cuando fue observada diferencia entre tratamientos por la prueba F, los mismos tuvieron sus medias comparadas por la prueba de Tukey y/o regresión polinómica, a 5 % de probabilidad de error. En el caso de efecto significativo de las ecuaciones cuadráticas, se determinó la dosis de máxima eficiencia técnica (DMET). En el análisis de los datos fue utilizado el paquete estadístico SISVAR (Ferreira 2011).

RESULTADOS

Se constató interacción significativa ($P < 0,05$) entre los tratamientos (regímenes de riego x dosis de polímero hidrotretenedor) para altura de la parte aérea, mientras que para el diámetro del cuello (3,88 mm), no hubo interacción ni efecto significativo para los factores independientes.

De forma general, cuando las plantas fueron sometidas al régimen de riego I-6 (12 mm dia⁻¹ constante), asociado con 4,5 g L⁻¹ de polímero hidrotretenedor se observó menor

crecimiento en altura, comportamiento similar al régimen de riego I-1 (4 mm dia⁻¹, constante), sin adición de polímero o con 1,5 g L⁻¹ de sustrato. Además, en los tratamientos sin adición del polímero hidrotretenedor, el mayor crecimiento en altura fue observado en el tratamiento I-5 (figura 1).

Para materia seca de la parte aérea y materia seca total, los regímenes de riego y las dosis de polímero presentaron efecto significativo del factor independiente y, para materia seca radical e índice de calidad de Dickson, el análisis demostró efecto solamente para regímenes de riego ($P < 0,05$). El número de hojas (6,10) y el área foliar (38,50 cm² planta⁻¹) no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos (cuadro 3).

La mayor materia seca de la parte aérea y materia seca total fueron obtenidos con la dosis de 2,42 y 2,37 g L⁻¹ de polímero hidrotretenedor agregado al sustrato, respectivamente (figura 2A y 2B).

La materia seca de la parte aérea fue semejante en los regímenes de riego I-1, I-2, I-3 y I-4 (cuadro 3), mientras que en las mayores láminas de irrigación (I-5 y I-6) se registraron las menores medias. La materia seca radical y materia seca total fueron menores solamente en el régimen de riego I-6, no difiriendo estadísticamente de los tratamientos I-2, I-3, I-4 e I-5. El índice de calidad de Dickson observado en el régimen de riego I-1 (4 mm dia⁻¹, constante) fue influenciado expresivamente por la materia seca radical y materia seca total.

Por medio del análisis de varianza, para los datos de fluorescencia de la clorofila *a*, se pudo verificar que para la variable fluorescencia inicial (F_0) hubo interacción significativa entre los tratamientos, siendo que los menores valores se verificaron en los regímenes de riego I-1, I-2 e I-4 (sin la aplicación de lámina de 12 mm dia⁻¹), con poca influencia de la dosis del polímero hidrotretenedor (figura 3). Con la aplicación de la lámina de 12 mm dia⁻¹, desde los 120 hasta los 180 días de crecimiento de las plantas, en I-3, existe un aumento de F_0 cuando el polímero es utilizado en dosis superiores a 3 g L⁻¹.

Los tratamientos no presentaron efecto significativo sobre el rendimiento cuántico máximo del fotosistema II (F_v/F_m), no obstante, para la tasa de transporte de electrones (*ETR*) hubo efecto significativo solamente para el factor régimen de riego ($P < 0,05$), lo que demostró superioridad del régimen de riego I-2 (cuadro 4). Los regímenes de riego I-3, I-5 e I-6 demostraron menor *ETR*, principalmente, observando la lámina constante de 12 mm dia⁻¹, indicando la menor calidad del tratamiento.

DISCUSIÓN

De acuerdo a los resultados se puede observar que las menores tasas de crecimiento en altura de las plantas de *Cordia trichotoma* se presentaron con el régimen de riego I-1 (4 mm dia⁻¹ constante), sin la adición de polímero o con la dosis de 1,5 g L⁻¹, indicando el efecto de la limitación hí-

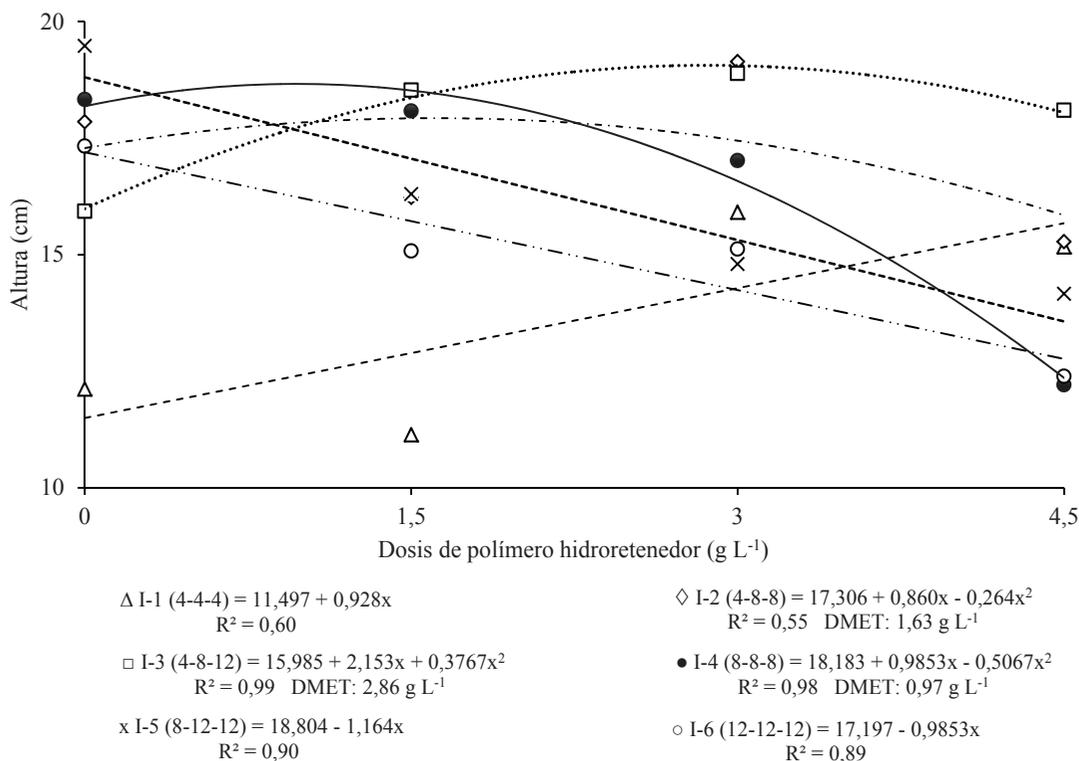


Figura 1. Crecimiento en altura de plantas de *Cordia trichotoma* en función de las dosis de polímero hidroretenedor, 180 días después de la aplicación de diferentes regímenes de riego.

Growth in height *Cordia trichotoma* seedlings according to water retaining polymer doses, 180 days after the application of different irrigation regimes.

Cuadro 3. Materia seca de la parte aérea (MSPA), materia seca radical (MSR), materia seca total (MST), índice de calidad de Dickson (ICD), número de hojas (NH) y área foliar (AF) de plantas de *Cordia trichotoma*, 180 días después de la aplicación de diferentes regímenes de riego.

Biomass of the aerial part (BAP), biomass of root (BR), total biomass (TB), Dickson quality index (DQI), leaf number (LF) and leaf area (LA) of *Cordia trichotoma* seedlings, 180 days after the application of different irrigation regimes.

Regímenes de riego (mm día ⁻¹)	MSPA (g)	MSR (g)	MST (g)	ICD	NH	AF (cm ²)
I-1 (4 - 4 - 4)	0,547 a*	0,645 a	1,193 a	0,263 a	6,38 ^{ns}	45,63 ^{ns}
I-2 (4 - 8 - 8)	0,477 ab	0,423 ab	0,899 ab	0,160 b	6,63	38,08
I-3 (4 - 8 - 12)	0,489 ab	0,464 ab	0,952 ab	0,168 b	5,67	37,37
I-4 (8 - 8 - 8)	0,493 ab	0,506 ab	0,999 ab	0,182 b	6,79	41,94
I-5 (8 - 12 - 12)	0,460 b	0,429 ab	0,880 ab	0,170 b	5,75	32,71
I-6 (12-12-12)	0,373 c	0,387 b	0,760 b	0,159 b	5,38	35,29
Media	-	-	-	-	6,10	38,50
CV (%)	-	-	-	-	27,66	17,33

I: Irrigación (0-60 días; 61 a 120 días; 121 a 180 días en la fase de crecimiento). CV: Coeficiente de variación. * Medias seguidas por la misma letra en la columna no difieren entre sí por el test de Tukey, a 5 % de probabilidad de error. ^{ns} F no significativo a 5 % de probabilidad.

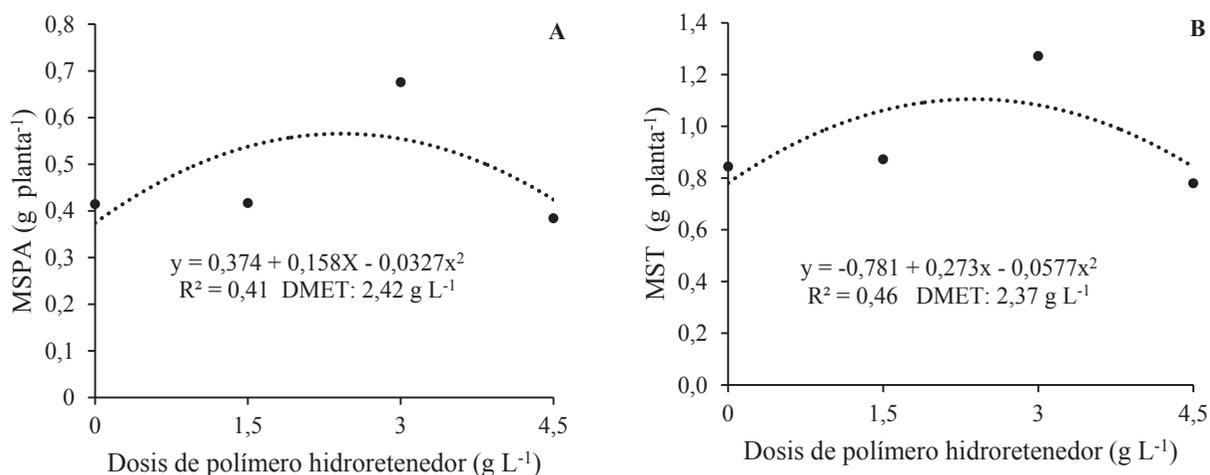


Figura 2. A - Materia seca de la parte aérea (MSPA) y B - materia seca total (MST) de plantas de *Cordia trichotoma*, 180 días en función de las dosis de polímero hidroretenedor.

A) Biomass of the aerial part (BAP) and B) total biomass (TB) seedlings of *Cordia trichotoma* 180 days retaining polymer doses.

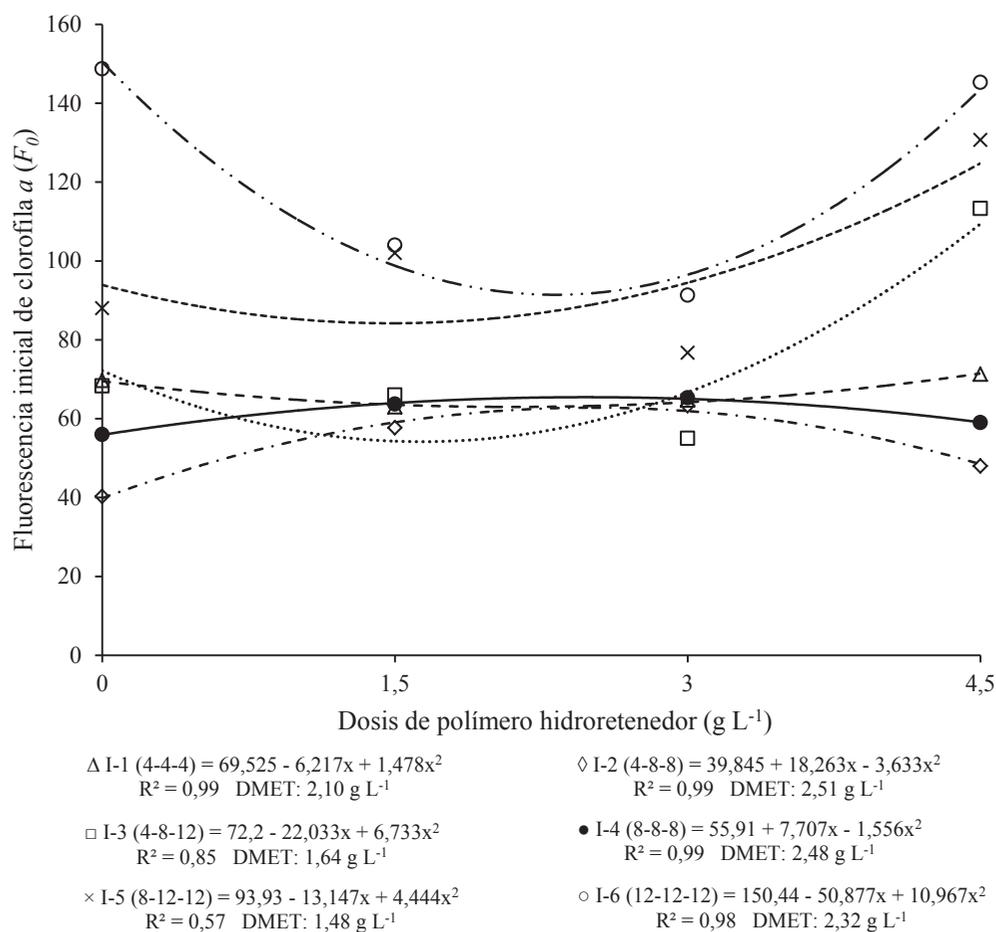


Figura 3. Fluorescencia inicial de la clorofila a (F_0) de plantas de *Cordia trichotoma*, 180 días después de la aplicación de diferentes regímenes de riego.

Initial chlorophyll fluorescence (F_0) of *Cordia trichotoma* seedlings 180 days after the application of different irrigation regimes.

Cuadro 4. Rendimiento cuántico máximo del fotosistema II (F_v/F_m) y tasa de transporte de electrones (ETR) de plantas de *Cordia trichotoma*, 180 días después de la aplicación de diferentes regímenes de riego.

Maximum quantum yield of photosystem II (F_v/F_m) and electron transport rate (ETR) of *Cordia trichotoma* seedlings 180 days after the application of different irrigation regimes.

Regímenes de riego (mm día ⁻¹)	F_v/F_m	ETR
I-1 (4 - 4 - 4)	0,6550 ^{ns}	54,77 b*
I-2 (4 - 8 - 8)	0,7358	85,06 a
I-3 (4 - 8-12)	0,6800	43,17 cd
I-4 (8 - 8 - 8)	0,6975	51,86 bc
I-5 (8 -12-12)	0,6108	42,85 d
I-6 (12-12-12)	0,6833	21,58 e
Media	0,6771	49,88
CV%	13,63	16,64

I: Irrigación (0-60 días; 61 a 120 días; 121 a 180 días en la fase de crecimiento). CV: Coeficiente de variación. ^{ns} F no significativo al 5 % de probabilidad. * Medias seguidas por la misma letra en la columna no difieren entre sí por la prueba de Tukey al 5 % de probabilidad de error.

drica en el crecimiento de las plantas (figura 1). Ese resultado puede ser explicado por Taiz y Zeiger (2004), quienes describieron que el estrés hídrico disminuye la actividad fotosintética. Conforme Pallardy (2008), el déficit hídrico reduce las actividades fisiológicas relacionadas con la división y el crecimiento de las células, mientras que la fotosíntesis, por el cierre de las estomas, reduce la fijación de carbono, la formación y expansión foliar, pudiendo, inclusive, inducir a la caída de hojas.

Cuando el polímero hidrotetenedor es asociado, se puede observar que las menores láminas de agua favorecen el crecimiento de las plantas de *Cordia trichotoma* (figura 1). Por otra parte, se constató disminución en la altura de las plantas cuando ese insumo fue utilizado con mayores láminas (inclusión de 12 mm día⁻¹ en el riego). Eso ocurrió porque el exceso de agua también puede provocar una disminución del crecimiento, hecho también destacado por Navroski *et al.* (2015), quienes verificaron que una mayor lámina de irrigación (20 mm) y el uso del hidrogel provocaron disminución en el crecimiento de plantas de *Eucalyptus dunnii* Maiden.

Según Pallardy (2008), la fotosíntesis es mucho más sensible a la disponibilidad de agua, tanto en suelos secos, así como en suelos encharcados, lo que repercute directamente sobre el crecimiento de las plantas. Las raíces de las plantas producidas con exceso de humedad reducen la capacidad de las mismas de realizar intercambios gaseosos y de absorber agua y nutrientes, una vez que la planta reduce la transpiración y, consecuentemente, el metabolismo es

perjudicado, habiendo reducción de su crecimiento (Medri *et al.* 2011).

Buscando identificar el régimen de riego que proporcionó crecimiento adecuado para plantas de *Cordia trichotoma* sin desperdicio de agua, fue posible verificar que I-2 (4-8-8 mm día⁻¹) proporcionó una altura semejante a las combinaciones con láminas mayores, I-4 (8-8-8 mm día⁻¹) e I-6 (12-12-12 mm día⁻¹), inclusive sin adición de polímero hidrotetenedor. Considerando esa variable, sería posible una mayor economía de agua con la adición de alrededor de solamente 3 g L⁻¹ del polímero hidrotetenedor, utilizando I-1 (4 mm día⁻¹ constante) (figura 1), lo que posibilitaría una economía de, aproximadamente, 50 % de agua en relación al régimen I-4.

Diferentes resultados son observados en la literatura en cuanto a la influencia de la utilización de polímeros hidrotetenedores en el crecimiento de plantas. Maldonado-Benitez *et al.* (2011) encontraron mayores alturas y diámetro de cuello en la producción de plantas de *Pinus greggii* Engelm utilizando la dosis de 4 g L⁻¹ de hidrogel. Vicente *et al.* (2015) observaron que la utilización de hidrogel proporcionó mayor crecimiento de las mudas de *Eucalyptus* sp., así como Navroski *et al.* (2015) verificaron que, además de obtener mejor crecimiento y calidad de plantas, el uso de hidrogel posibilitó la reducción de las láminas de irrigación en la producción de plantas de *Eucalyptus dunnii* Maiden.

Regímenes de riego con mayores láminas (I-5 e I-6) demostraron menor incremento de la materia seca (cuadro 3). No obstante, a pesar del reducido coeficiente de determinación observado (figura 2A y 2B), dosis intermedia del polímero (aproximadamente 2,4 g L⁻¹) aumentó la materia seca aérea y, consecuentemente, la total. Esto sugiere que *Cordia trichotoma* es una especie de demanda hídrica intermediaria. La mayor materia seca de la parte aérea (cuadro 3), demuestra que el exceso de humedad ocasionado por la utilización de la lámina de 12 mm día⁻¹, perjudicó el desempeño de las plantas.

El mayor valor del índice de calidad de Dickson observado para el régimen de riego I-1 (4 mm día⁻¹ constante) (figura 3) fue fuertemente influenciado por la materia seca radical, lo que posiblemente esté asociado a la necesidad de expansión de las raíces en función de la restricción hídrica.

Fisiológicamente la menor fluorescencia de la clorofila *a* (F_0) observada en el régimen de riego I-2 (4-8-8 mm día⁻¹) (figura 3), en la ausencia del polímero hidrotetenedor, demuestra las mejores condiciones de las plantas en relación a los demás tratamientos. De acuerdo con Prado y Casali (2006), menores valores de F_0 son favorables, pues en la ausencia de luz, el aparato fotosintético de una planta que no esté bajo condiciones de estrés se encuentra totalmente oxidado. Esta condición refleja que la mayor cantidad de energía esté siendo direccionada a la etapa fotoquímica de la fotosíntesis, y no perdida por fluorescencia.

Los regímenes de riego con lámina de agua de 12 mm día⁻¹ (I-3, I-5 e I-6) en alguna de las fases de crecimiento presentan valores superiores de F_0 , indicando reducción de la capacidad fotosintética de las plantas. De acuerdo con Medri *et al.* (2011), plantas sometidas al exceso de humedad presentan reducción en la tasa de crecimiento relativo, en función de la caída en la tasa fotosintética, con la consecuente reducción en la producción de fotoasimilados.

Tatagiba y Pezzopane (2007) observaron mayores valores de F_0 en plantas establecidas en campo de dos clones de *Eucalyptus* sp., durante la época seca, en relación a la lluviosa, lo que puede indicar que el sistema de absorción de luz del PSII actuó más eficientemente en la época lluviosa, en relación a la época seca. Esto sugiere que los clones de *Eucalyptus* sp. presentan demanda hídrica diferente al de *Cordia trichotoma*, y que la especie del presente estudio es menos exigente en agua y más tolerante a ambientes más secos, de que los clones de *Eucalyptus* sp., hecho confirmado por Lopes *et al.* (2007) y Navroski *et al.* (2015).

Considerando la tasa de transporte de electrones, se puede considerar que la lámina de 4 mm día⁻¹ (I-1), presentó resultado inferior al régimen I-2 (4-8-8 mm día⁻¹), lo que posiblemente significa una reacción negativa de las plantas al déficit de humedad. De esta manera, atendiendo que por medio de la ETR es posible observar que láminas conteniendo 12 mm día⁻¹ de irrigación son inadecuadas, indicando la baja demanda hídrica de esta especie.

Los resultados de esta variable divergen de los observados por Mantoan (2013), que no encontró diferencia entre los tratamientos, al analizar la capacidad de recuperación de *Annona emarginata* (Schltdl.) H. Rainer después de una condición de estrés hídrico.

Así, con base a estos resultados de las variables de fluorescencia, se presupone que la distribución de energía entre los complejos colectores de luz del PSII, los centros de reacción y el aceptor final del PSII presentaron diferencias entre tratamientos utilizados, pudiendo las variables evaluadas por la emisión de fluorescencia ser utilizadas para estudios del comportamiento del crecimiento de plantas en viveros.

En el caso específico de *Cordia trichotoma*, los resultados que demostraron diferencias significativas entre las variables de fluorescencia de la clorofila *a* analizadas, indican que en la producción de plantas esta especie es sensible a los diferentes regímenes de riego, bien como a las dosis de polímero hidroretenedor. La sensibilidad de la especie puede ser percibida por la intolerancia al estrés hídrico, causado principalmente por el exceso de agua en la irrigación.

En el análisis de crecimiento de las plantas de *Cordia trichotoma* en vivero, dados los resultados observados, las variables que más contribuyeron en las condiciones del régimen de riego y dosis de polímero hidroretenedor a ser agregado en el sustrato fueron altura, fluorescencia inicial y tasa de transporte de electrones. Las variables materia seca de la parte aérea, área foliar e índice de calidad de

Dickson fueron importantes en la constatación de la habilidad de la especie en modificar el direccionamiento de los fotoasimilados. Los resultados de materia seca radical evidenciaron la estrategia de la especie en aumentar el sistema radical en busca de agua, hecho constatado en el menor régimen de riego (4 mm día⁻¹) constante a lo largo del tiempo. De esta forma, se entiende que dicho aumento no indica calidad superior de las plantas, pero sí respuesta a una situación de estrés ambiental (menor disponibilidad de agua).

El sistema radical de la planta es un factor de calidad post plantación. Una planta con un buen sistema radical tiene mayor sobrevivencia que una planta con un sistema radical pobre (Haase 2008).

La supervivencia y el crecimiento inicial de especies forestales en campo son desempeños posibles de prever por medio de la observación de características morfológicas de las plantas, como la altura y el diámetro del cuello (Ritchie *et al.* 2010). El diámetro del cuello de una planta en envase es el mejor predictor de supervivencia. La altura de las plantas suele no tener relación con la supervivencia cuando las condiciones del sitio son buenas. Sin embargo, las plantas altas pueden tener menor supervivencia en sitios rigurosos (Mexal y Landis 1990). En general, a medida que aumenta el diámetro del cuello de la planta, aumenta la supervivencia en plantación. Las prácticas de manejo que reducen el crecimiento en altura (leve estrés hídrico, poda aérea) pueden minimizar este riesgo.

Las variables diámetro de cuello y número de hojas, no se mostraron adecuadas para la selección del mejor tratamiento, a pesar de algunas investigaciones (Maldonado-Benitez *et al.* 2011, Bernardi *et al.* 2012) haber constatado respuestas indicativas por medio de esas variables para otras especies arbóreas.

De forma general, se puede inferir que, un crecimiento adecuado de las plantas de *Cordia trichotoma* a nivel de vivero se puede obtener, con una variación de la lámina de agua a lo largo del periodo, con 4-8-8 mm día⁻¹, modificados bimensualmente. Por lo tanto, es posible la utilización de una mejor lámina en el inicio del crecimiento, cuando las plantas todavía presentan menores dimensiones, reduciendo así el consumo de agua. La utilización de lámina de 4 mm día⁻¹ en la producción de plantas es posible, desde que sea asociada con la adición de la dosis de, aproximadamente, 2,4 g L⁻¹ de polímero hidroretenedor.

CONCLUSIONES

La hipótesis formulada: la adición de polímero hidroretenedor en el sustrato reduce el consumo de agua en el riego de plantas de *Cordia trichotoma* es confirmada, al igual que la utilización de láminas de riego alternadas a lo largo del periodo de producción favorece el crecimiento de las plantas.

La utilización de láminas de riego con variación bimensual de 4-8-8 mm día⁻¹ presenta, de manera general,

en las condiciones en que este trabajo fue conducido, los mejores resultados para las variables morfológicas (altura) y fisiológicas evaluadas.

La utilización del polímero hidrorretenedor, en aproximadamente 2,4 g L⁻¹ de sustrato, puede permitir la utilización continua de una lámina de riego de 4 mm día⁻¹.

REFERENCIAS

- Alvares CA, JL Stape, PC Sentelhas, JLM Gonçalves, G Sparovek. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711-728.
- Bernardi MR, MJ Sperotto, O Daniel, ACT Vitorino. 2012. Crescimento de mudas de *Corymbia citriodora* em função do uso de hidrogel e adubação. *Cerne* 18 (1): 67-74.
- Carvalho J de A, RF Aquino, GL Mesquita, FC Rezende, GM Pereira. 2011. Utilização de polímero hidro retentor no plantio de mudas de cafeeiro. *Engenharia na Agricultura* 19(2): 164-171.
- Coradin L, A Siminski, A Reis. 2011. Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro-região Sul. Brasília, Brasil. Ministerio do Meio Ambiente. 934 p.
- Dickson A, AL Leaf, JF Hosner. 1960. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. *Forestry Chronicle* 36:11-13.
- Dutra AF, MM Araujo, F Turchetto, DG Rorato, SC Aimi, DR Gomes, T Nishijima. 2016. Substrate and irrigation scheme on the growth of *Parapiptadenia rigida* (angico-vermelho) seedlings. *Ciência Rural* 46(6): 1007-1013.
- Ferreira DF. 2011. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia* 35(6): 1039-1042.
- Haase DL. 2008. Understanding forest seedling quality: measurements and Interpretation. *Tree Planters' Notes* 52: 24-30.
- Landis TD, RK Dumroese, DL Haase. 2010. Seedling processing, storage, and outplanting. Washington DC, USA. Department of Agriculture Forest Service. 200 p.
- Lopes JLW, IA Guerrini, JCC Saad. 2007. Qualidade de mudas de eucalipto produzidas sob diferentes lâminas de irrigação e dois tipos de substrato. *Revista Árvore* 31(5): 835-843.
- Lopes JLW, MR Silva, JCC Saad, TS Angélico. 2010. Uso de hidrogel na sobrevivência de mudas de *Eucalyptus urograndis* produzidas com diferentes substratos e manejos hídricos. *Ciência Florestal* 20(2): 217-224.
- Maldonado-Benitez KR, A Aldrete, J López-Upton, H Vaquera-Huerta, VM Cetina-Alcalá. 2011. Producción de *Pinus greggii* Engelm. en mezclas de sustrato com hidrogel y riego, en vivero. *Agrociencia* 45: 389-398.
- Mantoan LPB. 2013. Recuperação das trocas gasosas e fluorescência da clorofila em plantas de *Annona emarginata* (Schltdl.) H. Rainer submetidas a estresse hídrico. Master Thesis (Mestrado em Ciências Biológicas). Botucatu, Brasil. Universidade Estadual Paulista. 123 p.
- Medri C, ME Medri, EA Ruas, LA Souza, PS Medri, S Sayhun, E Bianchini, JA Pimenta. 2011. Morfoanatomia de órgãos vegetativos de plantas juvenis de *Aegiphila sellowiana* Cham. (Lamiaceae) submetidas ao alagamento do substrato. *Acta Botanica Brasilica* 25(2): 445-454.
- Mexal JG, TD Landis. 1990. Target seedling concepts: height and diameter. In Rose R, SJ Campbell, TD Landis eds. Target Seedling Symposium, USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RM-200. p. 17-35.
- Navroski MC, MM Araujo, CS Fior, FS Cunha, ALP Berghetti, MO Pereira. 2015. Uso de hidrogel possibilita redução da irrigação e melhora o crescimento inicial de mudas de *Eucalyptus dunnii* Maiden. *Scientia Forestalis* 43(106): 467-476.
- Novaes AB, JGA Carneiro, DG Barroso, PSS Leles. 2002. Avaliação do potencial de regeneração de raízes de mudas de *Pinus taeda* L., produzidas em diferentes tipos de recipientes, e o seu desempenho no campo. *Revista Árvore* 26(6): 675-681.
- Pallardy SG. 2008. Physiology of woody plants. 3 ed. San Diego, USA. Academic Press. 454 p.
- Prado CHBA, CA Casali. 2006. Fisiologia vegetal: práticas em relações hídricas, fotossíntese e nutrição mineral. Barueri, SP, Brasil. Editora Manole. 466 p.
- Ritchie GA, TD Landis, RK Dumroese, DGA Haase. 2010. Assessing Plant Quality. Cap. 2. In Landis TD, RK Dumroese, DL Haase. The Container Tree Nursery Manual. Agriculture Handbook. 674. Washington DC, USA. Department of Agriculture Forest Service. p. 15-81.
- Salassier B, AA Soares, EC Mantovani. 2006. Manual de irrigação. 8 ed. Viçosa, Brasil. Universidade Federal de Viçosa. 625 p.
- Silva PHM, A Angeli. 2006. Implantação e Manejo de Florestas Comerciais. Piracicaba, Brasil. IPEF. 14 p. (Documentos Florestais, 18).
- Sobral M, JA Jarenkow, P Brack, B Irgang, J Larocca, RS Rodrigues. 2006. Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul, Brasil. São Carlos, Brasil. RiMA/Novo Ambiente. 350 p.
- Taiz L, E Zeiger. 2004. Fisiologia vegetal. 4 ed. Porto Alegre, Brasil. Artmed. 720 p.
- Tatagiba SD, JEM Pezzopane. 2007. Cinética de emissão de fluorescência das clorofilas em dois clones de *Eucalyptus*. *Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal* 10(12): 1-14.
- Vicente MR, AA Mendes, NF Silva, FR Oliveira, MG Motta Júnior, VOB Lima. 2015. Uso de gel hidrorretentor associado à irrigação no plantio do eucalipto. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada* 9(5): 344-349.

Recibido: 14.09.16
Aceptado: 05.01.17

Eficiencia reproductiva y producción de polen en *Nothofagus alpina* en un huerto semillero clonal

Reproductive efficiency and pollen production in a *Nothofagus alpina* clonal seed orchard

Luz García Cruzatty ^{abc*}, Magaly Rivero ^d, Gregorio Vásquez ^b, Soraya Peñarrieta ^c, Fernando Droppelmann ^e

* Autor de correspondencia: ^a Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Programa de Doctorado en Ciencias Forestales, Valdivia, Chile, luzcecilia29@hotmail.com

^b Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Facultad de Ciencias Ambientales, Quevedo, Los Ríos, Ecuador.

^c Universidad Técnica de Manabí, Facultad de Ingeniería Agronómica, Campus Experimental La Teodomira, km 13,5 Vía a Santa Ana, Santa Ana, Manabí, Ecuador.

^d Cooperativa de Mejoramiento Genético de Chile, Valdivia, Chile.

^e Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Instituto de Bosques y Sociedad, Valdivia, Chile.

SUMMARY

The potential production of pollen per plant is a good indicator of fruit production. In this work the reproductive efficiency index, the average potential pollen production per flower and the functional relationship between the number of anthers and the amount of pollen per flower of *Nothofagus alpina* were determined. The ratio of viable seeds formed after manual pollination and the seeds formed by natural pollination was calculated. The total of pollen grains per flower was estimated by direct counting. The index of reproductive efficiency was estimated at an average of 0.19. It was found that the number of pollen grains per anther varied among individuals and among years. Pollen production per flower was estimated between 85,703 pollen grains per flower in 2011 and 117,975 in 2013. Low seed production after open pollination could be due to pollen limitation, since the formation of viable seeds after hand pollination was significantly higher. The amount of pollen content in the flowers of *N. alpina* varies in a direct relation with the pollen grains in the anthers, suggesting that the final production of pollen does not depend on the number of anthers per flower.

Key words: pollen, reproduction, Nothofagaceae, anemophily.

RESUMEN

El potencial de producción de polen por planta es un buen indicador de la producción de frutos. En este trabajo se calculó el índice de eficiencia reproductiva, el potencial de producción promedio de polen por flor y se determinó la relación funcional entre el número de anteras y la cantidad de polen por flor en *Nothofagus alpina*. Se calculó la proporción entre las semillas viables formadas después de polinización manual y las formadas mediante polinización natural. El total de granos de polen por flor se estimó por conteo directo. El índice de eficiencia reproductiva se calculó en un promedio de 0,19. Se encontró que el número de granos de polen por anteras varió entre individuos y entre años. La producción de polen por flor se calculó entre 85.703 granos de polen por flor en el año 2011 y 117.975 en el año 2013. La baja producción de semillas en condiciones de polinización abierta puede deberse a limitación polínica, pues la formación de semillas viables después de polinización manual fue notablemente mayor. La cantidad de polen contenido en las flores de *N. alpina* varía en relación constante con los granos de polen en las anteras, lo que sugiere que la producción final de polen no depende de la modificación del número de anteras por flor.

Palabras clave: polen, reproducción, Nothofagaceae, anemofilia.

INTRODUCCIÓN

La polinización eficiente, y la consiguiente producción de frutos, dependen de la producción de polen y de otros factores, como las distancias entre individuos co-específicos y/o la eficiencia en la dispersión de polen (Allison 1990). En general, la cantidad de polen producido en plantas anemófilas es más alta que la producida por plantas polinizadas por insectos (Tormo *et al.* 1996). Friedman y Barrett (2009)

evidenciaron que la eficiencia de la transferencia de polen en plantas anemófilas no es sustancialmente inferior a la de las plantas polinizadas por animales, hallazgos que desafían la explicación de que la evolución a pocos óvulos en flores polinizadas por el viento se asocia con bajas cargas de polen. Esta investigación pone en duda lo supuesto por mucho tiempo de que la polinización anemófila es menos eficaz que la polinización biótica, falta de eficiencia que se compensaría con la producción de una gran cantidad de granos de polen.

Nothofagus alpina (P. et E.) es una especie nativa de los bosques templados de Chile y Argentina, cuyo mecanismo anemófilo en la dispersión del polen es favorecido por la anatomía floral. Las flores masculinas, dispuestas en las axilas de las hojas más basales (1 a 5 por axila), se encuentran sostenidas por largos pedicelos que facilitan su movimiento con el viento, al igual que una elevada cantidad de estambres por flor que varía entre 34 a 50 unidades. Las flores femeninas se encuentran en inflorescencias constituidas por tres flores, son inconspicuas, con estigmas sésiles, grandes y sobresalientes, levemente mucilaginosos en la fase receptiva (García *et al.* 2013).

En la actualidad existe una fuerte demanda por material vegetal para la reforestación con esta especie, lo que justifica la realización de investigaciones que permitan conocer sus mecanismos reproductivos y por ende la búsqueda de soluciones para mejorar la productividad y calidad de las semillas (García *et al.* 2014). El conocimiento del potencial de producción de polen por planta y de los periodos de producción es un buen indicador de la salud de los bosques y especialmente es útil en huertos dedicados a la producción de semillas o frutos.

La mayoría de las teorías sobre las estrategias de asignación sexual de las plantas asumen que la disponibilidad de polen normalmente no limita la producción de semillas en las poblaciones de plantas (Burley y Willson 1983). El efecto de la limitación del polen en la producción de semillas se ha observado en varias especies (Bierzuchudek 1981, Ashman *et al.* 2004, Pearse *et al.* 2015); sin embargo, no existen publicaciones sobre la producción de polen de *N. alpina*, y menos aún de la relación funcional entre el número de anteras y la cantidad de polen por flor.

Los antecedentes sugieren que la eficiencia reproductiva de *N. alpina* no es limitada por una baja disponibilidad de polen, como se ha observado en la mayoría de especies anemófilas (Tormo *et al.* 1996, Piotrowska 2008, Gómez-Casero *et al.* 2007), sino más bien a la ineficiencia de este mecanismo de dispersión que resulta en una escasa cantidad de polen que llega a los estigmas (García *et al.* 2014). Además, de una temporada a otra, la variación observada en la producción de polen por flor no se asocia a la reducción del número de anteras, tal como se ha sugerido al observarse que el número de anteras por flor tiene un amplio rango de variación en *N. alpina* (34 – 50 unidades) (García *et al.* 2013).

Con estas referencias se plantearon como objetivos: calcular el índice de eficiencia reproductiva, estimar el potencial de producción promedio de polen por flor que puede producir un individuo de *N. alpina*, y determinar la relación funcional entre el número de anteras y la cantidad de polen por flor.

MÉTODOS

El estudio se realizó en el huerto semillero clonal “Huililemu” de *N. alpina*, localizado en la comuna San José

de la Mariquina, región de Los Ríos. Fue establecido en el año 1989 por la Corporación Nacional Forestal de Chile y la Cooperativa de Mejoramiento Genético Forestal con el objetivo de conservar la diversidad genética de *N. alpina* y su utilización en programas de mejoramiento. Se encuentra fuera del área de distribución natural de la especie, entre las coordenadas geográficas: 39°32'56,57"S; 73°04'18,15"O. Este huerto semillero, está constituido por individuos de *N. alpina* originarios de un amplio rango altitudinal en la cordillera de Los Andes, comuna Panguipulli. Dichos árboles tienen aproximadamente la misma edad y están bajo las mismas condiciones ambientales. El huerto tiene una superficie de 3,1 hectáreas y un total de 33 clones, establecidos a un espaciamiento de 5 x 5 m.

La oscilación térmica mensual en esta localidad, durante los años en que se realizó este estudio, estuvo entre máximas de 17,8 (2013) a 18,8 °C (2012) en enero, y mínimas de 5,3 (2011) a 6,5 °C (2012) en julio. La mayor precipitación se dio durante junio del 2012 (337,2 mm), en contraste con el mes febrero del 2011 que tuvo la más baja precipitación (15,4 mm) (figura 1) (Servicio de Meteorología de Chile 2016).

Para determinar el índice de eficiencia reproductiva (IER), se realizaron ensayos de cruzamientos controlados, durante la temporada de floración 2012 (septiembre). Se realizó polinización manual en flores que habían sido embolsadas en la fase de yema para evitar la polinización natural. Previamente se habían etiquetado y aislado ramas en cada uno de los cinco clones seleccionados. La polinización cruzada manual se realizó colocando polen fresco de individuos colindantes sobre los estigmas receptivos de las inflorescencias. Se utilizaron ramas, cada una de las cuales tenían entre 15 y 23 inflorescencias.

Para determinar la producción natural de semillas, antes de la dehiscencia de las infrutescencias, se colocaron mallas en 30 ramas en diferentes orientaciones, en los mismos clones en que se hizo la polinización cruzada manual. En la época adecuada se tomaron las semillas obtenidas en cada árbol seleccionado y se separaron manualmente las llenas de las vacías.

Se determinó el índice de eficiencia reproductiva (IER), calculando el cociente entre la producción de semillas en inflorescencias de polinización abierta y la producción de semillas después de polinización cruzada manual (Ruiz-Zapata y Arroyo 1978). Para facilitar la redacción de la metodología y de los resultados se consideró que un fruto corresponde a una semilla, pues el fruto de *N. alpina* es monospermo, tipo nuez. Los promedios del IER para cinco clones (un rameto por clon) fueron contrastados mediante una comparación múltiple, utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

El total de granos de polen por flor se estimó por conteo directo, siguiendo la metodología de Shivanna y Rangaswamy (1992): se colectaron al azar, aproximadamente a 1,50 m de altura de la copa, 20 flores por tres clones codificados como 11, 23 y 30 (un rameto por clon), du-

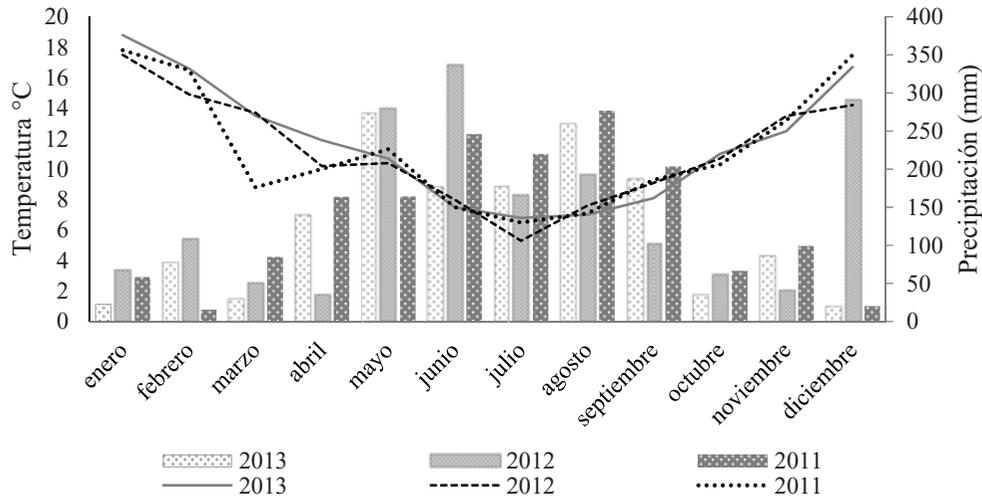


Figura 1. Precipitación (barras) y temperatura media mensual (líneas) durante el periodo de estudio en el huerto semillero “Huillilemu”.
 Climatic conditions in the period of study in the seed orchard “Huillilemu”. Precipitation (bar) and temperature (lines).

rante tres años consecutivos (2011, 2012, 2013); dichas flores se mantuvieron en FAA (formaldehído, alcohol, ácido acético) a 4 °C hasta su utilización. De cada flor se tomaron cinco anteras, las que fueron colocadas en tubos de ensayo con 200 µL de agua y azul de anilina en lactofenol y aplastadas con una varilla de vidrio. El total de granos de polen se contó desde esta preparación, utilizando un hemocitómetro (marca Marienfeld, modelo 0610130). Por último, el número de granos de polen por anteras (GPA) fue determinado utilizando la fórmula 1, y luego este valor fue multiplicado por el total de anteras de cada flor.

$$GPA = \frac{\text{Granos de polen en suspensión (volumen total de la suspensión)}}{\text{Volumen de la suspensión usada para el conteo}} \quad [1]$$

Para el análisis de los componentes determinantes (anteras flor⁻¹, polen antera⁻¹, polen flor⁻¹), los niveles del factor clon y el factor año fueron ordenados de manera factorial y distribuidos en un diseño completamente al azar con 20 repeticiones (20 flores). La significancia de los factores, y su interacción se estableció a través del nivel de probabilidad derivados del análisis de varianza. Además, las diferencias entre los niveles de cada factor se establecieron a través de la prueba de Tukey con un nivel de probabilidad de 0,05. Por otro lado, se realizó un análisis de regresión entre el número de anteras por flor y el número de gránulos por antera con respecto al contenido total de polen por flor. La significancia de la relación entre los factores determinantes de la producción de polen se valoró a través del coeficiente de determinación (R²) y el valor crítico de Pearson a un nivel de 0,01. Estos análisis se realizaron utilizando el *software* Statistica 7.

RESULTADOS

El índice de eficiencia reproductiva varió entre 9,5 y 37,0 % (cuadro 1). En todos los individuos, las pruebas de polinización cruzada indican que la fertilidad natural en la especie es baja. En cuanto a la formación de semillas de polinización abierta (T1); los valores oscilaron entre 9,0 y 24,9 %. Al contrario, la producción de semillas mediante polinización cruzada manual fue superior al 90 % en todos los individuos, a excepción del clon 38 (67,5 %).

La cantidad de granos de polen por antera y por flor fue diferente dentro de un mismo año y entre años ($P < 0,0001$) en un mismo individuo. La producción de polen por antera estuvo en un rango de 2.255 a 2.634 granos. En el individuo 11 se obtuvo el promedio más alto de granos de polen por flor y de número de anteras por flor (44,6) (cuadro 2).

El número de anteras por flor varió entre clones y entre periodos de evaluación. Los clones 11 y 23 presentaron una menor producción de anteras por flor en el año 2013, en relación a los periodos 2011 y 2012; mientras el clon 30 tuvo un similar número de anteras en los años 2011 y 2013, pero inferior en el año 2012 (figura 2A).

Se presentó la menor producción de granos de polen por antera en el año 2011 en los clones 23 y 30; aunque en el año 2013 el clon 23 presentó un aumento notorio en la producción de polen, pasando de menos de 2.000 granos de polen en los periodos 2011 y 2012 a 4.399 granos de polen por antera (figura 2B).

Se encontró una alternancia entre mayor y menor producción de polen en los periodos evaluados. El total calculado de granos de polen por flor estuvo entre 65.469,7 (clon 30) en el año 2011 y 151.762,6 (clon 23) en el año 2013 (figura 2C).

Cuadro 1. Formación de semillas en *Nothofagus alpina* en condiciones de polinización natural (T1) y mediante polinización cruzada manual (T2), e índice de eficiencia reproductiva (IER = T1/ T2).

Formation of *Nothofagus alpina* seeds under natural pollination (T1) and by manual cross-pollination (T2). Reproductive Efficiency Index (REI) (T1/T2) was calculated.

	Clones	Semillas colectadas ⁺⁺ (a)	Semillas llenas (b)	Semillas vacías (a - b)	Semillas por flor (b/a)	IER ⁺ (T1/T2)
T1	11	67	6	61	0,090	0,095 d
T2	11	151	143	8	0,947	
T1	34	2.065	420	1.645	0,203	0,210 b
T2	34	166	161	5	0,970	
T1	36	226	38	188	0,168	0,173 b
T2	36	178	173	5	0,972	
T1	38	4.885	1.218	3.667	0,249	0,370 a
T2	38	206	139	67	0,675	
T1	46	512	55	457	0,107	0,114 c
T2	46	186	175	11	0,941	
Promedio						0,192
Desviación estándar						0,109

⁺Letras diferentes indican diferencias estadísticas, prueba Kruskal Wallis. ⁺⁺Total de semillas colectadas por árbol corresponde al número de flores polinizadas.

Cuadro 2. Promedios⁺ y cuadrados medios de los componentes determinantes de la producción de polen en tres clones de *Nothofagus alpina* y en tres periodos de producción.

Average and mean squares for the key components of pollen production in three *Nothofagus alpina* clones and three production periods.

Factor	gl	Componentes de la producción de polen de <i>Nothofagus alpina</i>		
		Anteras flor ⁻¹	Polen antera ⁻¹	Polen flor ⁻¹
Clon				
11		44,6 a	2.479,2 ab	111.814 ab
23		42,6 ab	2.634,5 a	104.938 ab
30		43,1 b	2.255,3 b	96.622 b
\bar{x}		43,43	2.456,33	104.46
Año				
2011		48,1 a	1.780,0 c	
2012		43,7 b	2.483,1 b	85.703 b
2013		38,5 c	3.105,8 a	109.696 a
\bar{x}		43,43	2.456,33	104.46
Clon	2	64,35	2180821,49	3472028157,00
Año	2	1367,02	26401887,04	16857289339,00
Clon x Año	4	563,82	17604515,67	30452220975,00
Error experimental	171	13,55	489130,60	967435375,94
Total	179			
Probabilidad _(clon)		0,0099	0,0130	0,0297
Probabilidad _(año)		<0,0001	<0,0001	<0,0001
Probabilidad _(clon x año)		<0,0001	<0,0001	<0,0001

⁺Letras diferentes indican que hay diferencias significativas.

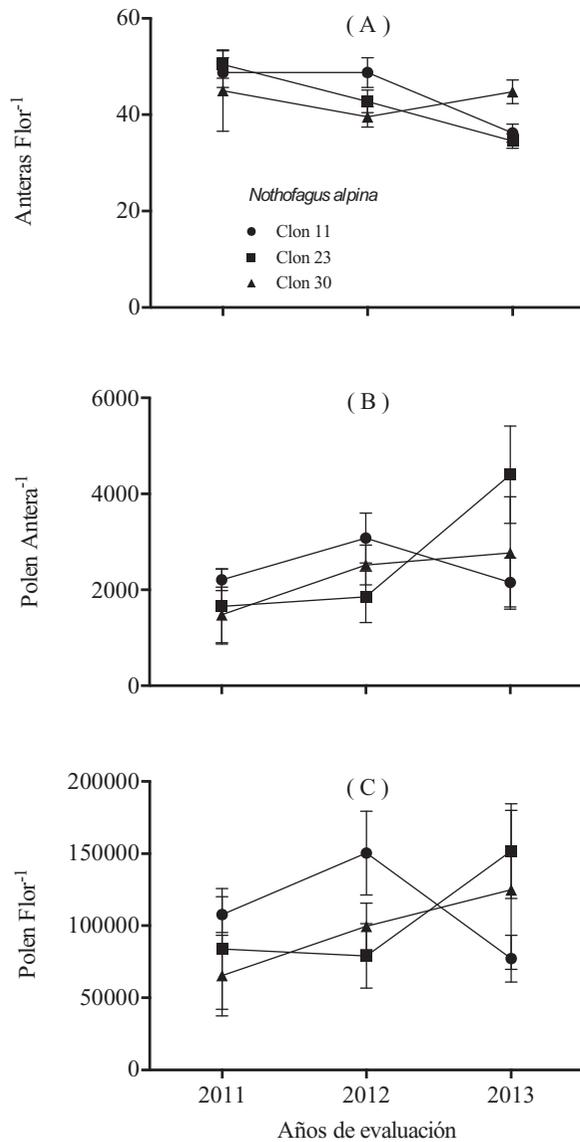


Figura 2. Interacción entre los factores clon y año de evaluación en las anteras por flor (A), polen por antera (B) y polen por flor (C) en *Nothofagus alpina*.

Clone by year of assessment interaction on anthers per flower (A), pollen per anther (B) and pollen per flower (C) in three *Nothofagus alpina* clones and three production periods.

En la figura 3A se observa que el número de anteras por flor no determinó la cantidad de granos de polen por flor, ya que no se observó una relación entre estas dos variables. Sin embargo, a pesar de no haberse observado una relación funcional entre el número de anteras por flor y el número de anteras (figura 3C), el número de granos por antera sí determinó la cantidad de granos de polen por flor (figura 3B); observándose, independientemente del clon y del año de evaluación, que por cada grano de polen por antera el aumento en el contenido de granos de polen por flor fue, en promedio, de aproximadamente 42 unidades.

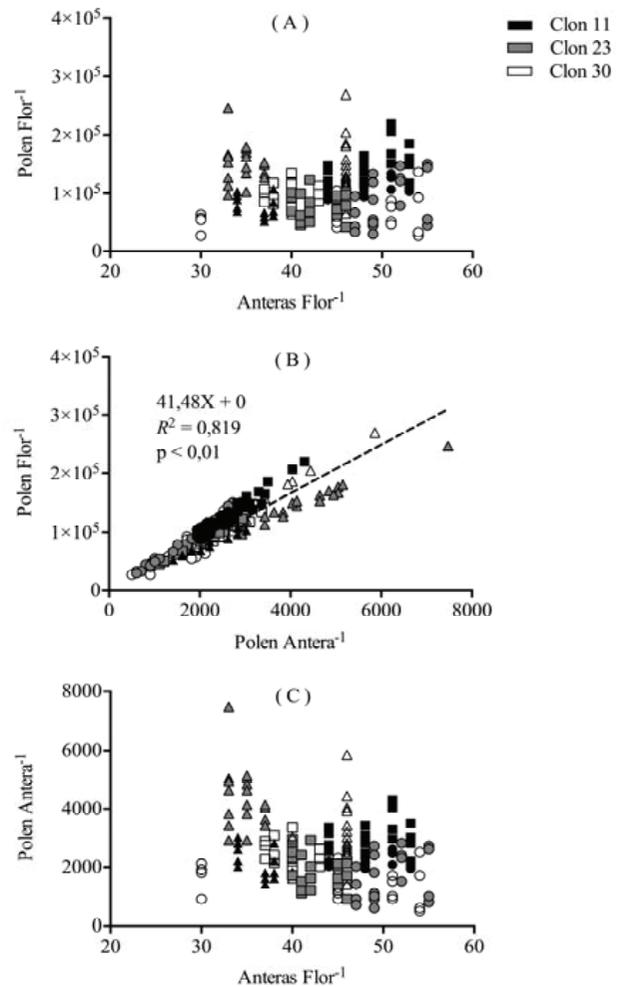


Figura 3. Variación del contenido de polen por flor en función de función de las anteras por flor (A) y el polen por antera (B), y el polen por antera en función de las anteras por flor (C), en tres clones de *Nothofagus alpina* en tres años de producción. La forma geométrica representa el año: círculo = 2011, cuadro = 2012 y triángulo = 2013. n = 180.

Functional relationship among changes in the production of pollen per flower and anthers per flower (A) and pollen per anther (B), and pollen per anther depending on the anthers per flower (C), in three *Nothofagus alpina* clones and three production periods. The geometric shape represents the year: circle = 2011, square = 2012 and triangle = 2013. n = 180.

DISCUSIÓN

Nothofagus alpina presenta mayor producción de semillas llenas después de polinización cruzada manual, en comparación con la producción obtenida mediante polinización abierta, lo que comprueba que la limitación de polen debe ser considerado como un determinante de la baja producción de semillas viables en el huerto “Huillilemu”. No obstante, el índice de eficiencia reproductiva varía entre clones, lo que podría deberse a los diferentes índices de

sobreposición entre las fases de receptividad estigmática y liberación del polen (García *et al.* 2013); aunque se debería considerar el análisis de esta característica durante varios periodos consecutivos y en una muestra más grande, de esta forma corroborar si los índices de eficiencia reproductiva son característicos para determinados genotipos, por ejemplo, la muy baja proporción de semillas por flor resultado de polinización abierta en el clon 11. En este huerto semillero, el desfase de las fenofases reproductivas entre árboles, limita la polinización cruzada (García *et al.* 2013), aunque, es posible que en poblaciones naturales, con una mejor sincronía floral entre individuos y por ende un mejor flujo polínico, una mayor cantidad de polen llegue a los estigmas.

Aunque ya se ha mencionado que la limitación de polen sería causada por la asincronía en las fenofases reproductivas entre los diferentes clones del huerto (García *et al.* 2013), debería estudiarse más detalladamente la influencia de los cambios climáticos interanuales en los patrones de dispersión del polen y otros factores que influyen el éxito reproductivo masculino y femenino, como la fecundidad masculina y la distancia entre individuos (Dow y Ashley 1998, Burczyk *et al.* 2004, Torimaru *et al.* 2012).

Nothofagus alpina, como otras especies anemófilas, produce una gran cantidad de polen, lo que se interpreta como una estrategia reproductiva para compensar la imprecisión del viento como agente polinizador. Algunos estudios sobre producción polínica en diferentes especies vegetales, tanto en anemófilas (Reddi y Reddi 1986, Prieto-Baena *et al.* 2003, Gómez-Casero *et al.* 2004) como en entomófilas, comprueban que, por lo general, existe una mayor producción de polen en las especies polinizadas por el viento (Tormo *et al.* 1996). En conclusión, la cantidad de polen producido no sería una limitante en la producción de semillas en el huerto Huillilemu y según García *et al.* (2015), el polen presenta valores altos de viabilidad, por lo que la viabilidad del polen tampoco se debe considerar como un factor limitante.

En la literatura no existen datos sobre la producción de polen por flor en especies del género *Nothofagus*, pero en especies emparentadas del orden Fagales se ha documentado para *Quercus coccifera* L. la cantidad de 7.355 granos de polen por estambre en el año 2000 y 6.804 en el 2001 y para *Quercus ilex* (Lam.) Schwartz ex T. Morais. y *Quercus suber* L. alrededor de 3.500 granos de polen por estambre en los mismos periodos de estudio (Gómez-Casero *et al.* 2004). Estos datos no distan mucho de lo calculado para *N. alpina*, entre 1,900 y 6,480 granos de polen por antera, considerando que cada estambre tiene una antera.

En este trabajo, se ha observado que el número de granos de polen por antera determina el contenido de granos de polen por flor. Esto es relevante por dos motivos: 1) la relación funcional entre polen/antera y polen/flor es independiente del clon de *N. alpina* y del año de evaluación (esto refleja una relación funcional muy robusta), 2) no se observa ningún tipo de relación entre en número de ante-

ras/flor y la cantidad de polen/flor, lo que sugiere que la cantidad de polen/antera es más determinante que el número de anteras/flor en el contenido final de polen/flor.

La determinación de los factores relacionados a la variabilidad interanual en la producción de polen, constituirá un conocimiento valioso para optimizar la producción de semillas y desarrollo de nuevos genotipos en los programas de mejoramiento genético.

CONCLUSIONES

La baja producción de semillas en condiciones de polinización abierta parece estar relacionada con la insuficiente llegada de polen a los estigmas, pues la formación de semillas viables después de polinización manual fue notablemente mayor.

La producción de polen por flor, dentro de una misma temporada, es diferente entre los árboles analizados, igualmente para un mismo individuo en los diferentes años de evaluación, lo que sugiere la existencia de diferencias genéticas entre individuos y un importante efecto de las diferentes condiciones climáticas durante los años en que se realizó el estudio.

La cantidad de polen contenido en las flores de *N. alpina* varía en relación constante con los granos de polen en las anteras, a pesar que la cantidad de polen por flor no muestra la existencia de una relación funcional con el número de anteras. Esto sugiere que la producción final de polen es determinada predominantemente por la reducción del contenido de granos de polen por antera y no por la modificación del número de anteras por flor.

REFERENCIAS

- Ashman T, T Knight, J Steets, P Amarasekare, M Burd, D Campbell, M Dudash, M Johnston, J Mazer, R Mitchell, M Morgan, W Wilson. 2004. Pollen limitation of plant reproduction: ecological and evolutionary causes and consequences. *Ecology* 85: 2408-2421.
- Pearse I, W Koenig, K Funk, M Pesendorfer. 2015. Pollen limitation and flower abortion in a wind-pollinated, masting tree. *Ecology* 96: 587-593.
- Allison T. 1990. Pollen production and plant density affect pollination and seed production in *Taxus canadensis*. *Ecology* 71: 516-522.
- Bierzychudek P. 1981. Pollinator limitation of plant reproductive effort. *American Naturalist* 117: 838-840.
- Burczyk J, A Lewandowski, W Chalupka. 2004. Local pollen dispersal and distant gene flow in Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). *Forest Ecology and Management* 197: 39-48.
- Burley N, Willson MF. 1983. Mate choice in plants. Princeton, New Jersey, USA. Princeton University Press. 264 p.
- Donoso P y D Soto. 2010. Plantaciones con especies nativas en el centro-sur de Chile: experiencias, desafíos y oportunidades. *Bosque Nativo* 47: 10-17.
- Dow B, M Ashley. 1998. Factors influencing male mating success in bur oak, *Quercus macrocarpa*. *New Forests* 15: 161-180.

- García L, F Droppelmann, M Rivero. 2013. Morfología y fenología floral de *Nothofagus alpina* (Nothofagaceae) en un huerto semillero clonal en la región de Los Ríos, Chile. *Bosque* 34(2): 221-231.
- García L. 2014. Biología reproductiva de *Nothofagus alpina* Oerts. Tesis Doctorado en Ciencias Forestales. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 117 pp. Consultado 01 de oct. 2016. Disponible en <http://repositorio.educacionsuperior.gob.ec/bitstream/28000/1353/1/T-SENESCYT-00479.pdf>.
- García L, M Rivero, F Droppelmann. 2015. Descripción morfológica y viabilidad del polen de *Nothofagus alpina* (Nothofagaceae). *Bosque* 36(3): 487-496.
- Gómez-Casero M, C Galán, E Domínguez-Vilches. 2007. Flowering phenology of Mediterranean *Quercus* species in different locations (Córdoba, SW Iberian Peninsula). *Acta Botanica Malacitana* 32: 127-146.
- Gómez-Casero M, P J Hidalgo, H García-Mozo, E Domínguez, C Galán. 2004. Pollen biology in four Mediterranean *Quercus* species. *Grana* 43: 1, 22-30.
- Piotrowska K. 2008. Pollen production in selected species of anemophilous plants. *Acta Agrobotanica* 61 (1): 41-52
- Prieto- Baena J, P Hidalgo, E Domínguez, C Galán. 2003. Pollen production in the Poaceae family. *Grana* 42: 153-160.
- Reddi S, N Reddi. 1986. Pollen production in some anemophilous angiosperms. *Grana* 25: 55-61.
- Ruiz-Zapata T and M Arroyo. 1978. Plant reproductive ecology of a secondary deciduous forest in Venezuela. *Biotropica* 10: 221-230.
- Shivanna K, N Rangaswamy. 1992. Pollen biology: a laboratory manual. New York, USA. Springer. 118 p.
- Servicio de Meteorología de Chile. 2016. Informes agroclimáticos, Región de los Ríos. Consultado 01 mar. 2016. Disponible en www.meteochile.cl
- Tormo R, A Muñoz, I Silva, F Gallardo. 1996. Pollen production in anemophilous trees. *Grana* 20: 38-46.
- Torimaru T, U Wennstro, D Lindgren, X Wang. 2012. Effects of male fecundity, interindividual distance and anisotropic pollen dispersal on mating success in a Scots pine (*Pinus sylvestris*) seed orchard. *Heredity* 108: 312-321.

Recibido: 12.10.16
Aceptado: 05.01.17

Comunidades forestales en bosques secundarios alto-andinos (Azuay, Ecuador)

Forest communities in high Andean secondary forests (Azuay, Ecuador)

Oswaldo Jadán ^{a*}, Cristian Toledo ^a, Braulio Tepán ^a, Hugo Cedillo ^{a,c},
Ángel Peralta ^b, Pedro Zea ^{a,c}, Patricio Castro ^a, Carlos Vaca ^c

*Autor de correspondencia: ^aUniversidad de Cuenca, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Carrera de Ingeniería Agronómica, Campus Yanuncay, Cuenca, Ecuador, tel.: 593-0992245446, oswaldo.jadan@ucuenca.edu.ec

^bETAPA, Empresa Pública de agua potable del Cantón Cuenca, Ecuador.

^cUniversidad de Cuenca, Departamento de Vinculación con la Colectividad, Cuenca, Ecuador.

SUMMARY

In the Andean mountains of southern Ecuador there are areas occupied by high Andean secondary forests as a consequence of anthropic activities. Here we identify different secondary forest communities located over 2900 m a.s.l, based on its floristic similarity. In each community, floristic composition was described by the total exclusive and shared species. Estimation curves were used to provide richness and diversity metrics. The structure was analyzed according to abundance and basal area. In addition, we evaluated the role of environmental variables in floristic conformation and structure through principal components and the redundancy analysis. Three forest communities were identified. Community, located at high altitude and low temperature, had the highest value of diversity and basal area. Variation in species composition was explained by climatic and geographic variables, density by soil and climatic variables, and basal area by topographic variables. Species richness and basal area did not present an altitudinal distribution pattern similar to those from other Andean tropical forests. Therefore, the floristic variation, species richness and basal area seem to be explained by the chronological age of secondary succession, as evidenced by the indicator species belonging to different ecological groups. We concluded that the floristic composition, richness and structure of vegetation in forest communities of high Andean secondary forests are influenced by climatic, topographic, physiographic and geographic variables related to the age of succession.

Key words: altitude, floristic composition, ecological guilds, structure, succession, tropical forest.

RESUMEN

En las montañas del sur del Ecuador existen áreas ocupadas por bosques secundarios alto andinos formados por consecuencia de actividades antrópicas. Aquí se identificaron diferentes comunidades de bosques secundarios ubicados sobre 2.900 m s.n.m, con base a su similitud florística. En cada comunidad se describió la composición florística mediante las especies totales, exclusivas y compartidas. Se usaron curvas de estimación para proporcionar métricas de riqueza y diversidad. Se analizó la estructura según la abundancia y área basal. Además, se evaluó el papel que cumplen las variables ambientales en explicar la conformación florística y estructura a través de análisis en componentes principales y de redundancia. Se identificaron tres comunidades forestales. El mayor valor en diversidad y área basal fue para la comunidad ubicada a mayor altitud y menor temperatura. La variación en la composición de especies fue explicada por variables ambientales de clima y geográficas, la densidad por variables edáficas y climáticas, y el área basal por variables topográficas. La riqueza de especies y área basal no presentaron patrón de distribución altitudinal similar con otros bosques tropicales andinos. Por lo tanto, se dedujo que la variación florística, riqueza de especies y área basal también son explicadas por la edad cronológica de sucesión secundaria, como lo demuestran las especies indicadoras pertenecientes a diferentes grupos ecológicos. Se concluyó que la composición florística, riqueza y estructura de la vegetación en comunidades forestales de bosques secundarios altoandinos están influenciadas por variables climáticas, topográficas, fisiografías y geográficas vinculadas con la edad de sucesión.

Palabras clave: altitud, composición florística, gremios ecológicos, estructura, sucesión, bosques tropicales.

INTRODUCCIÓN

Los bosques tropicales andinos, debido a su alta biodiversidad y endemismo, forman parte de los centros con mayor riqueza de plantas en el mundo (Barthlott *et al.* 2005). En las vertientes occidentales forman parte de los puntos calientes o “*hotspots*” del planeta. Aquí, una gran cantidad

de micro-hábitats y la accidentada topografía favorecen la existencia y adaptaciones biológicas incluyendo diferentes comunidades de plantas (Homeier *et al.* 2010).

En algunas zonas andinas del sur del Ecuador existen escasos parches de bosques primarios como efecto de la deforestación, vinculada con la presión antropogénica regional (Günter *et al.* 2007). También están presentes con-

siderables superficies de bosques secundarios en altitudes superiores a 1000 m s.n.m como resultado del abandono de tierras agrícolas, sometidas actualmente a procesos de regeneración natural o sucesión secundaria (Yepes *et al.* 2010).

En bosques secundarios jóvenes, la riqueza de especies, área basal y biomasa son inferiores respecto a los bosques primarios, en similares condiciones ambientales (DeWalt *et al.* 2003). No obstante, los bosques secundarios recuperan cronológicamente parámetros taxonómicos, estructurales y funcionales con dependencia del tipo e intensidad de perturbación, distancia al bosque original, presencia de fauna dispersora, topografía y clima local (Günter *et al.* 2007, Yepes *et al.* 2010, Zanini *et al.* 2014). Otro parámetro indicador de recuperación es la variación en la composición florística a la que se vinculan cronológicamente especies pertenecientes a diferentes gremios ecológicos (Finegan 1992). Parámetros indicadores de recuperación en la vegetación secundaria se relacionan positivamente con la provisión de madera, semillas y servicios ecosistémicos ligados a la regulación hidrológica, conservación de biodiversidad local, fertilidad física y química de suelos (Chazdon 2008). A nivel global, los bosques secundarios son eficientes en la mitigación del cambio climático a través de sus tasas de fijación de carbono superiores en comparación a los bosques primarios (Guariguata y Ostertag 2001).

En bosque primarios y secundarios se han identificado comunidades forestales con base a la composición florística y parámetros cuantitativos de la vegetación (Chain-Guadarrama *et al.* 2012, Castellanos-Castro y Newton 2015). Para entender ecológicamente la magnitud y variación en los parámetros de composición, diversidad y estructura de la vegetación, se han descrito relaciones con variables ambientales. Por ejemplo, a nivel local en Zamora Chinchipe se reporta que la composición florística y riqueza de especies es influenciada por la altitud (Homeier *et al.* 2010). Este resultado también es evidenciado a nivel regional, en amplios gradientes andinos de Perú y Bolivia (Girardin *et al.* 2014). Castellanos-Castro y Newton (2015) encontraron que el potasio, pH, nitrógeno y el sodio del suelo explican significativamente la variación florística y distribución altitudinal de especies arbóreas (Unger *et al.* 2012). Esta variación florística también es explicada por la distancia geográfica que influye en la limitación o facilitación de la dispersión de especies (Chust *et al.* 2006, Chain-Guadarrama *et al.* 2012). En los bosques andinos de Sudamérica el incremento del área basal está relacionada negativamente con la altitud y posibles efectos de las bajas temperaturas que influyen sobre el metabolismo fotosintético de las plantas (Báez *et al.* 2015).

No se han reportado estudios para conocer atributos de la vegetación en comunidades forestales secundarios altoandinos del Ecuador (2.900 m de altitud) ni sus relaciones con factores ambientales. La descripción de comunidades forestales permitiría a futuro entender su funcionalidad y la provisión de bienes y servicios ecosistémicos, especialmente en áreas de importancia ecológica. Bajo estos

antecedentes, como objetivos de la presente investigación: 1) se identifican comunidades forestales y describen su composición florística, diversidad y estructura; 2) se evalúan relaciones entre la composición florística, estructura de la vegetación y variables ambientales. A base de trabajos similares realizados en la región tropical se espera identificar más de una comunidad forestal y establecer relaciones positivas entre la composición florística, densidad y área basal con variables ambientales.

MÉTODOS

Descripción del área de estudio. El área de estudio se encuentra en el sur del Ecuador provincia del Azuay, cantón Cuenca, en una matriz agropecuaria de 150.000 ha (figura 1). Ecológicamente pertenece al bosque siempre verde montano alto (MAE 2013). Altitudinalmente se distribuye en parches de bosques secundarios entre 2.900 a 3.500 m s.n.m en sectores de las vertientes interandinas. Aquí se registraron temperaturas promedio anuales entre 6 y 12 °C, y precipitaciones anuales entre 800 y 1.500 mm (INAMHI 2014).

Muestreo. Se instalaron al azar 20 parcelas permanentes de investigación de 500 m² (25 m × 20 m) en parches de bosques secundarios con superficies > 1 ha distribuidas entre 2.900 hasta los 3.500 m s.n.m (figura 1); estos bosques fueron identificados a través de mapas de cobertura vegetal y muestreos exploratorios donde se evaluó la presencia de especies pioneras e intermedias consideradas como indicadoras de sucesión secundaria (Finegan 1992). Se consideró como bosque secundario a las áreas que registraron valores ≥ al 25 % en la riqueza de especies indicadoras de sucesión secundaria, respecto al total de especies registradas, en una superficie de 500 m². También se indagó el pasado agrícola del bosque a las personas oriundas del sector o guías de campo. Estas parcelas fueron instaladas dentro de cuatro áreas de importancia hidrológica, en las localidades Pillaquichir, Gañadel, Irquis y Santa Ana (figura 1); la distancia media entre parcelas fue de 3.000 m.

Dentro de cada parcela se contabilizaron y midieron variables dasométricas como el dap (diámetro a la altura de 1,3 m sobre el suelo) en todos los árboles, palmas y helechos en individuos con dap ≥ 5 cm. Se identificaron taxonómicamente todos los individuos muestreados a nivel de especies.

Se tomaron tres tipos de variables. Las variables topográficas se tomaron en cada parcela y son: pendiente, altitud y variables geográficas espaciales (coordenadas UTM – WGS 84). Las variables ambientales, se extrajeron con los valores de las coordenadas de las parcelas y son temperatura mínima, media y máxima anual, precipitación media anual y mensual de la base digital formato *raster* generada por el proyecto Mapa de Vegetación para el Ecuador (MAE 2013). Las variables edáficas fueron determinadas a través de muestras compuestas de suelos en cada parcela a 30 cm de profundidad que fueron enviadas al laboratorio de Agrocalidad en Quito, Ecuador, para realizar los aná-

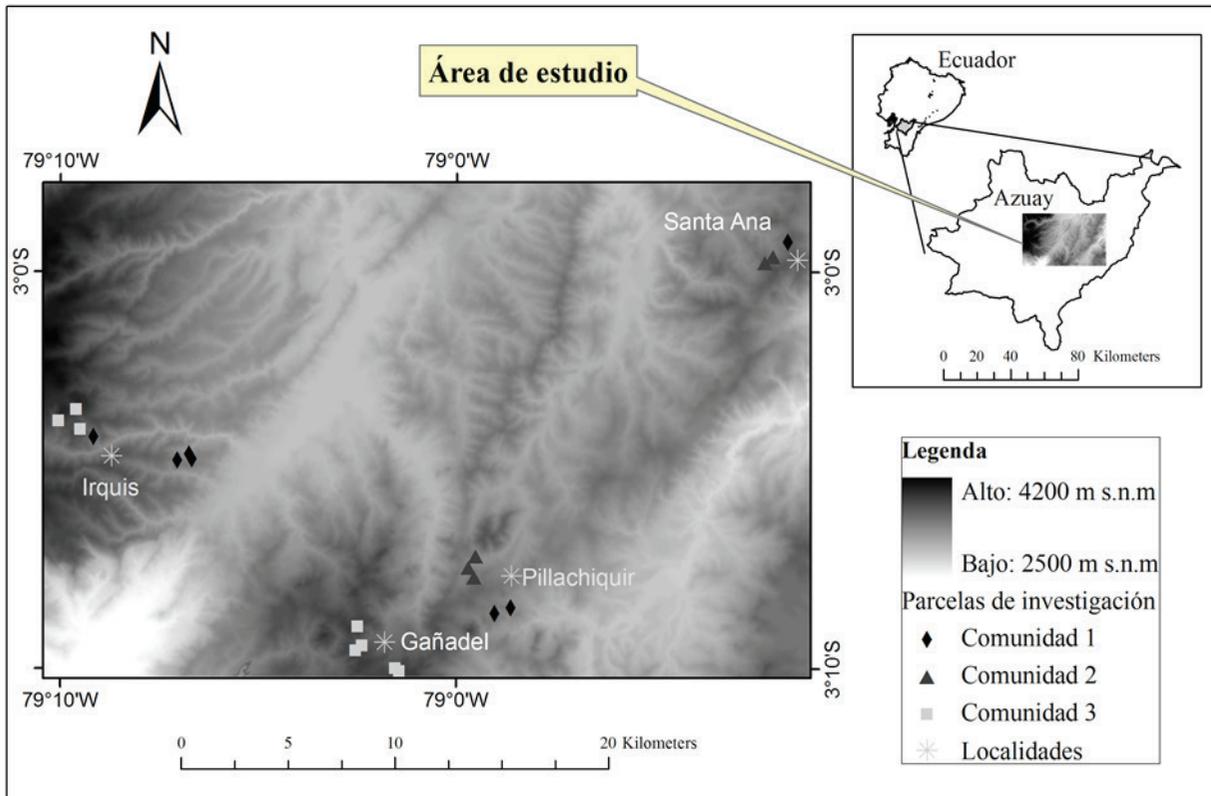


Figura 1. Ubicación del área de estudio y de parcelas en la Provincia del Azuay, Ecuador.

Study area and plots in the Azuay province, Ecuador.

lisis químicos y describir elementos disponibles de: pH, materia orgánica (MO), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca), magnesio (Mg), hierro (Fe), manganeso (Mg), cobre (Cu) y zinc (Zn).

Determinación de las comunidades forestales. Como parte del primer objetivo, se identificaron comunidades forestales mediante el análisis de conglomerados (Método de separación Ward y distancia Bray Curtis). Para ello, en primer lugar, se diseñaron matrices con la composición de especies y la sumatoria de los valores relativos de abundancia y dominancia. En segundo lugar, se seleccionaron exploratoriamente el número óptimo de conglomerados resultantes con base a la agrupación de parcelas y análisis de similitudes ANOSIM (Bray Curtis; $P < 0,05$). Los conglomerados resultantes formados por la agrupación de parcelas se denominaron comunidades forestales.

Composición florística, diversidad y estructura. Se realizó un análisis de especies indicadoras para identificar especies características dentro de cada comunidad identificada. De este análisis se consideraron las especies con un valor indicador $\geq 0,7$ y $P < 0,05$. La composición florística fue descrita mediante las especies registradas, raras (aquellas presentes en una sola parcela o con un solo individuo)

compartidas y exclusivas de las comunidades identificadas. Se calculó en índice de valor importancia (IVI) para todas las especies a nivel de comunidades, con base a la sumatoria de los valores relativos de densidad, dominancia y frecuencia

La diversidad fue analizada mediante las diferencias en la riqueza de especies y diversidad alfa entre los tres sitios mediante la construcción de curvas rarefacción y extrapolación, utilizando el modelo de distribución de probabilidad según Colwell *et al.* (2012). Para la riqueza de especies se elaboraron curvas de rarefacción con datos por parcelas e individuos. Para la diversidad alfa las curvas se construyeron con los valores exponenciales del índice Shannon y la inversa del índice de Simpson, con los datos por parcelas. La diversidad beta fue estimada mediante el índice de similitud Chao - Sorensen y la sumatoria de valores relativos de abundancia y dominancia, categorizados por comunidad forestal. Las relaciones entre las parcelas según los valores relativos y composición de especies fueron exploradas mediante ordenación de escalamiento multidimensional no métrico (Bray Curtis) utilizando el programa estadístico Queco (Di Rienzo *et al.* 2010).

La estructura de la vegetación fue analizada mediante los parámetros de densidad ($N \text{ ha}^{-1}$) y área basal ($G, \text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$). Se realizaron comparaciones de medias entre comu-

nidades forestales utilizando la prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis ($P < 0,05$) mediante la aplicación del programa estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.* 2011).

Relación entre parámetros de la vegetación con variables ambientales. En primer lugar, se describieron las variables ambientales que caracterizan a las comunidades forestales, diferenciadas en: topográficas, climáticas y edáficas, mediante comparación de medias y la prueba no paramétrica de Kruskal – Wallis ($P < 0,05$). En segundo lugar, como análisis específico de relación, los valores ambientales fueron explorados bajo correlaciones y asociaciones con las comunidades forestales identificadas mediante el análisis de componentes principales.

En tercer lugar, se realizó un análisis de redundancia expresado con la partición de la varianza, bajo procedimientos aplicados en bosques tropicales por Chust *et al.* (2006) y Castellanos-Castro y Newton (2015). Este análisis permitió explicar la importancia relativa de las variables ambientales diferenciadas en variables topográficas, climáticas y edáficas sobre la composición florística, densidad y área basal. A este análisis se incorporó la ubicación espacial de las parcelas para analizar la similitud de

la composición florística y estructura con base a su ubicación geográfica. Las coordenadas geográficas de cada parcela fueron transformadas a distancia mediante análisis de coordenadas principales de matrices vecinas (PCNM; transformación logarítmica y distancia euclídea). Se aplicó el procedimiento *Forward Selection* a los grupos de variables ambientales estandarizadas por separado, para seleccionar cuales contribuyen significativamente en la variación de la composición florística, densidad y área basal (999 permutaciones aleatorias y $P < 0,05$). Los análisis fueron realizados usando el paquete Vegan en el entorno de R desde el programa Queco (Di Rienzo *et al.* 2010).

RESULTADOS

Determinación de comunidades forestales. El análisis de conglomerados con base a la similitud de la composición florística y los valores del IVI identificó tres comunidades forestales (figura 2). El análisis de similitudes ANOSIM ratificó significativamente la separación de comunidades identificadas ($P = 0,001$). La comunidad 1 agrupó siete parcelas, la comunidad 2 cinco parcelas y la comunidad 3 ocho parcelas.

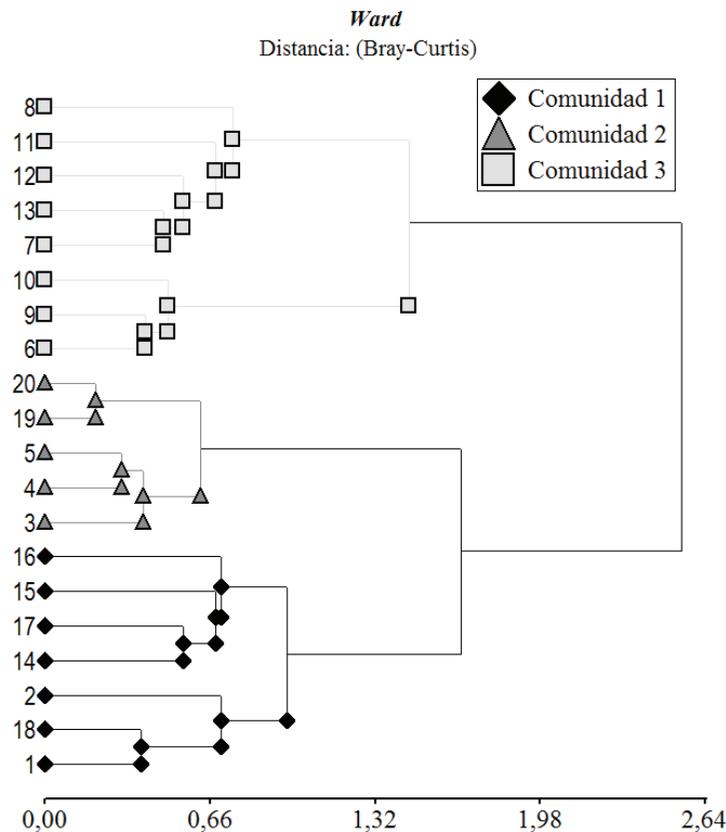


Figura 2. Dendrograma de comunidades forestales identificadas en parcelas de 500 m² en los bosques secundarios alto andinos, provincia del Azuay.

Cluster of forest communities identified in plots of 500 m² in High-Andean secondary forests, Azuay province.

Composición florística. Se registraron 12 especies como fuertes indicadores ($VI \geq 0,7$; $P < 0,05$) de los bosques secundarios andinos (cuadro 1). De estas, seis pertenecen a la comunidad 1, ocho a la comunidad 2 y cinco a la comunidad 3. También se registraron, una especie exclusiva de la comunidad 1, dos de la comunidad 2, tres de la comunidad 3 y las siete especies restantes son compartidas entre las tres comunidades.

En total se registraron 108 especies y 37 familias botánicas en toda el área de estudio. De estas, 49 son consideradas especies raras por encontrarse en una sola parcela y 12 presentan un solo individuo; 60 especies pertenecen a la comunidad 1 (valor promedio $29 \pm 8,58$ desviación estándar); 47 a la comunidad 2 ($27,6 \pm 7,83$) y 73 a la comunidad 3 ($37,13 \pm 6,96$). Se observó el mayor número de especies totales y exclusivas en la comunidad 3 (32 especies) (Anexo 1). Las especies con mayores valores según el IVI se registraron también como especies indicadoras (Anexo 1).

Riqueza. Las curvas de acumulación mostraron valores estimados para la riqueza de especies mayores y similares significativamente ($P < 0,05$) en las comunidades 1 y 3. Estas dos comunidades fueron diferentes significativamente a la comunidad 2, tanto en la relación riqueza – número de parcelas (figura 3A) como en riqueza - número de individuos (figura 3B). En las dos relaciones, las curvas mostraron un patrón de incremento bien pronunciado inicialmente, pero disminuyó en las primeras parcelas o

bajo número de individuos. La riqueza de especies entre la comunidad 1 y 3 dejan de ser similares significativamente, conforme se incrementó el número de parcelas e individuos, según el traslape de los desvíos estándar, por lo que la comunidad 3 presentó los mayores valores estimados en la riqueza de especies.

Diversidad. Las diversidades, según el índice de Shannon (figura 3C) e inverso de Simpson (figura 3D), fueron significativamente mayores para las comunidades 1 y 3, respecto a la comunidad 2, la que resultó menos diversa. Entre las comunidades 1 y 3, la diversidad según estos dos índices fue similar. De igual manera que en la riqueza de especies, conforme se incrementó el número de parcelas, la diversidad entre las comunidades 1 y 3 dejan de ser similares significativamente, por lo que la comunidad 3 presentó los mayores valores estimados en diversidad alfa.

La similitud de la composición de florística en muestras combinadas de parcelas (promedios) según el índice de Chao - Sorensen fue mayor en la comunidad 2 (0,89) e igual para las comunidades 1 y 3 (0,56 en cada una). Los menores resultados de similitudes se presentaron en la comunidad 1 (0,13) y los máximos en la comunidad 2 (0,97). De acuerdo con estos resultados, la ordenación de las parcelas basadas en la composición florística y el valor del IVI presentaron similitud de especies en las comunidades 1 y 2 ubicadas a la izquierda en el primer eje de ordenamiento multidimensional no métrico (figura 4). Opuestamente, se ubicaron con mayor dispersión las par-

Cuadro 1. Valores indicadores ($VI \geq 0,7$) para las especies indicadoras y su familia botánica en las comunidades forestales identificadas en bosques secundarios alto andinos, provincia del Azuay.

Calculated values ($VI \geq 0.7$) of indicator species and their botanical family for forest communities identified in High-Andean secondary forests, Azuay province.

Especies indicadoras	Familia	VI		
		Comunidad 1	Comunidad 2	Comunidad 3
<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz et Pav.) G. Don	Loranthaceae		0,82*	0,82*
<i>Hedyosmum cumbalense</i> H. Karst	Cloranthaceae			0,99**
<i>Hesperomeles ferruginea</i> (Pers.) Benth	Rosaceae	0,95*	0,95*	
<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels ex J.F. Macbr.	Proteaceae	0,87*	0,87*	
<i>Maytenus andicola</i> Loes.	Celastraceae		0,78*	
<i>Morella parviflora</i> (Benth.) C. Parra-O	Myricaceae	0,76*		
<i>Myrsine dependens</i> (Ruiz et Pav.) Spreng	Mysinaceae	0,99**	0,995**	
<i>Ocotea infrafoveolata</i> van der Werff	Lauraceae			0,78*
<i>Oreocallis grandiflora</i> (Lam.) R. Br.	Proteaceae	0,87**	0,87**	
<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz et Pav.) DC.	Rubiaceae	0,70*		
<i>Piper andreanum</i> C. DC.	Piperaceae			0,79*
<i>Weinmannia fagaroides</i> Kunth	Cunoniaceae		0,96*	0,96*

* $P < 0,05$; ** $P < 0,001$.

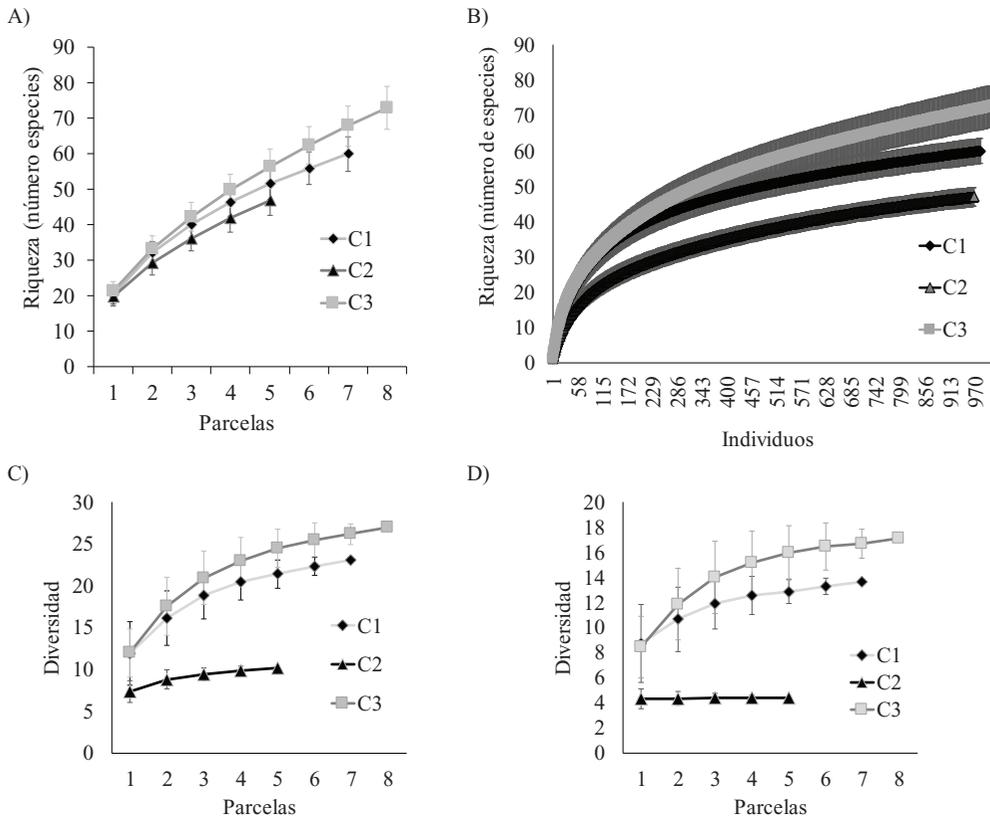


Figura 3. Curvas de acumulación de especies en las relaciones: parcelas – especies (A) e individuos – especies (B). Acumulación de diversidad: parcelas – índice de Shannon (C) e índice de Simpson (D) registradas en parcelas de 500 m² de bosques secundarios alto andinos, provincia del Azuay. Líneas verticales representan la Desviación estándar; C: comunidad forestal.

Accumulation curves of richness species in relations: plots – species (A) and individuals – species (B). Accumulation of diversity: plots – Shannon index (C) and Simpson index (D) registered in plots of 500 m² in High Andean secondary forests, Azuay province. Vertical lines indicate standard deviation; C: forest community.

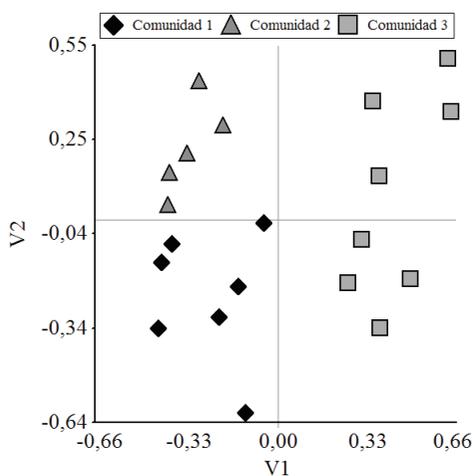


Figura 4. Escalamiento multidimensional no métrico para medición de similitud en la composición florística en parcelas de 500 m² de bosques secundarios alto andinos, provincia del Azuay.

Non-metric multidimensional scaling analysis for measuring the similarity of the floristic composition in plots of 500 m² in High-Andean secondary forests, Azuay province.

celas de la tercera comunidad, a la derecha del primer eje y fueron, por lo tanto, diferentes florísticamente a las otras dos comunidades. En el segundo eje de ordenamiento se observó una separación de las comunidades 1 y 2 marcando variación en su composición florística.

Estructura. La densidad fue significativamente superior en la comunidad 2 a diferencia de las comunidades 1 y 3, que fueron iguales (figura 5A). El área basal fue superior significativamente en la comunidad 3 comparando las comunidades 1 y 2 (figura 5B).

Relación entre parámetros de la vegetación con variables ambientales. El promedio en altitud fue mayor ($P = 0,0009$) en la comunidad 3, a diferencia de las comunidades 1 y 2 que presentaron los menores valores (cuadro 2). Opuestamente, todas las temperaturas registraron valores superiores en las comunidades 1 y 2 ($P < 0,05$). Las precipitaciones anuales y mensuales fueron similares estadísticamente, al igual que las variables edáficas. Solo el cobre presentó valor significativamente mayor para las comunidades 1 y 2.

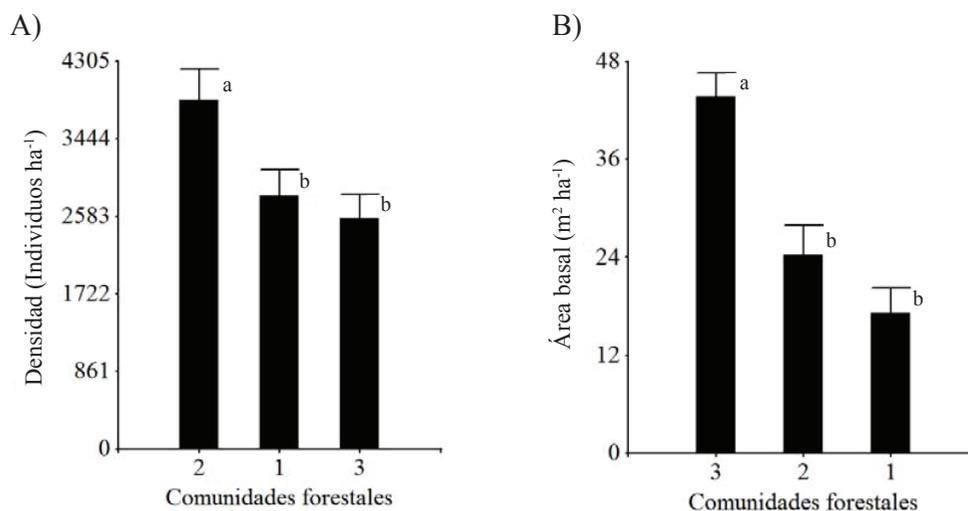


Figura 5. Promedios de densidad (A) y área basal (B) ± error estándar registrados en parcelas de 500 m² de las comunidades forestales identificadas en bosques secundarios alto andinos, provincia del Azuay.

Mean ± standard error of density (A) and basal area (B) registered in plots of 500 m² of forest communities identified in plots of 500 m² in High-Andean secondary forests, Azuay province.

Cuadro 2. Promedios de las variables ambientales registradas en parcelas de 500 m² dentro de bosques secundarios alto andinos, provincia del Azuay.

Mean of environmental variables registered in plots of 500 m² in High-Andean secondary forests, Azuay province.

	Variables	C1	C2	C3	P
Topográficas	Altitud (m s.n.m)	3.080 a	3.112 b	3.362 b	0,0009
	Pendiente (%)	13,0 a	17,8 a	26,4 a	0,1683
Climáticas	Temperatura media anual (°C)	10,4 a	10,4 a	8,8 b	0,0014
	Temperatura máxima anual (°C)	16,3 a	16,2 a	14,0 b	0,0007
	Temperatura mínima anual (°C)	5,1 a	5,2 a	3,8 b	0,0003
	Temperatura media mensual (°C)	10,3 a	10,0 a	8,9 b	0,0011
	Precipitación anual (mm)	841,4 a	828,5 a	802,0 a	0,1218
	Precipitación media mensual (mm)	75,0 a	80,9 a	74,2 a	0,0678
Edáficas	pH	4,81 a	4,28 a	4,49 a	0,6318
	Materia orgánica - MO (%)	24,27 a	11,92 a	20,99 a	0,1127
	Nitrógeno - N (%)	1,21 a	0,59 a	1,05 a	0,1125
	Fósforo - P (mg kg ⁻¹)	15,89 a	11,34 a	15,13 a	0,7600
	Potasio - K (cmol kg ⁻¹)	0,28 a	0,22 a	0,62 a	0,5838
	Calcio - Ca (cmol kg ⁻¹)	4,98 a	2,55 a	7,17 a	0,8873
	Magnesio - Mg (cmol kg ⁻¹)	1,03 a	1,08 a	0,96 a	0,4943
	Hierro - Fe (mg kg ⁻¹)	1.342,67 a	1.061,12 a	1.222,24 a	0,9056
	Manganeso - Mn (mg kg ⁻¹)	15,30 a	25,70 a	41,00 a	0,7949
	Cobre - Cu (mg kg ⁻¹)	6,00 a	3,38 ab	1,73 b	0,0325
Zinc - Zn (mg kg ⁻¹)	3,35 a	2,43 a	4,75 a	0,1789	

C: comunidades forestales.

El análisis de componentes principales explicó con el 56 % de variación la asociación de las variables ambientales con las comunidades identificadas, en dos componentes (figura 6). Variables edáficas como magnesio, pH, calcio y potasio se asociaron positivamente, con mayor intensidad y parcialmente con parcelas de la comunidad 3, en el primer componente. En el segundo componente, aunque con menor porcentaje de explicación, el cobre se asoció con las comunidades 1 y 2, y se correlacionó negativamente con la altitud y variables edáficas como el zinc y manganeso. En este mismo componente, la altitud se asoció con mayor intensidad con la comunidad 3 y correlacionó negativamente con las variables de temperaturas, y precipitación que se asociaron positivamente con la comunidad 1 y 2.

El análisis de redundancia o partición de la varianza demostró que las variables topográficas, climáticas, edáficas y geográficas seleccionadas bajo *Forward Selection*, explicaron significativamente de manera proporcional la variación de los parámetros de la vegetación como: composición florística, densidad y área basal (cuadro 3). La temperatura media anual y la precipitación media mensual explicaron con mayor proporción la variación en la composición florística. La materia orgánica y el potasio explicaron con mayor proporción la variación en la densidad de individuos y la altitud explicó la variación en el área basal.

DISCUSIÓN

Estudios sobre la variación en la composición florística y estructura de la vegetación no han sido reportados para el área de estudio. Análisis multivariados y parámetros de la vegetación como el IVI permitieron determinar diferentes comunidades forestales con base a la disimilitud de la composición florística en parcelas ubicadas en bosques secundarios, alto andinos (figura 2). El IVI ha sido usado en otros contextos tropicales por su solidez para valorar a las especies en bosques diversos (DeWalt *et al.* 2003). Es así que este índice, además de considerar la abundancia, vincula la dominancia expresada en el área basal y la presencia o frecuencia de las especies en las parcelas diferenciadas en comunidades o tipos de bosques (Chain-Guadarrama *et al.* 2012).

La presencia de especies indicadores exclusivas y compartidas dentro y entre comunidades forestales (cuadro 1) consolidan la composición florística, su similitud e intercambio (diversidad beta) para formar comunidades forestales diferenciadas florísticamente. Todas las especies indicadoras han sido registradas a lo largo de la región andina en el Ecuador por encima de los 2000 m s.n.m (Jørgensen y León-Yáñez 1999) lo que permite deducir que son especies exclusivas de esta región. La gráfica de esca-

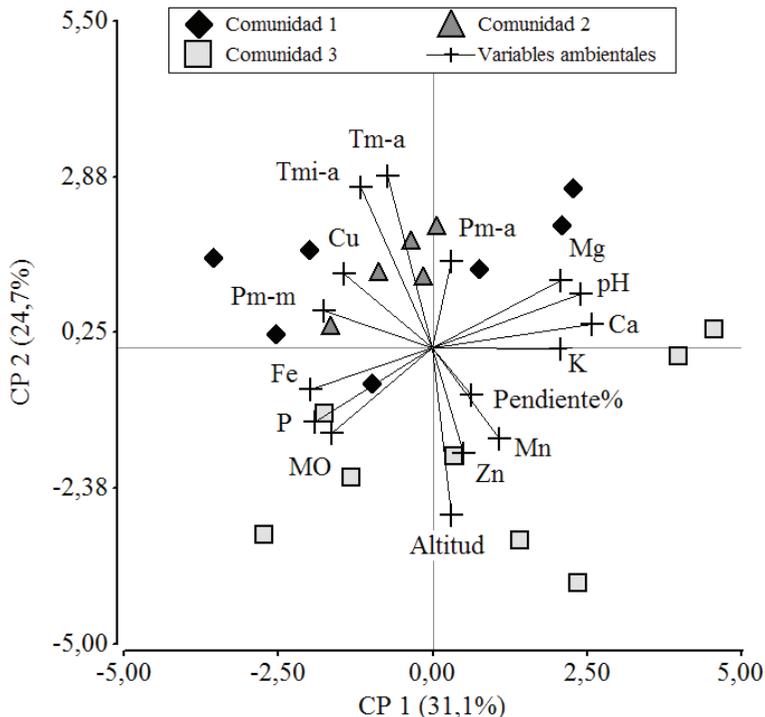


Figura 6. Análisis de componentes principales para el ordenamiento, correlación y asociación con variables ambientales en bosques secundarios alto andinos, provincia del Azuay. Tmi-a: temperatura mínima anual; Tm-a: temperatura media anual; Pm-m: precipitación media mensual y Pm-a: precipitación media anual.

Principal component analysis for order, correlation and association with environmental variables, in High-Andean secondary forests, Azuay province. Tmi-a: least annual temperature; Tm-a: mean annual temperature; Pm-m: mean monthly precipitation; Pm-a: mean annual precipitation.

Cuadro 3. Valores de partición de la varianza (F; $P < 0,05$) de variables ambientales y su explicación relativa (%) sobre la composición florística, densidad y área basal, en bosques secundarios alto andinos de la provincia del Azuay.

Values of variance partition (F; $P < 0.05$) of environmental variables and relative explanation (%) in floristic composition, density and basal area, in High-Andean secondary forests, Azuay province.

Variables ambientales	Composición florística				Densidad				Área basal			
	Variable	%	F	P	Variable	%	F	P	Variable	%	F	P
Topográficas	Al	0,12	3,56	0,002					Al	0,49	19,06	0,003
Climáticas	Tm-a, Pm-m	0,21	3,59	0,001	Tm-a, Tm-m	0,42	7,88	0,003	Tmax-a	0,23	6,58	0,018
Edáficas	pH, Ca, Mg, Mn, Cu	0,16	1,72	0,015	MO, K	0,52	11,36	0,002				
Geográficas		0,11	3,39	0,003								
Todas		0,28	1,84	0,001		0,61	8,41	0,003		0,50	10,69	0,0020
Residuos		0,72				0,39				0,50		

Al: aluminio; Ca: calcio; Cu: cobre; K: potasio; Mg: magnesio; Mn: manganeso; MO: materia orgánica; Pm-m: precipitación media mensual; Tm-a: temperatura media anual; Tm-m: temperatura media mensual; Tmax-a: temperatura máxima anual.

lamiento multidimensional no métrico (figura 4) muestra fuertes patrones de diferenciación espacial, en donde se destaca mayor similitud en composición florística entre las comunidades 1 y 2, diferenciadas completamente de la comunidad 3. Esto demuestra que la variación florística (diversidad beta) es explicada por el intercambio de la composición florística como lo afirman Chust *et al.* (2006).

Mediante el análisis de redundancia ciertas variables climáticas de temperatura y precipitación seleccionadas con *Forward selection* explicaron mayormente la variación de la composición florística, que también fue explicada por la altitud (cuadro 3). Aunque los rangos altitudinales son moderados y no superan los 600 m de diferencia altitudinal, se evidencia una correlación negativa entre altitud y temperatura según el análisis de componentes principales (figura 6). Esta asociación es común en gradientes altitudinales amplias o moderadas dentro de la región tropical (Báez *et al.* 2015, Chain-Guadarrama *et al.* 2012). Bajo esta variación se describieron mayores valores en riqueza y diversidad (figura 3) en la comunidad 3, ubicada en sitios con menores temperaturas y mayores altitudes.

Respecto a la estructura, variables de temperatura explicaron la variación en la densidad de la vegetación y la altitud explicó la variación en el área basal. Así los mayores valores descritos en densidad fueron para las comunidades 1 y 2 ubicadas a menores altitudes. Opuestamente, los mayores valores de área basal fueron para la comunidad 3 ubicada a mayor altitud. Resultados sobre la influencia de la altitud y la temperatura en la composición florística y estructura han sido reportados históricamente, pero en las últimas décadas han sido descritos contundentemente bajo procedimientos, técnicos y científicos (Girardin *et al.* 2014). Bajo la aplicación de estos procedimientos, los resultados difieren con los obtenidos en otros estudios en bosques andinos a nivel local (Homeier *et al.* 2010) y re-

gional (Girardin *et al.* 2014, Báez *et al.* 2015) en donde los mayores valores en riqueza de especies y área basal son registrados en sitios de menores altitudes.

Al no existir patrones de asociación similares a los registrados en otros contextos, los resultados obtenidos posiblemente se podrían explicar por la edad de la sucesión secundaria. Esto se deduce al considerar las especies indicadoras y exclusivas como se lo ha realizado en otros ecosistemas tropicales (DeWalt *et al.* 2003, Castellanos-Castro y Newton 2015). En la comunidad 3, sobresalen como especies indicadoras y exclusivas *Hedyosmum cum-balense* (heliófitas durables), *Piper andreanum* y *Ocotea infrafoveolata* (esciófitas) cuyas características ecológicas están ligadas a especies de sucesión avanzada (Finegan 1992) por lo que se infiere precautoriamente que esta comunidad está formada por especies de bosques secundarios de sucesión avanzada.

No obstante, en la comunidad 1 y 2 sobresalen como especies indicadoras y exclusivas *Mollela parviflora*, *Oreocallis grandiflora*, *Lomatia hirsuta* y *Mysine dependens* pertenecientes a las heliófitas efímeras (pioneras de corta edad) por lo que estas comunidades y su composición florística correspondería a bosques secundarios de sucesión temprana. Estas asociaciones en gremios ecológicos vinculadas a la variación florística son efecto de procesos de sucesión natural, en donde variables ambientales y el tiempo marcan la diferencia en los parámetros de la vegetación (DeWalt *et al.* 2003, Zanini *et al.* 2014). De la misma manera la edad de los bosques secundarios está asociada positivamente con valores de diversidad (Toledo y Salick 2006) y, especialmente, la estructura con el área basal (DeWalt *et al.* 2003, Yepes *et al.* 2010).

A la similitud florística en las comunidades 1 y 2 se asocia la distancia de sitios contiguos ubicados a menores altitudes (figura 4). Aquí se adiciona la explicación sig-

nificativa de la distancia geográfica en la variación de la composición florística e intercambio de especies, mostrado en el análisis de ordenación multidimensional no métrico (figura 4) y de redundancia (cuadro 3). Ante estos resultados, según Günter *et al.* (2007) el intercambio de especies y regeneración natural se asocian positivamente con la cercanía de bordes de los bosques, pues se facilita la dispersión de semillas, que luego contribuirán a la similitud de la composición florística. Así mismo, coinciden con los resultados registrados por Chust *et al.* (2006), Chain-Guadarrama *et al.* (2012) y Castellanos-Castro y Newton (2015) en donde la distancia geográfica explica significativamente la composición florística. También coinciden con Phillips *et al.* (2003) y Chust *et al.* (2006) quienes expresan que los factores ambientales deben ser considerados para explicar la diversidad beta, con inclusión estricta de la distancia geográfica por su alta relación intrínseca con variables circundantes del medio ambiente.

Después de las variables climáticas, ciertos parámetros químicos edáficos explicaron la variación en la composición de florística (pH, calcio, magnesio, manganeso y cobre) según el análisis de redundancia (cuadro 3). Las correlaciones positivas observadas en los componentes principales (figura 6) entre calcio, magnesio y potasio con el bajo pH (< 5); este último no correlacionado con el cobre, manganeso y zinc, coinciden con las comparaciones reportadas por John *et al.* (2007) para bosques tropicales. Aquí se afirma que el pH bajo influye sobre la menor disponibilidad de calcio, magnesio, potasio y fósforo, mientras que los cationes de aluminio, cobre, manganeso y zinc llegan a ser más solubles y disponibles para la absorción radicular de los árboles. Es así que la disponibilidad de cationes del cobre, asociado con las comunidades 1 y 2 (figura 6) estaría influyendo sobre su composición florística. De igual manera sucede con la disponibilidad del manganeso y zinc que se encuentran asociados con la mayor cantidad de parcelas de la comunidad 3. En esta comunidad se adiciona el complemento de la materia orgánica que permite dar estabilidad a los agregados del suelo (Tiessen *et al.* 1994). La disponibilidad de estos elementos químicos del suelo, posiblemente estarían facilitando a los procesos de germinación de semillas y el crecimiento radicular e inicial de plántulas, especialmente de las especies indicadoras y exclusivas en las diferentes comunidades forestales.

La materia orgánica que explicó la variación en la densidad de la vegetación según el análisis de redundancia (cuadro 3), se asoció con todas las parcelas de la comunidad 2 (figura 6). En esta comunidad se registraron los mayores valores de densidad, contrastando con pocas parcelas de la comunidad 1 y 3, en donde la densidad fue menor (figura 5). Mediante el análisis de componentes principales, se adicionan las correlaciones positivas entre materia orgánica con elementos de fósforo, hierro y cobre; estos últimos asociados también con la comunidad 2 (figura 6). Estas asociaciones permiten deducir que la materia orgánica está formada por estos elementos, cuya

disponibilidad probablemente facilitaría los procesos de germinación y crecimiento radicular inicial de plántulas de todas las especies que emergen abundantemente en esta comunidad. Así mismo, la materia orgánica se correlacionó negativamente con el potasio, cuyas cantidades son insignificantes dentro del componente orgánico del suelo (Tiessen *et al.* 1994), por lo que este último parámetro químico no estaría influyendo positivamente sobre la densidad de la vegetación.

CONCLUSIONES

La composición florística y la estructura dentro de las comunidades forestales identificadas están asociadas con variables climáticas de temperatura y topográficas como la altitud. En las comunidades forestales ubicadas a menores altitudes existe mayor similitud florística. No así entre estas comunidades con la comunidad presente a mayor altitud, donde la composición florística es diferente. A esta asociación se adiciona la distancia geográfica a través de la ubicación espacial de las parcelas que facilitan el intercambio de especies o diversidad beta. La mayor riqueza, diversidad de la composición florística se registró en la comunidad forestal ubicada a mayor altitud, lo cual marcó un patrón atípico de asociación comparado con los bosques tropicales de tierras bajas. En las comunidades identificadas, la variación de los parámetros evaluados puede ser explicada a través de los procesos de sucesión secundaria con base en la presencia de especies indicadoras pertenecientes a diferentes grupos ecológicos, lo cual debe ser evaluado en estudios posteriores.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los colegas Selene Báez, Omar Cabrera y Darío Veintimilla por sus valiosos aportes para la elaboración y consolidación de este documento. Agradecemos también al Departamento de Vinculación con la Colectividad de la Universidad de Cuenca por el cofinanciamiento del proyecto. A los técnicos de ETAPA y habitantes de los sitios de investigación por su acompañamiento en las salidas de campo.

REFERENCIAS

- Báez S, A Malizia, J Carilla, C Blundo, M Aguilar, N Aguirre, Z Aquirre, E Álvarez, F Cuesta, Á Duque. 2015. Large-scale patterns of turnover and basal area change in Andean forests. *PloS one* 10:e0126594.
- Barthlott W, J Mutke, D Rafiqpoor, G Kier, H Kref. 2005. Global centers of vascular plant diversity. *Nova Acta Leopoldina* NF 92: 61-83.
- Castellanos-Castro C, A Newton. 2015. Environmental Heterogeneity Influences Successional Trajectories in Colombian Seasonally Dry Tropical Forests. *Biotropica* 47: 660-671.
- Colwell R, A Chao, N Gotelli, S Lin, C Mao, R Chazdon, J Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based

- and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5: 3-21.
- Chain-Guadarrama A, B Finegan, S Vilchez, F Casanoves. 2012. Determinants of rain-forest floristic variation on an altitudinal gradient in southern Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 28: 463-481.
- Chazdon R. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320: 1458-1460.
- Chust G, J Chave, R Condit, S Aguilar, S Lao, R Pérez. 2006. Determinants and spatial modeling of tree β -diversity in a tropical forest landscape in Panama. *Journal of Vegetation Science* 17: 83-92.
- DeWalt S, S Maliakal, J Denslow. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182: 139-151.
- Di Rienzo J, F Casanoves, L Pla, S Vilchez, M Di Rienzo. 2010. Qeco-Quantitative ecology software: A collaborative approach. *Latin American Journal of Conservation* 1: 73-75.
- Di Rienzo J, F Casanoves, M Balzarini, L Gonzalez, M Tablada, C Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina.
- Finegan B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47: 295-321.
- Girardin C, W Farfan-Rios, K Garcia, K Feeley, PM Jørgensen, A Murakami, L Cayola Pérez, R Seidel, N Paniagua, A Fuentes Claros. 2014. Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. *Plant Ecology & Diversity* 7: 161-171.
- Guariguata M, R Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.
- Günter S, M Weber, R Erreis, N Aguirre. 2007. Influence of distance to forest edges on natural regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research* 126: 67-75.
- Homeier J, S Breckle, S Günter, R Rollenbeck, C Leuschner. 2010. Tree Diversity, Forest Structure and Productivity along Altitudinal and Topographical Gradients in a Species-Rich Ecuadorian Montane Rain Forest. *Biotropica* 42: 140-148.
- INAMHI (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología del Ecuador, EC). 2014. Anuario Meteorológico N° 51-2011. Quito, Ecuador. INAMHI. 130 p.
- John R, J Dalling, K Harms, J Yavitt, R Stallard, M Mirabello, S Hubbell, R Valencia, H Navarrete, M Vallejo. 2007. Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 864-869.
- Jørgensen PM, S León-Yáñez. 1999. Catálogo de las plantas vasculares del Ecuador. *Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden* 75: 1-1181.
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador, EC). 2013. Sistema de Clasificación de Ecosistemas del Ecuador Continental. Quito, Ecuador. MAE. 232 p.
- Phillips O, P Vargas, A Monteagudo, A Cruz, M Zans, W Sánchez, MYli-Halla, S Rose. 2003. Habitat association among Amazonian tree species: a landscape-scale approach. *Journal of Ecology* 91: 757-775.
- Tiessen H, E Cuevas, P Chacon. 1994. The role of soil organic-matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371: 783-785.
- Toledo M, J Salick. 2006. Secondary Succession and Indigenous Management in Semideciduous Forest Fallows of the Amazon Basin. *Biotropica* 38: 161-170.
- Unger M, J Homeier, C Leuschner. 2012. Effects of soil chemistry on tropical forest biomass and productivity at different elevations in the equatorial Andes. *Oecologia* 170: 263-274.
- Yepes AP, JI del Valle, SL Jaramillo, SA Orrego. 2010. Structural recovering in Andean successional forests from Porce (Antioquia, Colombia). *Revista de Biología tropical* 58: 427-445.
- Zanini K, R Bergamin, R Machado, V Pillar, S Müller. 2014. Atlantic rain forest recovery: successional drivers of floristic and structural patterns of secondary forest in Southern Brazil. *Journal of Vegetation Science* 25: 1654-1103.

Recibido: 26.10.16

Aceptado: 05.01.17

Anexo 1. Índice de valor importancia relativo (%) para las especies de plantas encontradas en las tres comunidades de bosques secundarios alto andinos que este estudio determino.

Index of importance value for the species of plants found in the three communities of high Andean secondary forests that this study determined

Familia	Especies	Comunidad 1	Comunidad 2	Comunidad 3
Actinidaceae	<i>Saurauia</i> sp.			0,2
Actinidaceae	<i>Saurauia tomentosa</i> (Kunth) Spreng.	0,6		
Aquifoliaceae	<i>Ilex myricoides</i> Kunth		0,5	0,6
Aquifoliaceae	<i>Ilex rupicola</i> Kunth	0,7	0,7	0,3
Araliaceae	<i>Oreopanax andreanus</i> Marchal	2,4	1,3	1,9
Araliaceae	<i>Oreopanax avicennifolia</i> (Kunth) Decne. et Planch.	2,8	2,6	3
Araliaceae	<i>Oreopanax ecuadorensis</i> Seem.			0,2
Asteraceae	<i>Baccharis elaeagnoides</i> Steud. ex Sch.Bip.	0,3		0,2
Asteraceae	<i>Baccharis</i> sp.	0,3		0,3
Asteraceae	<i>Critoniopsis pycnantha</i> (Benth.) H. Rob.	0,3		0,2
Asteraceae	<i>Critoniopsis</i> sp.	0,3		0,2
Asteraceae	<i>Ferreyranthus verbascifolius</i> (Kunth) H. Rob. et Brettell	2,4		
Asteraceae	<i>Gynoxys azuayensis</i> Cuatrec.	2,4	0,8	5,8
Asteraceae	<i>Gynoxys buxifolia</i> (Kunth) Cass.	0,9		0,6
Asteraceae	<i>Gynoxys hallii</i> Hieron.	1,8		2,2
Asteraceae	<i>Gynoxys laurifolia</i> (Kunth) Cass.			0,3
Asteraceae	<i>Gynoxys validifolia</i> Cuatrec.	0,3		0,3
Asteraceae	<i>Lepidaploa sordipaposa</i> (Hieron) H. Rob		0,4	
Asteraceae	<i>Pappobolus acuminatus</i> (S.F.Blake) Panero		0,4	
Asteraceae	<i>Verbesina klattii</i> B.L. Rob. et Greenm.		0,4	
Asteraceae	<i>Verbesina lloensis</i> Hieron.	0,8		1,2
Berberidaceae	<i>Berberis rigida</i> Hieron.	0,7		2
Boriganaceae	<i>Tournefortia brevilobata</i> K. Krause			0,4
Boriganaceae	<i>Tournefortia scabrida</i> Kunth.			0,4
Caprifoliaceae	<i>Viburnum pichinchense</i> Benth.	1,9	0,5	4,6
Caprifoliaceae	<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	1,6	0,8	1,3
Celastraceae	<i>Maytenus andicola</i> Loes.	1	2,5*	0,3
Celastraceae	<i>Maytenus</i> sp.	0,6	0,9	
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum cumbalense</i> H. Karst.			11,6*
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum goudotianum</i> Solms		0,4	
Chloranthaceae	<i>Hedyosmum racemosum</i> (Ruiz et Pav.) G. Don		1,1	0,2
Clethraceae	<i>Clethra ferruginea</i> Ruiz et Pav.	0,6		
Clethraceae	<i>Clethra fimbriata</i> Kunth.	1	3,1	0,8
Clethraceae	<i>Clethra ovalifolia</i> Turcz.	1,2	1,7	
Clethraceae	<i>Clethra revoluta</i> (Ruiz et Pav.) Spreng.	0,3	1,4	
Cornaceae	<i>Cornus peruviana</i> J.F. Macbr.	0,3		
Cunnoniaceae	<i>Weinmannia fagaroides</i> Kunth	3,7	31,4*	4,3*

Continúa

Continuación Anexo 1

Cunoniaceae	<i>Weinmannia rollottii</i> Killip			1,2
Cyatheaceae	<i>Cyathea caracasana</i> var. <i>maxonii</i> (Underw.) R.M. Tryon			6,9
Elaeocarpaceae	<i>Vallea stipularis</i> L. f.	4,7	2,4	1,7
Ericaceae	<i>Gaultheria reticulata</i> Kunth		2	0,2
Ericaceae	<i>Macleania rupestris</i> (Kunth) A.C. Sm.	1	2,9	1,1
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. et Endl.			0,2
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.			0,2
Grossuralaceae	<i>Escallonia myrtilloides</i> L. f.	3,8		1,4
Lamiaceae	<i>Lepechinia mollis</i> Epling			0,4
Lauraceae	<i>Aiouea dubia</i> (Kunth) Mez	0,3		
Lauraceae	<i>Aniba riparia</i> (Nees) Mez		0,5	1
Lauraceae	<i>Aniba</i> sp.		0,4	
Lauraceae	<i>Nectandra laurel</i> Klotzsch ex Nees		0,4	
Lauraceae	<i>Nectandra lineata</i> (Kunth) Rohwer			0,2
Lauraceae	<i>Ocotea heterochroma</i> Mez et Sodiro		0,5	0,8
Lauraceae	<i>Ocotea infrafoveolata</i> van der Werff	0,3	0,4	10*
Lauraceae	<i>Ocotea rotundata</i> van der Werff	0,3		
Lauraceae	<i>Ocotea</i> sp.		0,4	
Lauraceae	<i>Persea brevipes</i> Meisn.	1		0,8
Lauraceae	<i>Persea caerulea</i> (Ruiz et Pav.) Mez	0,3		
Lauraceae	<i>Persea mutisii</i> Kunth	0,3		
Lauraceae	<i>Persea</i> sp.	0,6		
Loranthaceae	<i>Gaiadendron punctatum</i> (Ruiz et Pav.) G. Don	0,3	1,9*	3,2*
Melastomataceae	<i>Axinaea macrophylla</i> (Naudin) Triana	0,5	0,4	3,2
Melastomataceae	<i>Miconia cladonia</i> Gleason			0,6
Melastomataceae	<i>Miconia crocea</i> (Desr.) Naudin	0,8		0,3
Melastomataceae	<i>Miconia lutescens</i> (Bonpl.) DC.			0,5
Melastomataceae	<i>Miconia poortmannii</i> (Cogn.) Wurdack.	5	6,3	4,5
Melastomataceae	<i>Miconia punctata</i> (Desr.) D. Don ex DC.			0,6
Melastomataceae	<i>Miconia salicifolia</i> Naudin	0,3		
Melastomataceae	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	0,4	0,4	0,6
Melastomataceae	<i>Tibouchina lepidota</i> (Bonpl.) Baill.		0,4	
Monimiaceae	<i>Siparuna tomentosa</i> (Ruiz et Pav.) A. DC.			0,3
Myricaceae	<i>Morella parvifolia</i> (Benth.) Parra-Os.	5,7*		
Myrsinaceae	<i>Cybianthus marginatus</i> (Benth.) Pipoly	0,6	0,4	0,2
Myrsinaceae	<i>Geissanthus andinus</i> Mez			0,8
Myrsinaceae	<i>Geissanthus</i> sp.			0,2
Myrsinaceae	<i>Myrsine andina</i> (Mez) Pipoly	2,6	0,7	0,7
Myrsinaceae	<i>Myrsine dependens</i> (Ruiz et Pav.) Spreng.	9,9*	8,7*	0,6

Continúa

Myrsinaceae	<i>Stylogyne</i> sp.			0,2
Myrtaceae	<i>Myrcianthes discolor</i> (Kunth) McVaugh	1,3	3,2	0,3
Myrtaceae	<i>Myrcianthes rhopaloides</i> (Kunth) McVaugh	0,4	1	
Myrtaceae	<i>Myrcianthes</i> sp.			0,2
Piperaceae	<i>Piper bogotense</i> C. DC.	0,3		
Piperaceae	<i>Piper andreanum</i> C. DC.			2,9*
Polygalaceae	<i>Monninia arbuscula</i> Chodat			0,2
Proteaceae	<i>Lomatia hirsuta</i> (Lam.) Diels	1,8*	1,8*	
Proteaceae	<i>Lomatia obliqua</i> R.Br.		0,4	
Proteaceae	<i>Oreocallis grandiflora</i> (Lam.) R. Br.	10,9*	2,6*	
Rhamnaceae	<i>Rhamnus granulosa</i> (Ruiz et Pav.) Weberb. ex M.C. Johnst.	1,5	0,8	
Rosaceae	<i>Hesperomeles ferruginea</i> (Pers.) Benth.	8,1*	6,4*	0,5
Rosaceae	<i>Hesperomeles obtusifolia</i> (Pers.) Lindl.			0,2
Rosaceae	<i>Prunus opaca</i> (Benth.) Walp.	0,3		
Rosaceae	<i>Prunus ovalis</i> var. <i>nummularia</i> Koehne		0,4	
Rubiaceae	<i>Guettarda aromatica</i> Poepp. et Endl.			0,4
Rubiaceae	<i>Palicourea amethystina</i> (Ruiz et Pav.) DC.	1,2*		
Rubiaceae	<i>Palicourea</i> sp.			0,7
Solanaceae	<i>Cestrum</i> sp.		0,4	
Solanaceae	<i>Cestrum tomentosum</i> L. f.			0,4
Solanaceae	<i>Iochroma cornifolium</i> (Kunth) Miers			0,3
Solanaceae	<i>Iochroma</i> sp.			0,2
Solanaceae	<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz et Pav.	0,3		0,9
Solanaceae	<i>Solanum cutervanum</i> Zahlbr.			0,5
Solanaceae	<i>Solanum hypacrarthrum</i> Bitter	0,3	0,4	
Styracaceae	<i>Styrax foveolaria</i> Perkins			0,2
Styracaceae	<i>Styrax loxensis</i> Perkins	1,2		
Symplocaceae	<i>Symplocos canescens</i> B. Stahl	1,6	0,4	0,2
Symplocaceae	<i>Symplocos quitensis</i> Brand	2,4	2,1	4,6
Verbenaceae	<i>Aegiphila monticola</i> Moldenke			0,3
Verbenaceae	<i>Duranta mutisii</i> L. f.			0,2
Verbenaceae	<i>Duranta obtusifolia</i> Kunth	0,3		

* Especies indicadoras en las comunidades forestales.

Potencial dendroclimático de *Nothofagus betuloides* en la Cordillera de Darwin, Tierra del Fuego, Chile

A dendroclimatic analysis of *Nothofagus betuloides* forests from Cordillera Darwin, Tierra del Fuego, Chile

Pamela Soto-Rogel*, Juan Carlos Aravena

*Autor de correspondencia: Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile, tel.: 56-61-2209330, pamela.soto.rogel@gmail.com

SUMMARY

The lack of long and complete instrumental records hampers the study of climatic variability in remote regions of the Earth. Alternatively, paleoenvironmental sources of information such as tree rings provide valuable information on climate variations. In the context of this study, four new tree-ring width chronologies were developed from *Nothofagus betuloides* in Cordillera Darwin, southern Chile. The main goal of this study is to estimate the influence of the Antarctic Oscillation (AAO) and changes in temperature and rainfall on *Nothofagus betuloides* tree growth. New tree-ring chronologies were developed from samples collected at Glaciar Schiaparelli valley (54°25' S, 70°54' W) and Valle de los Divorcios (54°36' S, 69°03' W). Four already published tree-ring width chronologies from *Nothofagus betuloides* in the region were also included in the analysis. Using Principal Component Analysis (PCA) on the eight tree-ring width chronologies, two main growth patterns were identified: PC1 or eastern tree-growth mode, and PC2 or western tree-growth mode. Both components showed significant correlations with air temperature and AAO. PC1 presented significant negative correlations with summer rainfall, temperature and AAO index. On the contrary, PC2 showed significant positive correlations with air temperatures, rainfall and AAO index. Significant growth responses to climate variability indicate that *N. betuloides* records could be considered a reliable proxy of environmental fluctuations during the last few centuries in Cordillera Darwin, Chile.

Key words: *Nothofagus betuloides*, rainfall, temperature, AAO, Cordillera de Darwin.

RESUMEN

El estudio de la variabilidad climática en regiones remotas se dificulta por la escasez de series instrumentales largas y completas. Una alternativa es recurrir al uso de fuentes de información paleoambiental, tales como las series de anillos de crecimiento arbóreo. En este trabajo se presentan cuatro nuevas cronologías de ancho de anillos de *Nothofagus betuloides* para la Cordillera de Darwin. El objetivo principal fue estimar la influencia de las variaciones en temperatura, precipitación y la Oscilación Antártica (AAO) en el crecimiento radial de esta especie. Las nuevas cronologías fueron desarrolladas desde muestras colectadas en los valles Schiaparelli (54°25' S, 70°54' O) y De los Divorcios (54°36' S, 69°03' O). Además, se utilizaron las series de crecimiento de otras cuatro cronologías publicadas previamente. Mediante análisis de componentes principales se determinaron dos modos dominantes de variación en el crecimiento: CP1, modo de crecimiento de las cronologías ubicadas en el sector oriental de Cordillera de Darwin, y CP2, modo de crecimiento de las cronologías ubicadas en el sector occidental de la misma. Ambos componentes mostraron correlaciones significativas con la temperatura, precipitación y AAO. CP1 presentó correlaciones negativas significativas para los meses de verano con la precipitación, temperatura y AAO. En cambio, CP2 mostró correlaciones positivas significativas con las mismas variables. La significativa sensibilidad a las variaciones climáticas del crecimiento de *N. betuloides* indica que las series de ancho de anillos de esta especie pueden ser utilizadas para estimar fluctuaciones ambientales de los últimos siglos en Cordillera de Darwin.

Palabras clave: *Nothofagus betuloides*, precipitación, temperatura, AAO, Cordillera de Darwin.

INTRODUCCIÓN

El estudio de los cambios climáticos a nivel regional requiere de bases de datos meteorológicos con una cobertura geográfica adecuada y con la mayor longevidad posible. En el extremo sur de América del Sur se cuenta con registros escasos y de períodos breves, lo que dificulta el

análisis completo de la variabilidad climática de la región. Varios autores, sin embargo, han realizado estudios regionales a pesar de esta incompleta base de datos. Villalba *et al.* (2003) estudiando estaciones meteorológicas entre los 37° y 55° S en Chile y Argentina, encontraron una tendencia al calentamiento que es más marcada en la estación de verano para el sur de la Patagonia, con tendencias

que van desde 0,15 a 0,25 °C por década para el período 1930-1990. Quintana y Aceituno (2012), en tanto, analizan registros meteorológicos de Chile desde los 29,9° a 53° S, vinculando cambios y fluctuaciones de precipitaciones con anomalías de circulación atmosférica regional. Según estos autores, en las últimas décadas, existe una tendencia negativa de las precipitaciones entre los 37° y 43° S, los que se relacionan con el patrón de circulación extratropical predominante del Hemisferio Sur: la Oscilación Antártica (AAO) o Modo Anular del Sur (SAM). El Índice AAO se define como el primer componente principal de los campos de presiones atmosféricas al sur de los 20° S (Thompson y Wallace 2000), y oscila entre fases positivas y negativas. Durante la fase positiva AAO, como la predominante en los últimos 50 años, se presentan anomalías de presión negativas en altas latitudes (~65° S), y anomalías de presión positivas en latitudes medias (~45° S). Estos cambios están asociados a la intensificación del anticiclón del Pacífico Sur Oriental, y por ello, con una disminución en la precipitación en latitudes medias; lo inverso se observa para la fase negativa de este mismo índice (Garreaud *et al.* 2009).

Una manera de paliar la escasez de datos climáticos instrumentales recién aludida, es usar registros ambientales de origen biológico a modo de proxies climáticos de alta resolución. Uno de estos proxies son las series de ancho de anillos del crecimiento radial de especies arbóreas. Villalba *et al.* (2012) para la región del sur de América del Sur entre los 32° y 56° S desarrollaron cronologías de anillos de árboles de diferentes especies y compararon sus patrones de crecimiento con especies arbóreas de Nueva Zelanda y Tasmania. En el sector sur occidental de América del Sur, en la banda de los 32° y 44° S, se analizaron las especies *Austrocedrus chilensis* D. Don (ciprés de la cordillera) y *Araucaria araucana* K. Koch (araucaria, pehuén); y en la banda de los 53° a los 56° S la especie *Nothofagus betuloides* Oerst (coigüe de Magallanes). En Nueva Zelanda se estudió la especie *Halocarpus biformis* Hook (pino amarillo, pino rosa), mientras en Tasmania las especies consideradas fueron *Lagarostrobos franklinii* Hook (pino Huon, pino Macquarie) y *Phyllocladus aspleniifolius* Labill (pino copa de apio). Las tres especies sudamericanas estudiadas muestran una clara disminución en el ancho de los anillos después de 1950, mientras que las especies de Nueva Zelanda y Tasmania presentan el patrón contrario. Las especies *A. chilensis* y *A. araucana* muestran correlación positiva significativa entre la reducción de ancho de los anillos y la disponibilidad de agua en verano; en cambio, para la especie *N. betuloides* su crecimiento está limitado por la temperatura, mostrando una correlación negativa significativa entre la temperatura y el crecimiento radial. En cuanto a la relación con el índice de Oscilación Antártica (AAO), las especies estudiadas en América del Sur presentan correlaciones negativas significativas entre el crecimiento radial y la fase positiva de este índice. En Nueva Zelanda y Tasmania, por tratarse de especies subalpinas, presentan por el contrario relaciones

positivas significativas entre el crecimiento radial con las temperaturas regionales y el índice AAO.

El objetivo principal de este trabajo es estudiar la influencia de la variabilidad climática regional representada aquí por la temperatura del aire, la precipitación y las variaciones en el índice de Oscilación Antártica (AAO), en el crecimiento radial de los bosques de *N. betuloides* de la Cordillera de Darwin, Tierra del Fuego, Chile. Como objetivos específicos este estudio propone: 1) Desarrollar nuevas cronologías de ancho de anillos de crecimiento para bosques de *N. betuloides* de la Cordillera de Darwin, y comparar sus patrones de crecimiento en el contexto de cronologías previamente desarrolladas para la misma especie en el extremo sur de América del Sur. 2) Estudiar variabilidad climática mediante el análisis de datos de las diferentes estaciones meteorológicas del Sur de América del Sur e índices de Oscilación Antártica (AAO), de modo de analizar la respuesta al clima (temperatura del aire, precipitación, AAO) de las cronologías de ancho de anillos de árboles de *N. betuloides* de la Cordillera de Darwin y zonas aledañas.

La hipótesis que se pone a prueba es que las variables climáticas mencionadas han influido significativamente en los patrones de crecimiento de anchos de anillos de árboles de *N. betuloides* en las últimas décadas en Cordillera de Darwin, de modo tal que las variaciones en los patrones de crecimiento de la referida especie son un buen proxy de los cambios ambientales de la región.

MÉTODOS

Área de estudio. La Cordillera de Darwin, Tierra del Fuego (54°45' S 69°29' O), recibe el efecto de frentes de actividad ciclónica polar, teniendo como consecuencia un alto porcentaje de nubes y elevada precipitación (Carrasco *et al.* 2002). Presenta un gradiente de precipitaciones Oeste-Este, con el sector oriental mostrando características más continentales; en cambio, en el sector occidental se observan condiciones húmedas homogéneas a lo largo de todo el año. Para toda esta región se reconocen tres unidades de vegetación en un gradiente altitudinal según Pisano (1977): a) Bosque Perennifolios (*N. betuloides* y *Drimys winteri* J. R. Forst. y G. Forst (canelo)), b) Bosques Perennifolios Puros de *N. betuloides*, y c) Tundra Magallánica.

Desarrollo de las cronologías de anillos de crecimiento arbóreo. Las cronologías de anillos de crecimiento de *N. betuloides* se desarrollaron a partir de muestras colectadas en dos zonas en la Cordillera de Darwin, cada una con un par de sitios de colecta (cuadro 1, figura 1). Dos de los sitios están ubicados en el extremo Noroccidental de la Cordillera de Darwin, en el valle del glaciar Schiaparelli, denominados Schiaparelli 2013 (SCH-13) y Schiaparelli 2014 (SCH-14). Otros dos sitios están ubicados en el extremo suroriental de la misma cordillera, en las cercanías del valle del glaciar Dalla Vedova, siendo denominados

Cuadro 1. Sitios de colecta y sus principales características.
 Main characteristics of study sites.

Sitio	Código	Latitud/ Longitud	Altitud (m s.n.m.)	Período	Número de radios	Número. de Árboles	Número de muestras cosechada	Fuente
Schiaparelli 2013	SCH-13	54°25' S/ 70°54' O	300	1701-2012	40	20	32	Este estudio
Schiaparelli 2014	SCH-14	54°23' S/ 70°52' O	300	1869-2013	50	25	22	Este estudio
Valle de Los Divorcios 2013	VD-13	54°36' S/ 69°03' O	270	1660-2012	40	20	34	Este estudio
Paso de La Muerte 2014	PM-14	54°36' S/ 69 03' O	350	1758-2013	40	20	30	Este estudio
Lago Despreciado	LDP	54°20' S/ 68°49' O	401	1624-2005	66	55	28	Villalba <i>et al.</i> 2012
Lago Deseado Norte	LDN	54°22' S/ 68°46' O	455	1527-2005	53	25	53	Villalba <i>et al.</i> 2012
Lago Fagnano	LFA	54°28' S/ 68°41' O	310	1577-2005	59	25	58	Villalba <i>et al.</i> 2012
Lago Róbalo	LRB	54°58' S/ 67°41' O	305	1489-2008	124	76	98	Llançabure 2011

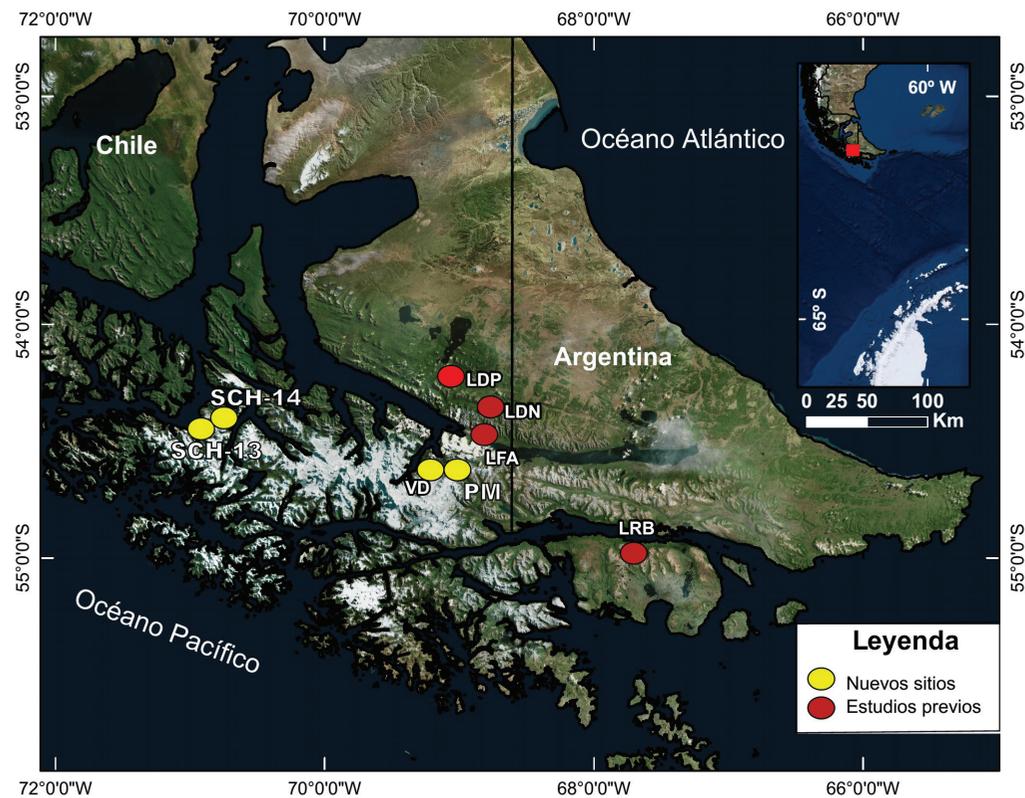


Figura 1. Mapa del área de estudio, indicando la ubicación de los sitios de colecta identificados por códigos de tres letras. Los nombres de los sitios están dados en el cuadro 1. Mapa elaborado en *Quantum GIS*.

Map of the study area, indicating study sites identified by three-letter codes (for details see table 1). Map made using the software Quantum GIS (Quantum GIS Development Team 2013).

valle de los Divorcios 2013 (VD-13), y Paso de la Muerte (PM-14). Además, se analizaron las series de crecimiento de otros cuatro sitios previamente estudiados e incluidos en Villalba *et al.* (2012). Tres de estos sitios están ubicados de norte a sur en las proximidades del Lago Fagnano, en la porción Suroriental de Tierra del Fuego: Lago Despreciado (LDP), Lago Deseado Norte (LDN) y Lago Fagnano (LFA). El cuarto sitio de muestreo corresponde a la cuenca que alberga el Lago Róbalo (LRB) cercano a Puerto Williams, Isla Navarino. Este sitio fue desarrollado por Llancabure (2011) y también incorporado en los análisis de Villalba *et al.* (2012). Los sitios de estudio corresponden a bosques dominados por *N. betuloides*, con árboles de una altura promedio de 15 m, y creciendo en sitios de elevaciones por sobre los 270 m s.n.m. (cuadro 1).

Las muestras de crecimiento arbóreo se prepararon siguiendo las técnicas dendrocronológicas descritas por Stokes y Smiley (1968). Luego se procedió con el fechado visual de cada muestra bajo lupa estereoscópica con un aumento de 15X. Para muestras provenientes de árboles vivos se asignó a cada anillo de crecimiento el año calendario en el cual comenzó su crecimiento. Luego de terminado el fechado visual, se procedió a la medición de los anillos de cada muestra utilizando un dendrómetro Velmex, con una precisión de 0,01 mm. Se utilizó el programa computacional COFECHA (Holmes 1992) para evaluar la calidad de las mediciones y detectar posibles errores en la asignación de edades calendario a cada uno de los anillos de crecimiento. Las cronologías de anchos de anillos fueron desarrolladas a partir de las series correctamente fechadas, utilizando el paquete de la librería de programas dendrocronológicos (dplR; Bunn 2008) en el programa de libre acceso R Project.

La estandarización de las series de crecimiento se realizó ajustando cada serie a una curva exponencial negativa o a una regresión lineal. A través de este ajuste se reduce el efecto de la disminución del ancho de los anillos de crecimiento debido a la edad del árbol, o cambios en su geometría, y se preserva la varianza de baja frecuencia presente en las series. La curva resultante estandarizada presenta una media igual a 1 y una varianza relativamente homogénea a lo largo de los años (Fritts 1976). El programa dplR entrega los resultados estadísticos de la cronología que evalúan su calidad (cuadro 3), incluyendo parámetros tales como sensibilidad media, una medida de las diferencias relativas en el ancho de anillos adyacentes, el coeficiente de correlación media (R-BAR) estima que porcentaje de la varianza es común entre las series (Fritts 1976), y la señal expresada de la población (EPS), una medida de la confianza de la señal común de las cronologías resultantes, y que se puede expresar como una proporción de la varianza común a la varianza total de una cronología teórica infinitamente replicada (Briffa 1995).

Análisis de componentes principales (ACP). Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) de la red de

cronologías de *N. betuloides* definida para este estudio, para examinar similitudes y diferencias en sus patrones de crecimiento (Cook *et al.* 1994). El ACP identifica los patrones dominantes de la variabilidad del crecimiento y reduce el número de variables. En este estudio, la información presente en las ocho cronologías de ancho de anillos de crecimiento fue condensada en dos componentes principales significativos, CP-1 y CP-2. EL ACP fue desarrollado en el programa de libre acceso R project. Se usó la fórmula principal de ACP del R Project, con la matriz de datos con un número total de ocho ítems (sitios) y n variables (n = número de años que se utilizan para el análisis), con un rango temporal de aproximadamente 90 años, determinado por el período común a todos los sitios (1917 al 2005).

Estaciones meteorológicas e índice de Oscilación Antártica (AAO). Se utilizaron datos de las estaciones meteorológicas a cargo de la Dirección Meteorológica de Chile (DMC), de sus informes climatológicos tanto de precipitación como de temperatura, de las estaciones Carlos Ibáñez, Punta Arenas, Guardia Marina Zañartu, Puerto Williams, y Evangelistas a cargo del Servicio Meteorológico de la Armada de Chile (SMA). En el caso de Argentina los datos climatológicos se obtuvieron de la base de datos Global Historical Climatology Network – (GHCN) (cuadro 2) a partir del Servicio Meteorológico Nacional (Argentina) (SMN).

En este trabajo además se incluyó al índice de Oscilación Antártica (AAO) como una de las variables climáticas que puede estar influenciando el crecimiento de *N. betuloides*. El índice AAO de la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) es definido como el modo de variabilidad predominante de las anomalías promedio mensuales de presión atmosférica a los 700 hPa de altura geopotencial (GpH), al sur de los 20° S (Thompson y Wallace 2000). El cálculo de este índice se hace usando datos derivados de modelos meteorológicos numéricos predictivos, a partir de información satelital con un rango temporal de 1979 al 2015.

Se realizaron análisis de correlación de Pearson entre las estaciones meteorológicas indicadas en el cuadro 2 y el índice de Oscilación Antártica (AAO-NCEP). Tales correlaciones consideraron un nivel de confianza de 95 % con dos grados de libertad. Para obtener las correlaciones y el nivel significancia al 95 % se utilizó el paquete estadístico R, con las rutinas “*corrplot*” y la función “*cor.mtest*” (Wei 2013).

Análisis crecimiento-clima. Para estudiar la relación entre el crecimiento arbóreo y el clima regional se usaron funciones de correlación que relacionan los índices de ancho de anillos con índices mensuales de AAO y/o anomalías mensuales de temperatura y precipitación. A través del análisis de funciones de correlación se identificaron las variables climáticas y meses que presentan las relaciones más fuertes con el ancho de anillo a través del programa R-project con el paquete estadístico “*bootRes*” (Zang y Bion-

Cuadro 2. Estaciones climáticas usadas en el análisis dendroclimático. DMC: Dirección Meteorológica de Chile, SMA: Servicio Meteorológico de la Armada de Chile y SMN: Servicio Meteorológico Nacional (Argentina). Pp: Precipitación, Tmed: temperatura media, Tmin: temperatura mínima media y Tmax: temperatura máxima media.

Meteorological stations used in this study. Source: DMC: Dirección Meteorológica de Chile, SMA: Servicio Meteorológico de la Armada de Chile and SMN: Servicio Meteorológico Nacional (Argentina). Pp: precipitation, Tmed: mean temperature, Tmin: minimum temperature and Tmax: maximum temperature.

Estación	Variable	Latitud/Longitud	Período	Fuente
Faro Evangelista (<i>EVA</i>)	Pp	52°40' S	1899-2000	SMA
		75°06' O		
Punta Arenas (<i>PUQ</i>)	Pp	53°9'10" S 70°55'35" O	1900-2014	DMC
	Tmed		1888-2014	
	Tmin		1930-2014	
	Tmax		1930-2014	
Puerto Williams (<i>PWT</i>)	Pp	54°55'54" S 67°36'56" O	1968-2014	DMC
	Tmed		1968-2014	
	Tmin		1968-2014	
	Tmax		1968-2014	
Ushuaia (<i>USH</i>)	Tm	54°48'0" S	1901-2014	SMN
	Pp	68°08'06" O	1931-2014	

di 2013). Las correlaciones entre las series de anillos y clima regional se efectuaron para un período de 16 meses, a partir de enero de la estación de crecimiento anterior a abril del año siguiente al inicio de la formación del anillo. Se considera el año anterior en el análisis puesto que el ancho de los anillos resulta de la integración de los procesos de influencia climática ocurridos sobre un extenso período que puede llegar a abarcar el año previo (Fritts 1976).

Como una forma de extender el análisis de la relación entre el crecimiento arbóreo y el clima a una expresión de la variabilidad climática en un ámbito geográfico más amplio, se usaron también funciones de correlación entre el crecimiento arbóreo de *N. betuloides* y las variaciones de deuterio (d^2H , un proxy de las variaciones de la temperatura del aire), en un testigo de hielo obtenido en la isla James Ross en el sector nor-oriental de la Península Antártica (Abram *et al.* 2013). Además, se analizó la relación entre el mismo crecimiento arbóreo y la reconstrucción del AAO conseguida a partir de las estimaciones de temperatura basados en el mismo testigo de hielo y otros dos proxies sensibles a la temperatura (Abram *et al.* 2014).

Análisis de series de tiempo. Para determinar las frecuencias dominantes en el crecimiento de *N. betuloides*, representado por los Componentes Principales CP-1 y CP-2, se utilizó el método espectral *multi-taper* mediante el software R a través del paquete estadístico “*dplR*” (Bunn 2008). Otros análisis de las series de tiempo utilizadas en este estudio incluyeron las transformaciones *wavelet* y *cross-wavelet*. En el primer caso se buscó determinar

qué tan estables y significativas en el tiempo son las frecuencias dominantes identificadas con el método espectral *multi-taper* recién descrito para las series de CP-1 y CP-2. De esta forma se busca indagar la presencia de modos característicos en la periodicidad de las series analizadas de manera de identificar posibles forzantes climáticos asociados a los patrones de crecimiento. Finalmente, el análisis de *cross-wavelet* permitió explorar una posible concordancia en la estabilidad y significancia de las frecuencias características de CP-1 y CP-2 con aquellas descritas para el índice de Oscilación Antártica AAO-NCEP, de forma de indagar en señales espectrales de alta potencia comunes entre ambas variables. Para los análisis de *wavelet* y *cross-wavelet* se usó el paquete estadístico “*biwavelet*” (Gouhier *et al.* 2016).

RESULTADOS

Variabilidad climática regional. Las temperaturas medias del aire de la estación meteorológica de Punta Arenas estuvieron altamente relacionadas con todas las otras estaciones consideradas, con valores de correlación por encima de 0,69. La correlación varió dependiendo de la combinación de meses (estaciones del año) que se consideró, con los valores más altos para los meses de verano. Las relaciones más débiles en temperaturas medias se dieron entre las estaciones meteorológicas de Ushuaia y Río Gallegos para todas las comparaciones efectuadas, en especial en el caso de las temperaturas medias anuales. De todos modos, para el caso de esta variable climática se cumplió la ca-

racterística regional con valores de correlación altos en su mayoría por sobre 0,5. Esto comprobó que la temperatura es una variable climática de expresión regional uniforme con variaciones graduales en escalas espaciales amplias.

En cuanto a las relaciones entre precipitaciones de las diferentes estaciones meteorológicas, estas resultaron mayoritariamente no significativas, con excepción de las comparaciones para la precipitación anual de las estaciones de Evangelista y Punta Arenas, la precipitación de otoño y primavera de las estaciones de Punta Arenas y Río Gallegos, y la precipitación de verano de las estaciones de Punta Arenas y Ushuaia. Este resultado confirmó la naturaleza más heterogénea de la distribución espacial de las precipitaciones, expresándose en fuertes gradientes de esta variable climática determinados por barreras topográficas (cadenas montañosas), distancia respecto del origen de las tormentas más frecuentes, cambios en la circulación atmosférica regional, entre otras causas.

Los valores de coeficiente de correlación entre los índices de Oscilación Antártica y las variables climáticas temperatura y precipitación de diferentes estaciones meteorológicas mostró claras diferencias. Para el caso de la temperatura del aire los valores más altos de correlación se obtuvieron entre el índice AAO-NCEP con la temperatura máxima de Punta Arenas, resultando significativo para casi todos los meses del año, a excepción de agosto y septiembre. En el caso de las precipitaciones los valores de correlación no mostraron una relación significativa con AAO-NCEP y las precipitaciones de Punta Arenas, solo resultando tres meses (enero, octubre y diciembre) al borde de la significancia.

Cronologías de ancho de anillos. Se desarrollaron ocho cronologías a través del paquete estadístico dplR (figura 2), evaluando varias de sus características principales usando las versiones residuales de las cronologías (cuadro 3).

Las dos cronologías desarrolladas para el sector de Schiaparelli (Monte Sarmiento), sector oeste de la Cordillera de Darwin, presentaron similitudes a partir de 1950 con valores mayoritariamente sobre la media a excepción

de SCH-13 que para los últimos años presentó una tendencia negativa abrupta (figura 2). En el caso de las dos cronologías del sector oriental de la Cordillera de Darwin, VD-13 y PM-14, coincidieron en depresiones de crecimiento centradas alrededor de los años 1840 y 2000. En el caso de la cronología de PM-14 comenzó esta depresión en 1985, mientras en VD-13 esta misma disminución en el crecimiento comenzó en 1990. Excepcionalmente PM-14 presentó valores por sobre la media para 1920, no mostrándose este patrón para VD-13. De este modo, las cuatro nuevas cronologías desarrolladas en este trabajo presentaron baja tasa de crecimiento en los años más recientes, aunque existen diferencias en las cuantías de las mismas.

De los cuatros cronologías previamente utilizadas en Villalba *et al.* (2012), tres fueron desarrolladas en localidades muy cercanas: Lago Despreciado (LDP), Lago Deseado Norte (LDN) y Lago Fagnano (LFA). Estas tres cronologías presentan similitudes en el modo de variabilidad, en cuanto a valores sobre la media entre 1800-1850 y para el período 1980-1990, y mostraron como años marcadores 1769-1770 con valores de crecimiento muy por debajo de la media, además presentaron una marcada disminución de crecimiento para los últimos años de las cronologías (figura 2).

La cuarta cronología previamente publicada es Lago Róbalo (LRB) en Isla Navarino presentó valores mayoritariamente por sobre la media entre 1780-1820, pero además se observaron al menos cuatro depresiones notables con valores por bajo la media (1613, 1647-1687, 1705-1744 y 1985-2008). La última depresión entre 1995-2008, fue la depresión más abrupta mostrada en este trabajo, muy similar a SCH-13 (figura 2).

Patrones de crecimiento arbóreo. Basados en las cronologías residuales de aproximadamente 100 años, los tres primeros componentes principales explicaron en conjunto más del 77 % de la varianza total (figura 3A). El CP-1 explicó el 53,5 % de la varianza total del crecimiento de los anillos de árboles (figura 3A). Los valores de carga mayores a 0,5 estuvieron dados para los sitios de Lago Despreciado, Lago Deseado Norte, Lago Fagnano, Lago Róbalo,

Cuadro 3. Estadísticos descriptivos para las cronologías de *Nothofagus betuloides* (versiones estándar, códigos según cuadro 1).

Statistics for *N. betuloides* residual chronologies (for site details see table 1).

Estadísticos descriptivos	Cronologías de ancho de anillo							
	SCH-13	SCH-14	VD-13	PM-14	LDP	LDN	LFA	LRB
Desviación estándar	0,401	0,363	0,282	0,337	0,313	0,387	0,414	0,391
Ancho promedio (mm)	0,980	1,090	0,750	0,820	1,120	0,830	0,900	0,890
Autocorrelación	0,782	0,703	0,817	0,764	0,737	0,814	0,824	0,803
Sensibilidad media	0,194	0,183	0,174	0,207	0,211	0,210	0,209	0,206
EPS (> 0,85)	1810	1920	1780	1810	1745	1630	1655	1540
R-BAR	1810	1920	1780	1810	1795	1680	1730	1640

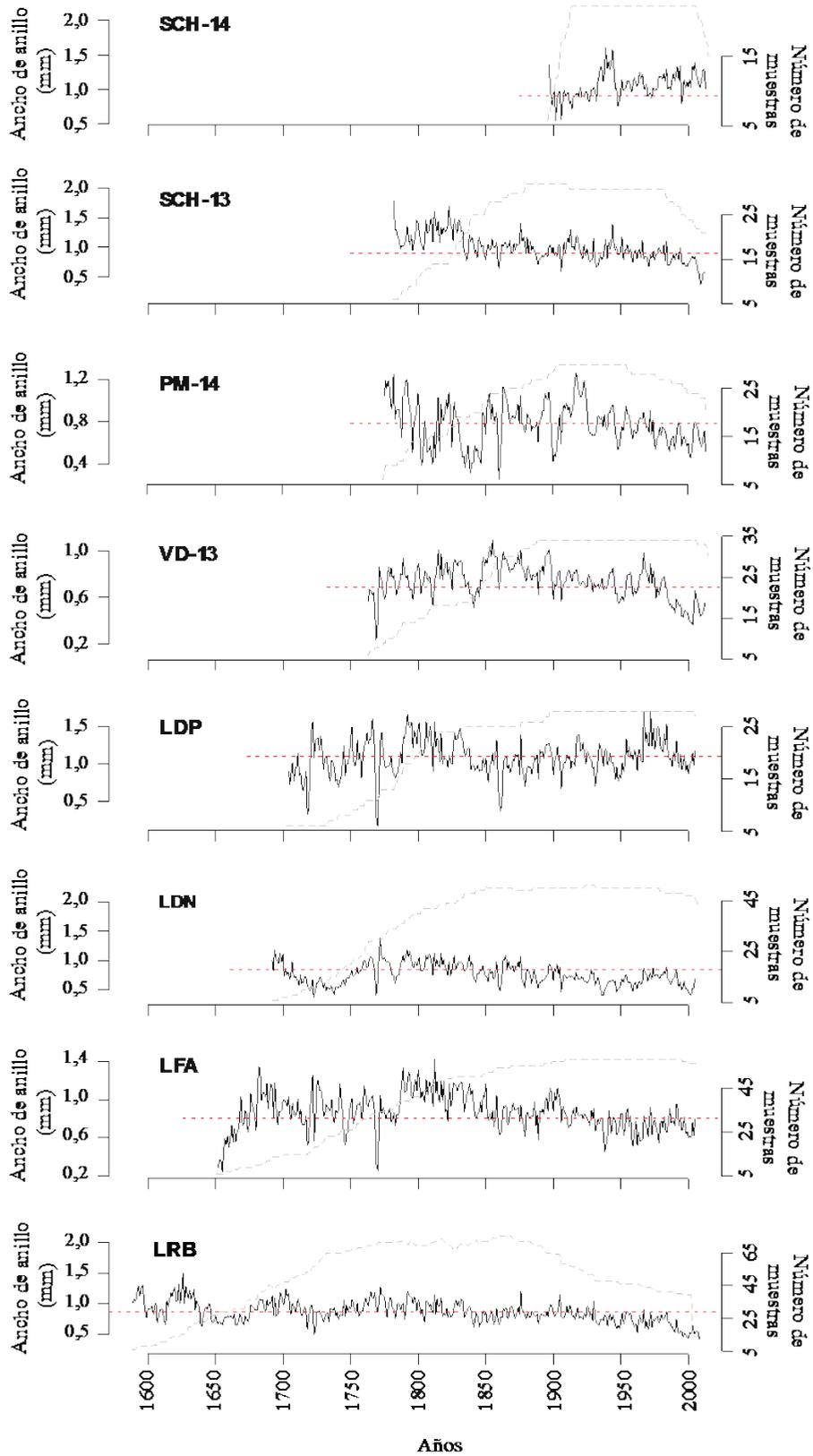


Figura 2. Cronologías de ancho de anillos (mm) de la especie *N. betuloides* (línea negra), número de muestras por año a partir de $n > 5$ (línea gris segmentada), y media de ancho de anillos (línea roja segmentada). Códigos según cuadro 1. Cronologías desarrolladas a través del paquete estadístico *dplR* en el programa R Project (Bunn 2008).

Tree-ring width chronologies (black line) and sample depth (gray). Chronologies were developed using the Dendrochronology Program Library in R (*dplR*) (Bunn 2008).

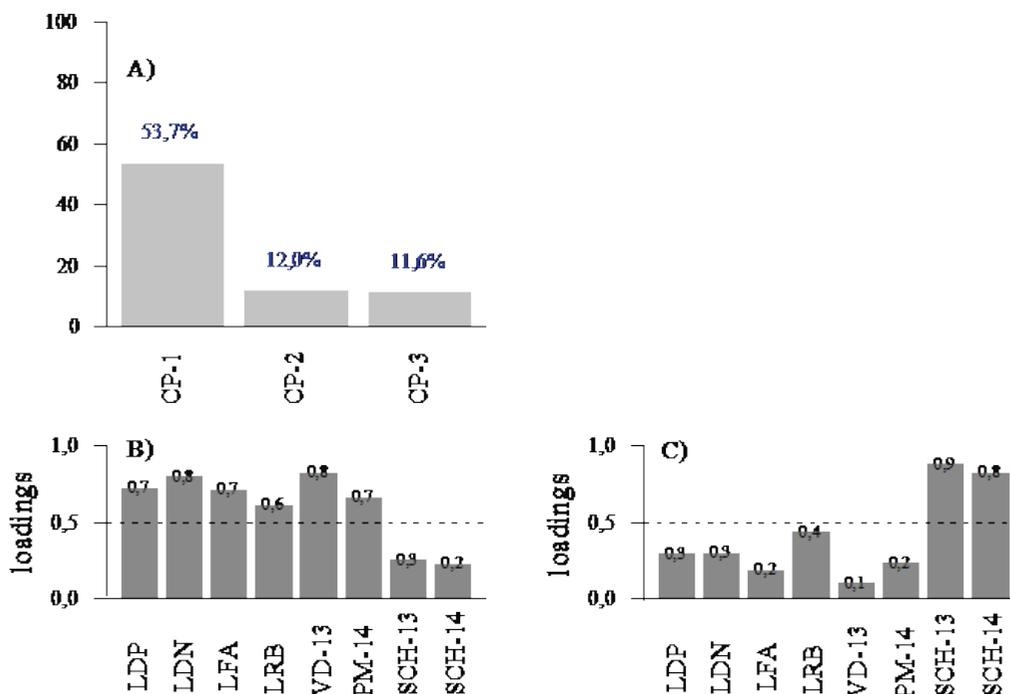


Figura 3. Análisis de componentes principales (ACP) de las cronologías residuales de *N. betuloides* de los diferentes sitios de estudio para el período en común 1917-2005. A) Varianza explicada por cada componente principal, B) y C) carga (o peso) que tiene cada sitio en el CP-1 y en el CP-2, respectivamente. ACP desarrollado en R Project.

Principal Component Analyses (PCA) of the *N. betuloides* residual chronologies over the period 1917-2005 (site codes in table 1). A) Explained variance by each principal component; B) and C) loadings of each site in PC-1 and PC-2, respectively. PCA analyses based on R project software.

Valle de Los Divorcios y Paso de La Muerte. Los sitios con menor carga o representación en este modo de variación fueron Schiaparelli 2013 y Schiaparelli 2014 (figura 3B). Los valores de carga de los sitios correspondiente al sector oriental de Tierra del Fuego estuvieron todos por sobre 0,5. El segundo componente principal explicó 12 % de la varianza total del crecimiento de los anillos de árboles (figura 3A). Los valores de carga mayores a 0,5 estuvieron dados para los sitios de Schiaparelli 2013, Schiaparelli 2014 (figura 3C). Los registros provenientes de los sitios restantes tuvieron cargas por debajo de los 0,5.

La serie de tiempo del CP-1 basado en las cronologías residuales (figura 4A) no presentó una tendencia clara en el período analizado, con valores que fluctuaron en torno al promedio entre 1917 y 1965, con un leve sesgo hacia valores negativos (ver línea de tendencia roja en la figura 4A). En la segunda mitad de la década de los 1960s la serie del CP-1 alcanzó los valores máximos de todo el período, iniciándose a partir de esa fase una disminución persistente hasta inicios del siglo 21, con una subida en los últimos cinco años.

La serie de tiempo asociada al CP-2 tampoco mostró una tendencia general clara, con valores que también fluctúan en torno al promedio (figura 4B). Comparada con la serie temporal del CP-1 esta serie tiene una mayor variabilidad de alta frecuencia y sus fluctuaciones tienden a estar en contrafase con las del CP-1.

Relación entre los patrones de crecimiento y el clima regional. Utilizando la información climática de la estación meteorológica de Punta Arenas se encontró una relación positiva significativa entre CP-1 del crecimiento de *N. betuloides* con las temperaturas mínimas de febrero del año de crecimiento (figura 5A). Igualmente, se verificó una correlación positiva significativa entre el CP-2 del crecimiento arbóreo de *N. betuloides* y las temperaturas medias de Punta Arenas para enero y febrero en curso (figura 5B).

Para la estación meteorológica de Ushuaia se encontró una relación significativa negativa entre CP-1 del crecimiento arbóreo de *N. betuloides* con la precipitación del mes febrero del año de crecimiento previo (figura 5C). Por su parte, el CP-2 del crecimiento arbóreo de *N. betuloides* presentó una relación positiva y significativa con las precipitaciones para el mes de febrero del año de crecimiento previo (figura 5D). Para los valores de AAO-NCEP (figura 5E y 5F), el CP-1 del crecimiento arbóreo presentó una correlación negativa significativa para el mes de diciembre en curso, con un valor de -0,5, el más alto encontrado en este análisis. No se encontraron correlaciones significativas entre CP-2 y el índice AAO (figura 5F).

Isótopos de deuterio vs patrones de crecimiento arbóreo. El análisis de correlación de Pearson entre registros de isótopos de deuterio (d^2H), obtenidos a partir de un tes-

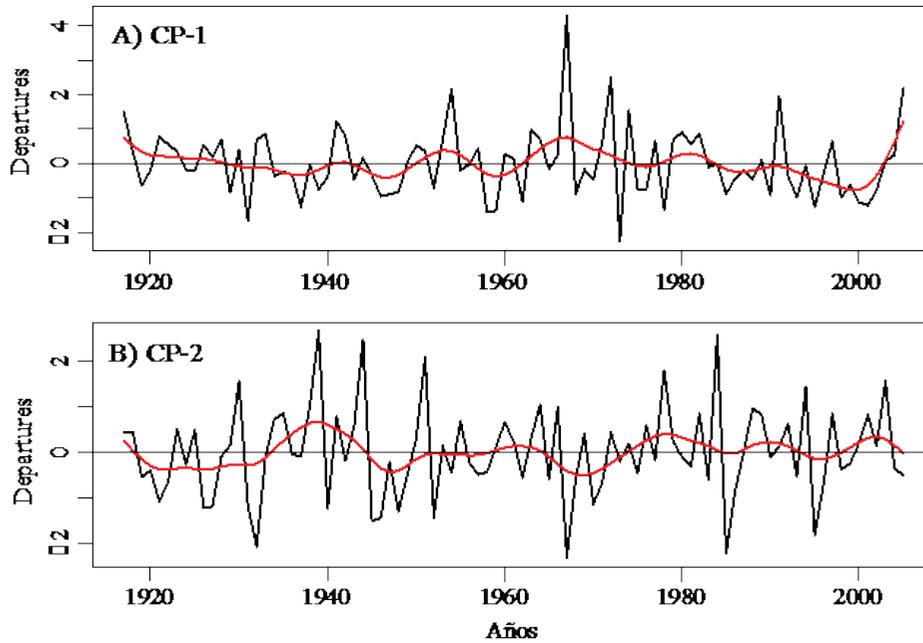


Figura 4. Series temporales de los componentes principales CP-1 (A) y CP-2 (B) en base a la matriz de correlación de las cronologías residuales de *N. betuloides* para el período en común 1917-2005 (línea gris), spline (línea roja). El ACP fue desarrollado en el contexto de R Project.

Principal component time scores of PC-1 (A) and PC-2 (B) based on the correlation matrix of the residual chronologies *N. betuloides* for the common period 1917-2005 (gray line). PCA analyses based on R project software.

tigo de hielo obtenido en la isla James Ross, en el sector nor-oriental de la Península Antártica (Abram *et al.* 2011), y los patrones de crecimiento arbóreo representados por los CP de las versiones estándar de las cronologías de ancho de anillos desarrolladas en este trabajo, mostraron que CP-1 presentó las más altas correlaciones con las anomalías de deuterio con un valor de correlación negativa de -0,56 (figura 6A). Las curvas siguen una variación inversa con un buen ajuste de sus tendencias. En el caso de la comparación con el segundo componente principal CP-2 la relación es positiva, con un valor de $r = 0,35$ (figura 6B). El ajuste entre ambas series se mantiene para casi todo el período de comparación, con un desacople después de aproximadamente el año 1985.

Otra comparación realizada fue entre la serie de la reconstrucción del índice AAO obtenida a partir del registro de deuterio de Abram *et al.* (2014) y los dos primeros componentes principales de las cronologías de anillos de crecimiento arbóreo de *N. betuloides* consideradas en este estudio (figura 6C y D). Al igual que con la serie de deuterio, CP-1 nuevamente presentó una alta correlación inversa con la serie de la reconstrucción del AAO, con un valor de -0,52 (figura 6C). El ajuste en este caso, aunque de orden inverso, es particularmente bueno a partir de aproximadamente el año 1950. La comparación entre el segundo componente principal del crecimiento arbóreo y la reconstrucción del AAO, muestra una correlación posi-

tiva significativa, aunque más débil, con un valor de 0,20 (figura 6D).

Análisis de series de tiempo. Para el caso del crecimiento arbóreo de *N. betuloides*, el análisis espectral se realizó sobre los dos primeros componentes principales de la red de cronologías de esta especie (figura 7). El poder espectral del CP-1 (figura 7A) muestra una frecuencia dominante, marginalmente significativa, por sobre el límite de confianza de 90 %, para el período de 16 años. En el caso del CP-2 (figura 7B), el poder espectral resulta significativo para el período de 2,5 años (frecuencia = 0,4), y marginalmente significativo para un período de 46 años (frecuencia = 0,022).

La transformada Wavelet de CP-1 (figura 7C) mostró una persistencia para el período de dos a cinco años entre 1955 a 1980 y también alrededor de la frecuencia de los 16 años desde 1935 hasta el presente, siendo esta última no significativa. En cambio, CP-2 (figura 7D) mostró una persistencia temporal constante a través del tiempo para el período de 2,5 años.

En el caso del análisis de *cross-wavelet*, para CP-1 y el índice AAO-NCEP la figura 8A mostró una amplia sección de alta interrelación para el período de 2 a 4 años para el rango de años 1985-2002. Por otro lado, la figura 8B comparando CP-2 con AAO-NCEP mostró una señal espectral común entre ambas variables para el período de 3,5 años, pero solo para un muy estrecho rango de años (1995-2000).

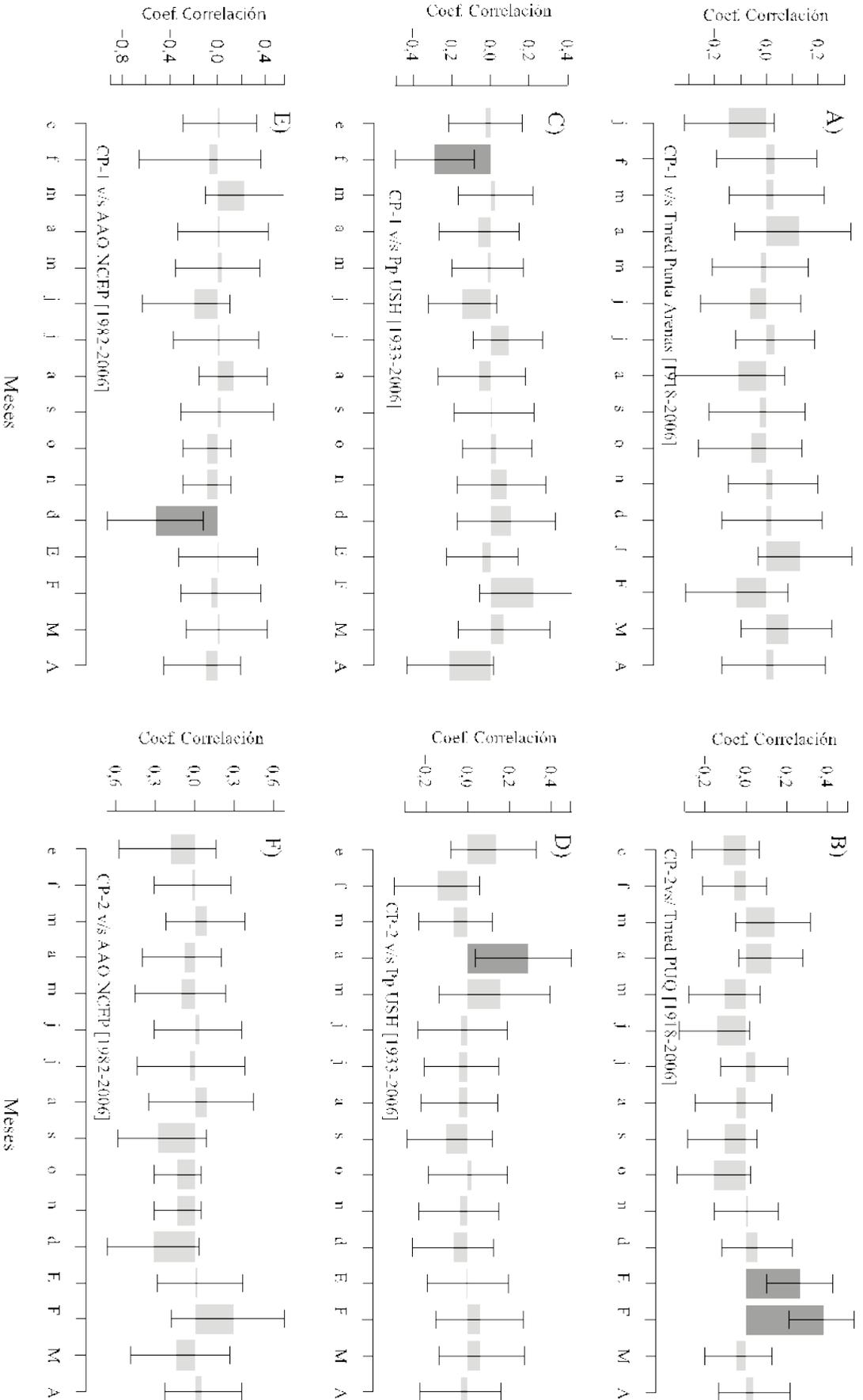


Figura 5. Coeficientes de correlación mensual entre los patrones dominantes de crecimiento (CP-1 y CP-2) de las cronologías residuales de *N. betuloides* y las variables climáticas de las estaciones meteorológicas de Punta Arenas (A y B), Ushuaia (C y D), y el índice de Oscilación Antártica según NCEP (E y F). Barras en color gris oscuro indican coeficiente de correlación significativa al $P < 0.05$; las líneas representan el 95 % del intervalo de confianza. Desarrollado empleando el paquete estadístico “*bootRes*” en R Project.

Monthly correlation coefficients between *N. betuloides* growth patterns (PC1 and PC2 based on residual chronologies) and climate variations recorded at Punta Arenas (A and B), Ushuaia (C and D), and with the NCEP Antarctic Oscillation (E and F). See information on meteorological stations in table 2. The shaded area represents current growing season (September through April). The darker bars indicate significant correlation coefficients at $P < 0.05$; vertical lines represent 95 % confidence intervals.

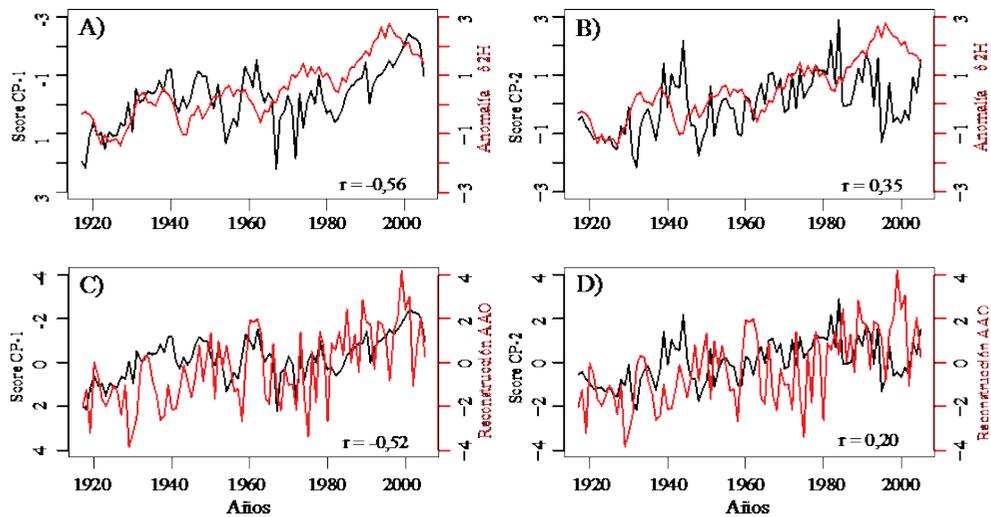


Figura 6. Relaciones entre los patrones de crecimiento arbóreo (CP-1 y CP-2) obtenidos a partir de la versión estándar de las cronologías y las anomalías de Deuterio ($\delta^2\text{H}$) obtenidas desde un testigo de hielo de la Isla James Ross, Antártica (A y B), y la reconstrucción del índice AAO (C y D), obtenida a partir del mismo testigo de hielo de la Isla James Ross y otras dos reconstrucciones de las fluctuaciones de temperatura usando otros proxies paleoambientales (Abram *et al.* 2014). Análisis desarrollado en R Project.

Correlation analyses between growth patterns (PC1 and PC2) based on *N. betuloides* standard chronologies and Deuterium anomalies ($\delta^2\text{H}$) recorded from an ice core in James Ross Island (A and B), and the AAO reconstruction modelled from the same ice core (C and D). Results based on R Project software.

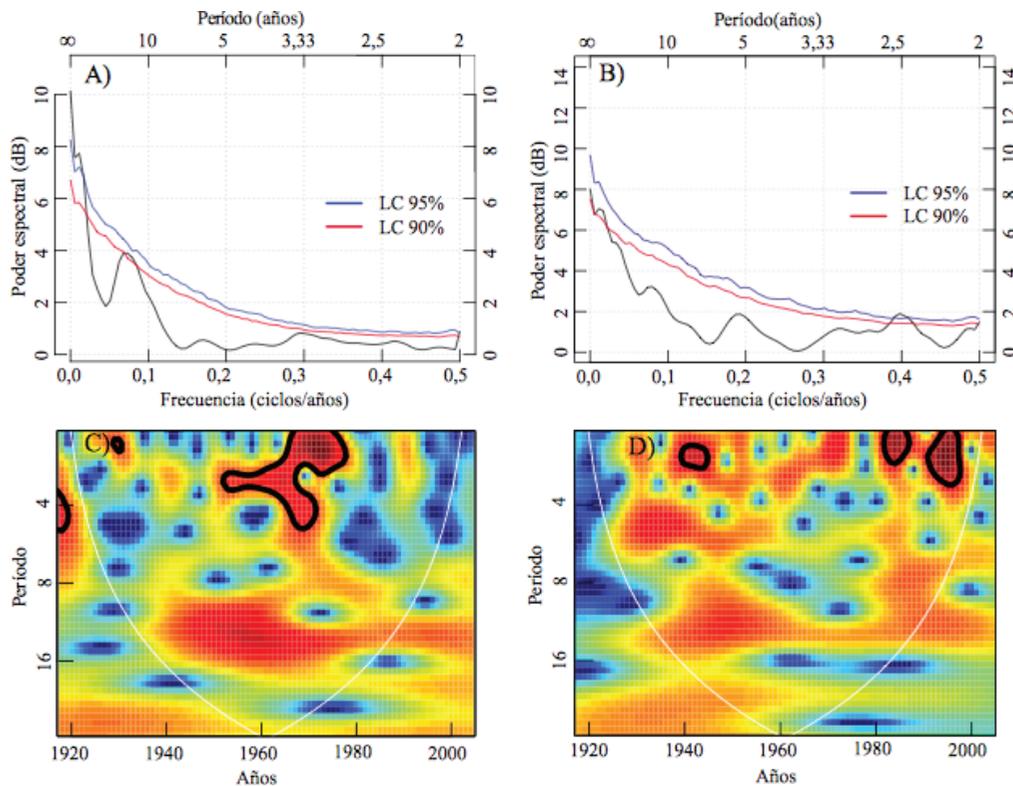


Figura 7. Poder espectral de los componentes principales de las cronologías estándar, CP-1 (A) y CP-2 (B). La línea continua roja (azul) indica 90 % (95 %) del límite de confianza. Wavelet Transform para los componentes principales de las cronologías estándar, CP-1 (C) y CP-2 (D), para el período de 1917-2005. Tonos más cálidos indican una señal espectral más fuerte, mientras que los sectores con contorno negro indican significancia estadística con un límite de confianza al 95 %. La línea blanca delimita la zona donde el análisis es confiable.

Spectral analysis on PC-1 (A) and PC-2 (B) from the *N. betuloides* standard chronologies. Continuous red (blue) line indicates 90 % (95 %) confidence limit. Wavelet Transform on the same principal components, PC-1 (C) and PC-2 (D), for the common period 1917-2005. Dark red indicates strong spectral power, zones enclosed by black lines indicate confidence levels above 95 %. White line defines the conical influence zone.

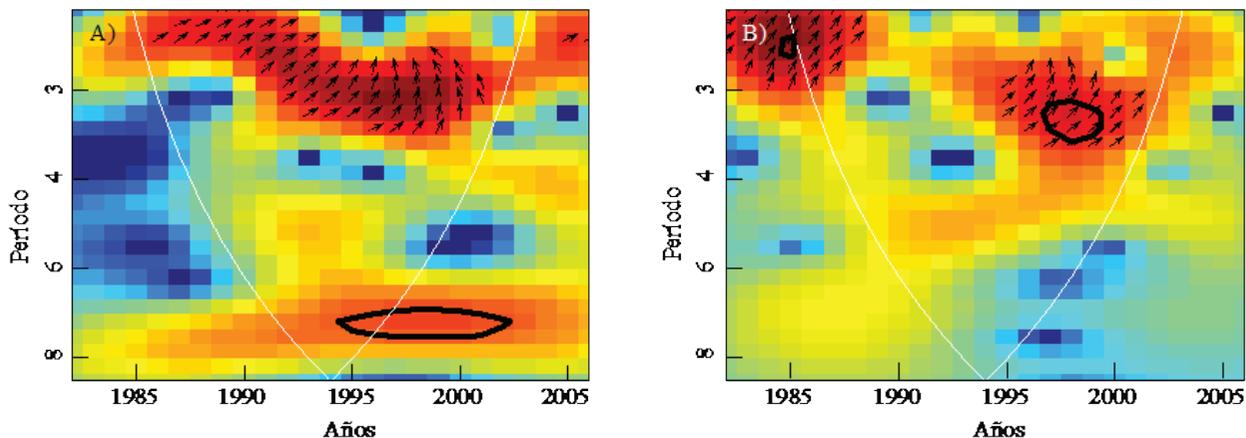


Figura 8. Análisis cross-wavelet para el período de 1982-2006 entre los componentes principales de las cronologías residual CP-1 y CP-2 y el índice AAO-NCEP (A y B, respectivamente). Tonos más cálidos indican una señal espectral más fuerte, mientras que los sectores con contorno negro indican significancia estadística con un límite de confianza al 95 %. La línea blanca delimita la zona donde el análisis es confiable.

Cross-wavelet analyses over the common period 1982-2006 among the principal components PC1 (A) and PC2 (B) of the *N. betuloides* residual chronologies and AAO-NCEP index for December. Warm colors indicate strong spectral power, zones enclosed by black lines indicate confidence levels above 95 %. White line defines the conical influence zone.

DISCUSIÓN

El análisis de la variabilidad climática presentado en este trabajo permite reafirmar la información previamente publicada acerca de la influencia del AAO en la distribución latitudinal de las precipitaciones y temperaturas de América del Sur y Antártica. En latitudes medias de América del Sur el AAO tiene una expresión significativa en la precipitación (Gillett *et al.* 2006), y variables asociadas tales como los caudales de río (Lara *et al.* 2008). En cambio, en el extremo sur de América del Sur y Península Antártica, este efecto se hace más evidente para el caso de las fluctuaciones de la temperatura (Gillett *et al.* 2006, Villalba *et al.* 2012, Abram *et al.* 2014). Este trabajo confirma la relación positiva y altamente significativa entre AAO y las temperaturas de la región austral de América del Sur para casi todos los meses del año.

La diferenciación geográfica Este-Oeste de los sitios de estudio que arrojó el análisis de componentes principales (ACP) tiene varias implicancias para el conocimiento de los patrones de crecimiento de los bosques de *N. betuloides* en la Cordillera de Darwin y alrededores. El patrón de crecimiento del primer componente principal (CP-1), con mayor influencia de los sitios localizados hacia el Este de la Cordillera de Darwin, entre los que se incluyen las localidades ubicadas cercanas al lago Fagnano, en el sector central de Tierra del Fuego, las del Valle de Los Divorcios en el extremo oriental de la Cordillera de Darwin, y las del valle del río Róbalo en la isla Navarino, da cuenta de ambientes en términos relativos menos húmedos y sujetos a fluctuaciones térmicas más amplias durante el año,

con condiciones relativamente menos húmedas y de mayor temperatura en los meses estivales. Este patrón de crecimiento Oriental refleja además una marcada fase de disminución del ancho de los anillos de crecimiento arbóreo para las últimas cinco décadas, que coincide con las tendencias hacia menor precipitación y mayor temperatura que marcan estaciones meteorológicas como la de Punta Arenas. No es de extrañar, entonces, que el crecimiento arbóreo del sector oriental de la Cordillera de Darwin responda negativamente a las elevadas temperaturas y menores precipitaciones. La misma respuesta negativa se observa cuando se comparan las tendencias de este patrón de crecimiento oriental y la fase positiva del índice de Oscilación Antártica. Estos resultados, previamente reportados por Villalba *et al.* (2012), pueden ser explicados por el efecto del déficit hídrico que se produciría durante el período de crecimiento, por la menor disponibilidad de agua y el aumento de las temperaturas para las últimas décadas (Llancabure 2011). De este modo, a menor humedad y temperaturas más altas durante las últimas décadas el crecimiento arbóreo de *N. betuloides* ha presentado una tendencia decreciente.

Por otro lado, el segundo componente principal (CP-2), que expresa las tendencias en el crecimiento arbóreo principalmente de las localidades del extremo occidental de la Cordillera de Darwin, en el valle del glaciar Schiaparelli, representa un patrón de crecimiento antes no descrito para los bosques de *N. betuloides* del extremo austral de Sudamérica. De este modo, este trabajo amplía el conocimiento de la variabilidad en el crecimiento de los bosques de *N. betuloides*, mostrando diferencias significativas asociadas al eje geográfico Este-Oeste en distancias no superiores

a 220 km, en el sistema montañoso de la Cordillera de Darwin. La respuesta al clima que presenta este patrón de crecimiento occidental es completamente opuesta al que presenta CP-1. En este caso CP-2 responde positivamente a las relativamente menores temperaturas y más elevadas precipitaciones, y a la fase positiva del índice de Oscilación Antártica. El patrón de crecimiento occidental reconocido en este trabajo, sería similar al descrito para los bosques de Nueva Zelanda y Tasmania (Villalba *et al.* 2012), con aumento en las tendencias del crecimiento radial de *N. betuloides* en las últimas décadas. Los bosques de Nueva Zelanda y Tasmania muestran también un incremento en sus crecimientos, teniendo correlaciones positivas con la temperatura. En Nueva Zelanda esto estaría dado por el debilitamiento de los vientos del oeste y el gran número de masa cálidas subtropicales que han aumentado su influencia en esta región en las últimas décadas, mientras que en Tasmania la causa sería el calentamiento registrado en esta región (Villalba *et al.* 2012). Los bosques de *N. betuloides* del sector oeste de la Cordillera de Darwin están sometidos a condiciones oceánicas y particularmente a condiciones ambientales frías y húmedas, con influencia notoria de los frentes polares, similares a las encontradas en las vertientes occidentales de Nueva Zelanda, y Tasmania, lo que explicaría el patrón similar en el crecimiento de sus bosques.

Los dos patrones de crecimiento para los bosques de *N. betuloides* recién descritos tienen además una expresión en la composición y fisionomía de estos bosques. Es así como en los sectores en donde el patrón de crecimiento dominante es el descrito por el CP-1 u Oriental, *N. betuloides* comparte la dominancia en el dosel con otras especies arbóreas de condiciones ambientales más mésicas tales como el *Nothofagus pumilio* Poepp. *et* Endl. Krasser (lenga). Por el contrario, en los ambientes del extremo occidental de la Cordillera de Darwin, con condiciones de humedad muy altas y bajas temperaturas, y donde el patrón de crecimiento característico es el descrito por el CP-2, el dosel continuo de las especies arbóreas está totalmente dominada por *N. betuloides* sin contrapeso, conformando el muy extendido bosque perennifolio de Magallanes (Pisano 1977).

El análisis de las frecuencias dominantes en los patrones de crecimiento arbóreo de *N. betuloides* realizado en este trabajo reafirma la diferencia entre los dos principales modos de variación, CP-1 y CP-2. En el caso de CP-1, con mayor influencia de los bosques del sector oriental de la Cordillera de Darwin, las frecuencias dominantes corresponden a los períodos de dos a cuatro años. Sin embargo, el análisis de *cross-wavelet* permitió constatar que la estabilidad y significancia de esta señal es muy acotada en el tiempo, reduciéndose a solo dos décadas (1950-1970). En cambio, para el caso de CP-2 con frecuencias dominantes para períodos en el mismo rango de años (2,5 años), la persistencia de la señal es mucho más estable en el tiempo. La otra característica destacable es que tanto CP-1 y CP-2 muestran una señal marginalmente significativa para

el período de 16 años, la que es estable a través de todo el rango de años analizados. Al comparar mediante el análisis de *cross-wavelet* las frecuencias dominantes de CP-1 y CP-2, con las frecuencias dominantes descritas para el índice de oscilación Antártica AAO-NCEP, se encuentran zonas de fuerte señal espectral común en especial para la comparación CP-1 y AAO-NCEP calculado para el mes de diciembre. Esto viene a reforzar los resultados encontrados en este trabajo utilizando análisis de correlación entre el crecimiento arbóreo y variable climáticas tales como las temperaturas estivales y el patrón de circulación predominante AAO.

La relación entre la Oscilación Antártica (AAO) y los patrones de crecimiento de los bosques de *N. betuloides* descritos en este trabajo reitera lo publicado para el patrón Oriental por Villalba *et al.* (2012), y agrega una relación negativa significativa para el índice AAO reconstruido a partir de las anomalías de deuterio de un testigo de hielo antártico (Abram *et al.* 2014). Que se constaten estas relaciones entre el crecimiento arbóreo de los bosques de *N. betuloides* de la Cordillera de Darwin y los modos de circulación de la AAO contribuye a valorar estas cronologías del crecimiento arbóreo como un proxy ambiental de relevancia hemisférica.

CONCLUSIONES

A través de este estudio se logra determinar cuáles son las variables climáticas que explican un alto porcentaje de la varianza de los patrones de crecimiento de los bosques de *N. betuloides* en Cordillera de Darwin; a saber, la temperatura del aire y la precipitación durante los meses estivales, variables fuertemente asociadas a cambios en el índice de Oscilación Antártica. Para lograr este propósito central del estudio se consiguió exitosamente un primer objetivo específico con el desarrollo de nuevas cronologías de ancho de anillos a partir de muestras colectadas en condiciones ambientales que aseguran la sensibilidad del crecimiento arbóreo a las fluctuaciones climáticas. El desarrollo de las nuevas cronologías de ancho de anillos de *N. betuloides* para la Cordillera de Darwin aquí informadas contribuye a la determinación y conocimiento de la variabilidad en los patrones de crecimiento arbóreo de esta especie. Por otro lado, la determinación de dos patrones independientes de crecimiento arbóreo, CP1 y CP2, con correlaciones significativas con temperatura, variaciones isotópicas de testigo de hielo antártico y el índice AAO, da cumplimiento al segundo objetivo específico de este estudio, otorgando una mayor capacidad explicativa a la red regional de cronologías de *N. betuloides* para el extremo austral de América del Sur.

La sensibilidad a la variabilidad climática local, regional y hemisférica que muestra el crecimiento arbóreo de los bosques de la especie *N. betuloides* de la Cordillera de Darwin, demuestra que las series de ancho de anillos de esta especie pueden ser utilizadas para estimar las fluctua-

ciones ambientales de los últimos siglos en esta región, y actuar como un sustituto de los inexistentes o muy incompletos registros climáticos instrumentales. De esta forma se confirma la hipótesis puesta a prueba al establecer relaciones significativas entre el crecimiento arbóreo de *N. betuloides* y las variables climáticas analizadas.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue financiada por el proyecto Fondecyt Regular 1030381 “Recent, centennial and multi-millennial glacier fluctuations in Cordillera de Darwin, Tierra del Fuego Island, southern Chile”. Se agradece el apoyo en el trabajo de terreno de María Pía Guzmán, Inés Dus-saillant, Emilia Fercovic, Mauricio Fuentes y Hans Linderholm. Del mismo modo agradecemos las sugerencias al análisis de los datos por parte de Osvaldo Vidal y Álvaro González-Reyes. Se agradece además los comentarios de dos revisores anónimos que permitieron mejorar significativamente este trabajo.

REFERENCIAS

- Abram NJ, R Mulvaney, C Arrowsmith. 2011. Environmental signals in a highly resolved ice core from James Ross Island, Antarctica. *Journal of Geophysical Research* 116: D20116, doi:10.1029/2011JD016147.
- Abram NJ, R Mulvaney, EW Wolf, J Triest, S Kipfstuhl, LD Trusel, F Vimeux, L Fleet, C Arrowsmith. 2013. Acceleration of snow melt in an Antarctic Peninsula ice core during the twentieth century. *Nature Geoscience* 6: 404-411.
- Abram NJ, R Mulvaney, F Vimeux, SJ Phipps, J Turner, MH England. 2014. Evolution of the Southern Annular Mode during the past millennium. *Nature Climate Change* 4: 564-569.
- Briffa KR. 1995. Interpreting high-resolution proxy climate data: the example of Dendroclimatology. In Von Storch H, A Navarra eds. Analysis of climate variability, applications of statistical techniques. Berlin, Alemania. Springer. p. 77-93.
- Bunn AG. 2008. A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia* 26: 115-124.
- Carrasco JF, G Casassa, A Rivera. 2002. Meteorological and climatological. In Casassa G, FV Sepúlveda, RM Sinclair eds. The Patagonian Icefields: a unique natural laboratory for environmental and climate. United States of America, New York. Kluwer Academic/Plenum Publisher. p. 29-41.
- Cook ER, KR Briffa, PD Jones. 1994. Spatial Regression Methods in Dendroclimatology: A review and comparison of two techniques. *International Journal of Climatology* 14: 379-402.
- Fritts HC. 1976. Tree-rings and climate. Arizona, USA. Laboratory of Tree-Ring Research. University of Arizona. 567 p.
- Garreaud RD, M Vuille, R Compagnucci, J Marengo. 2009. Present-day South American climate. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 281(3-4): 180-195.
- Gillett NP, TD Kelly, PD Jones. 2006. Regional climate impacts of the Southern Annular Mode. *Geophysical Research Letters* 33: L23704.
- Gouhier T, A Grinsted, V Simko. 2016. Conduct Univariate and Bivariate Wavelet Analyses: Package ‘biwavelet’. Disponible en <http://github.com/tgouhier/biwavelet>.
- Holmes RL. 1992. Dendrochronology Program Library, Instruction and Program Manual (January 1992 update). Tucson: Laboratory of Tree-Ring Research, University of Arizona.
- Lara A, R Villalba, R Urrutia. 2008. A 400-year tree-ring record of the Puelo River summer-fall streamflow in the Valdivian rainforest eco-region, Chile. *Climatic Change* 86: 331-356.
- Llancabure JJ. 2011. Relaciones entre el crecimiento de *Nothofagus betuloides* y el clima local y de gran escala en bosques subantárticos de la Isla Navarino. Tesis Ingeniero Forestal. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 29 p.
- Pisano E. 1977. Fitogeografía de Fuego-Patagonia Chilena. I: Comunidades vegetales entre las latitudes 52° y 56°S. *Anales del Instituto de la Patagonia* 8: 121-250.
- Quintana JM, P Aceituno. 2012. Changes in the rainfall regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43°S. *Atmósfera* 25(1): 1-22.
- Stokes MA, TL Smiley. 1968. An introduction to tree-ring dating. Chicago, Illinois: University of Chicago Press. 73 p.
- Thompson D, J Wallace. 2000. Annular Modes in the Extratropical Circulation. Part I: Month-to-Month Variability. *Journal of Climate* 13(694): 1000-1016.
- Villalba R, A Lara, J Boninsegna, MH Masiokas, S Delgado, JC Aravena, F Roig, A Schmelter, A Wolodarsky, A Ripalta. 2003. Large-Scale temperature changes across the Southern Andes: 20th-century variations in the context of past 400 years. *Climate Change* 59: 177-232.
- Villalba R, A Lara, MH Masiokas, R Urrutia, BH Luckman, GJ Marshall, IA Mundo, DA Christie, E. R Cook, R Neukom, K Allen, P Fenwick, JA Boninsegna, AM Srur, MS Morales, D Araneo, JG Palmer, E Cuq, JC Aravena, A Holz, C Le-Quesne. 2012. Unusual Southern Hemisphere tree growth patterns induced by changes in the Southern Annular Mode. *Nature Geoscience* 5: 793-798.
- Wei T. 2013. Visualization of a correlation matrix: Package ‘corrplot’. Disponible en <https://github.com/taiyun/corrplot>.
- Zang C, F Biondi. 2013. Dendroclimatic calibration in R: The *bootRes* package for response and correlation function analysis. *Dendrochronologia* 31: 68-74.

Recibido: 29.08.16
Aceptado: 09.01.17

Variación espacial y temporal en la dispersión de polen en un huerto semillero y en rodales naturales cercanos de *Pinus patula*

Temporal and spatial variation of pollen dispersal in a seed orchard and nearby natural stands of *Pinus patula*

Liliana Muñoz-Gutiérrez ^a, J Jesús Vargas-Hernández ^{**}, Javier López-Upton ^a, Carlos Ramírez-Herrera ^a, Marcos Jiménez-Casas ^a, Arnulfo Aldrete ^a, Ramón Díaz-Ruiz ^b

*Autor de correspondencia: ^a Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Postgrado en Ciencias Forestales, Carretera México-Texcoco, km 36,5, Montecillo, Texcoco CP 56230, Estado de México, México, tel.: 01 (595) 95 20200 Ext. 1469, vargashj@colpos.mx

^b Colegio de Postgraduados Campus Puebla, México

SUMMARY

Pollen flow from natural populations towards seed orchards has a negative effect on the genetic quality of germplasm produced. The objective of the study was to evaluate the potential gene flow into a *Pinus patula* clonal seed orchard from nearby natural stands. In 2014 and 2015, pollen traps were established at the center and periphery of the seed orchard and in nearby natural stands along an altitudinal transect in Aquixtla, Puebla, Mexico. With the pollen capture curves, total pollen dispersal (pollen grains cm⁻²), dates and extent of the dispersal period were estimated. The relationship of the dispersal period with temperature, rainfall and degree-days was also analyzed. Pollen captured in the seed orchard was 1.5 times higher and dispersal started one week earlier than in natural stands in both years. In 2015, the amount of pollen dispersal doubled and the dispersion period was delayed. The pollen captured at the center of the orchard was 74 % higher than in the periphery, and the dispersal period started one to three days later. No altitudinal trend in the dispersal period was observed in natural stands. Phenology differences between years in pollen dispersal were related to cumulative degree-days and to variation in maximum temperature and rainfall. Results reveal risks of genetic contamination in the seed orchard, though these are lower in the center than in the periphery.

Key words: genetic contamination, reproductive phenology, gene flow, elevation gradient, degree-day.

RESUMEN

El flujo de polen de poblaciones naturales a huertos semilleros tiene un efecto negativo en la calidad genética del germoplasma producido. El objetivo del estudio fue evaluar el potencial de flujo genético de rodales naturales vecinos a un huerto semillero clonal de *Pinus patula*. En 2014 y 2015 se establecieron trampas para capturar polen en el centro y periferia del huerto y en rodales naturales en un transecto altitudinal en Aquixtla, Puebla, México. Con las curvas de polen capturado se estimó el total dispersado por unidad de superficie (granos de polen cm⁻²), las fechas y la duración del periodo de dispersión. También se analizó la relación del periodo de dispersión con la temperatura, precipitación y grados-día. El polen capturado en el huerto fue 1,5 veces mayor y el periodo de dispersión inició una semana antes que en los rodales naturales en ambos años. En 2015, el número de granos de polen cm⁻² aumentó al doble y el periodo de dispersión se retrasó. En la parte central del huerto hubo 74 % más polen que en la periferia y su periodo de dispersión se retrasó uno a tres días. En los rodales naturales no se observó un patrón altitudinal en la dispersión de polen. Las diferencias entre años en la fenología de dispersión se relacionaron con los grados-día acumulados y con la variación en temperatura máxima y precipitación. Los resultados señalan riesgos de contaminación genética en el huerto, pero estos son menores en el centro que en la periferia.

Palabras clave: contaminación genética, fenología reproductiva, flujo genético, gradiente altitudinal, grados-día.

INTRODUCCIÓN

Los programas de mejoramiento genético forestal generalmente requieren del establecimiento de huertos semilleros que constituyen el vínculo para transferir a la producción forestal la ganancia genética obtenida en la pro-

ducción de mejora (Lowe y Wheeler 1993). En los huertos semilleros se obtiene el germoplasma necesario para producir las plantas de calidad genética que se requieren en los programas de reforestación y plantaciones comerciales más productivas y adaptadas a su ambiente (Di-Giovanni y Kevan 1991). Los huertos semilleros se pueden estable-

cer por semilla (huertos sexuales) o mediante propágulos vegetativos (huertos asexuales o clonales) de individuos seleccionados con base en la superioridad en algunas características importantes (Chmura *et al.* 2012).

El objetivo final del huerto es producir semilla de mayor calidad, en cantidad suficiente y con una eficiencia genética elevada, la cual depende del tamaño efectivo de población en el huerto y de la capacidad de exclusión de gametos de individuos no seleccionados (Wang *et al.* 1991). Factores como la fecundidad de los progenitores, sincronía en la fenología reproductiva de los clones y ausencia de polen externo influyen en la eficiencia genética del huerto (Lowe y Wheeler 1993). Estas condiciones son difíciles de cumplir en especies de coníferas (Squillace y Long 1981, Adams y Burczyk 2000).

El polen externo de árboles no seleccionados que llega a los huertos semilleros tiene efectos negativos en la progeñe porque reduce el potencial de crecimiento y genera problemas de adaptación que reducen la ganancia genética (Lowe y Wheeler 1993). Debido a la capacidad de producción y dispersión natural del polen en especies anemófilas, es común que sus huertos semilleros se expongan a altos niveles de polen externo, a pesar de que se encuentren relativamente alejados de poblaciones de la misma especie (Friedman y Adams 1985). En huertos semilleros de *Pinus sylvestris* L. se ha encontrado que el nivel de contaminación genética puede variar de 2 a 74 % (El-Kassaby *et al.* 1989). En otras especies, los valores de contaminación generalmente son superiores a 40 % como en *Pinus taeda* L. (Adams y Burczyk 2000) y *Picea abies* (L.) H. Karst (Pakkanen *et al.* 2000), aunque pueden variar desde menos de 10 %, como en *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (Ritland y El-Kassaby 1985), a más de 85 %, como en *Pinus brutia* Ten. (Kaya *et al.* 2006).

El potencial de contaminación de polen externo en un huerto semillero depende del grado de aislamiento (físico, fenológico o por distancia) con respecto a otras fuentes no deseadas de polen, y de la capacidad de producción de polen en el huerto, que compita con la fuente externa (Di-Giovanni y Kevan 1991). El primer factor está asociado con la capacidad y el momento de dispersión del polen; la distancia de dispersión varía en función de condiciones ambientales, como dirección y velocidad del viento, precipitación y humedad relativa (Lindgren *et al.* 1995), y de características de la especie como morfología y tamaño de los granos de polen (Sousa y Hattemer 2003).

En poblaciones continuas hay un flujo extenso de polen que puede ser alrededor del 4 o 5 % en distancias de hasta 100 km (Kremer *et al.* 2012). Este flujo es suficiente para evitar la diferenciación y la estructuración de las poblaciones en regiones extensas, ya que se requieren pocos migrantes por generación para contrarrestar los efectos de la selección natural y la deriva genética en la estructura espacial de las poblaciones (Hedrick 1985). Sin embargo, en un estudio de dispersión de polen de 36 árboles en un rodal aislado de *Pinus sylvestris* se ha demostrado que al-

rededor de 50 % del polen producido por un árbol cae en una distancia no mayor a 11 m, y 7 % cae fuera de una distancia de 200 m (Robledo-Arnuncio y Gil 2005). Por lo tanto, las diferencias en polen capturado en diferentes sitios dentro de una población continua reflejan en gran medida las diferencias en producción de polen en los vecindarios muestreados.

El momento de la liberación del polen es afectado por la temperatura, la humedad y los grados-calor o grados-día acumulados durante el proceso de diferenciación y desarrollo posterior de las estructuras reproductivas (Huusko y Hicks 2009). Por lo anterior, se espera que el periodo de producción y dispersión del polen varíe de un año a otro en vecindarios o subpoblaciones a lo largo de un transecto altitudinal (Adams 1992). Por otro lado, la capacidad de producción de polen en un huerto semillero, y el grado de competencia con el polen externo, depende de la edad y tamaño de copa en los individuos dentro del huerto (Caron y Powell 1989, Di-Giovanni y Kevan 1991). Las coníferas inician la producción de polen después de varios años de crecimiento, pero una vez iniciada, su capacidad aumenta gradualmente con la edad (Caron y Leblanc 1992). Debido a esto, el potencial de contaminación por polen externo generalmente es elevado en huertos jóvenes en donde apenas inicia la producción de polen, pero este se reduce conforme aumenta la edad de los árboles en el huerto (Caron y Powell 1989).

En el año 2003 se estableció un huerto semillero clonal de *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. *et* Cham., en la Sierra Norte de Puebla, como parte de un programa regional de mejoramiento genético de la especie, para satisfacer las necesidades de semilla con calidad genética superior para el establecimiento de plantaciones forestales (Castaños y Castro-Zavala 2014). El huerto se ubica dentro del área de distribución natural de la especie, a una elevación de 2.860 m, en la parte media de un transecto altitudinal, en donde existen rodales naturales de *P. patula*, por lo que existe un riesgo potencial de contaminación genética. En este trabajo se evalúa la cantidad de polen presente dentro del huerto y en rodales naturales vecinos. Los objetivos son a) estimar la variación espacial y temporal en la dispersión de polen dentro del huerto de *P. patula* y en rodales naturales de la misma especie cercanos al huerto a lo largo de un transecto altitudinal, y b) determinar si la variación en el periodo de dispersión del polen de un año a otro a lo largo del transecto altitudinal está relacionada con las condiciones meteorológicas y grados-día acumulados. Las hipótesis son: 1) la cantidad de polen dispersado en el huerto es mayor que en los rodales naturales, pero el periodo de dispersión coincide en ambos; 2) la cantidad de polen dispersado y el periodo de dispersión dentro del huerto no difieren espacialmente; 3) el periodo de dispersión de polen en rodales naturales vecinos se retrasa al aumentar la elevación del sitio; 4) el periodo de dispersión de polen difiere de un año a otro en función de los grados-día acumulados.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se realizó en un huerto semillero asexual de *Pinus patula* de 10 años de edad, establecido mediante injertos en la Reserva Forestal Multifuncional “El Manantial”, en el municipio de Aquixtla, Puebla, México (19° 43' 13" N, 97° 59' 20" O, 2.860 m s.n.m.). El huerto cubre una superficie de 1,2 ha, en un diseño completamente al azar con un espaciamiento de 3x3 m con diferente número de rametos (1-22) por clon. Al inicio del estudio el huerto contaba con 660 rametos pertenecientes a 82 clones distintos. También se muestrearon cuatro rodales naturales coetáneos de la especie a lo largo de un transecto altitudinal (2.807-3.011 m) a una distancia de 150 a 1.000 m del centro del huerto (cuadro 1); al menos el 50 % de los árboles adultos (en edad reproductiva) se encontraba produciendo polen. Para fines del estudio el huerto semillero y los rodales naturales se consideraron como dos poblaciones distintas.

Localización de trampas y recolecta de polen. Para cuantificar la variación espacial y temporal en la presencia de polen se colocaron trampas de captura en diferentes sitios dentro y fuera del huerto. En el huerto se establecieron cinco sitios de muestreo, uno en el centro y cuatro en la periferia, a una distancia de 9 a 12 m del borde, cada uno con cuatro trampas; fuera del huerto también se establecieron cuatro trampas de muestreo en cada uno de los rodales naturales (R₁-R₄) a lo largo del transecto altitudinal mencionado.

Las trampas consistieron en portaobjetos recubiertos con cinta adhesiva doble cara colocados en una pequeña plataforma con una veleta, montada en tubos de PVC a una altura de 6 m sobre el nivel del suelo, que representa la altura de la parte media de la copa de los árboles en el huerto. En cada sitio las trampas se colocaron con una separación horizontal de un metro entre ellas. Las muestras (portaobjetos) se cambiaron cada 72 horas en todos los sitios de muestreo durante el periodo de dispersión de polen en cada año de evaluación. El conteo de granos de polen

de *P. patula* retenidos en las trampas se hizo directamente en cada portaobjeto utilizando un microscopio óptico (Zeiss M 40) con aumento 40X. El portaobjetos se dividió en ochos secciones de un cm², y cuatro de estas secciones se muestrearon en forma de zigzag. Aunque no es posible distinguir el origen o procedencia del polen capturado en las trampas, de acuerdo con los datos de Robledo-Arnuncio y Gil (2005), la mayor proporción del polen presente en un punto dentro de una población extensa procede de un vecindario cercano (radio ≤ 75 m), por lo que bajo este supuesto y considerando una proporción homogénea de flujo de polen dentro de la población, las diferencias en el polen capturado por las trampas en los sitios reflejan las diferencias en producción de polen entre los vecindarios muestreados.

Información meteorológica. Durante el periodo de estudio (2014-2015) la información meteorológica se obtuvo de tres micro-estaciones automatizadas, establecidas en 2009 a diferentes elevaciones dentro de la Reserva Forestal, cercanas a los sitios de muestreo y captura de polen. La primera de ellas se encuentra en la zona central del huerto, la segunda en la parte alta del transecto a una elevación de 3.000 m, (estación Sierra Mojada), cercana a los sitios R₃ y R₄ y la tercera en la parte baja del transecto (estación Chichicaxtla) a una altitud de 2.660 m, cercana al sitio R₁. Las variables registradas en las micro-estaciones fueron temperatura máxima, mínima y media por día y precipitación diaria en los meses previos y durante el periodo de dispersión del polen de los ciclos 2014 y 2015.

Para calcular los grados-día (GD) en los ciclos 2014-2015 se utilizaron las temperaturas máximas y mínimas diarias registradas desde el primer día de enero en cada año hasta el fin del periodo de dispersión. Dado que en la estación Chichicaxtla no se registraron las temperaturas máximas y mínimas diarias durante el periodo del estudio, estas se estimaron a través de regresión lineal utilizando los datos registrados en las otras dos micro-estaciones en los años 2011 y 2012. Los grados-día (GD) acumulados se calcularon con la siguiente ecuación:

Cuadro 1. Localización y características generales de los rodales naturales de *Pinus patula* a lo largo de un transecto altitudinal en los que se muestreó la dispersión de polen.

Location and general conditions of *Pinus patula* natural stands along the altitudinal transect where pollen dispersal was sampled.

Rodal	Latitud (N)	Longitud (O)	Altitud (m s.n.m.)	Densidad (árboles ha ⁻¹)	Edad (años)	Diámetro medio (cm)	Altura media (m)	Distancia huerto (m)
R ₁	19° 44'05,4"	97° 59'06,9"	2.807	400	45	40	21	850
R ₂	19° 43'51,2"	97° 59'12,6"	2.870	750	26	24	19	150
R ₃	19° 43'36,6"	97° 59'29,1"	3.011	900	20	18	16	750
R ₄	19° 43'24,7"	97° 59'36,8"	3.009	1.500	16	15	13	1.000

$$GD = \left[\frac{T^{\circ}\text{máx} + T^{\circ}\text{mín}}{2} \right] - T^{\circ}\text{ umbral} \quad [1]$$

donde: $T^{\circ}_{\text{máx}}$ = temperatura máxima diaria (°C), $T^{\circ}_{\text{mín}}$ = temperatura mínima diaria (°C) y $T^{\circ}_{\text{umbral}}$ = temperatura umbral inferior (°C). Se utilizó una temperatura umbral de 6 °C, con base en el trabajo realizado por Salaya-Domínguez *et al.* (2012) para la misma especie y lugar de estudio; cuando los valores de GD fueron negativos con la fórmula empleada, estos se consideraron como cero.

Variables evaluadas y análisis estadístico. A partir de los datos de polen capturado en cada trampa se estimó la cantidad de polen de *P. patula* por centímetro cuadrado así como la fecha de inicio y terminación (número de días a partir del 1 de enero) y la duración del periodo de dispersión del polen; también se estimó la fecha en que se alcanzó el 50 % del total de polen dispersado en el periodo. Las trampas se consideraron como repeticiones o muestras independientes en cada sitio. Para cada trampa se generó una curva acumulada de dispersión de polen por ciclo reproductivo (2014 y 2015), a partir de la cual se determinaron las fechas en que se alcanzó 5 y 95 % del total de polen dispersado en el periodo, que se consideraron como fechas de inicio y terminación del periodo de dispersión, respectivamente. El día en que se alcanzó 50 % del polen dispersado en el periodo se estimó de la misma curva.

El análisis de varianza para determinar la variación espacial y temporal en la dispersión del polen se realizó con el procedimiento Mixed del paquete estadístico SAS (SAS Institute 2002). En una primera etapa se analizaron las diferencias en la cantidad de polen (granos cm^{-2}) y fechas del periodo de dispersión entre el huerto semillero y los rodales naturales en los dos ciclos reproductivos considerando los valores promedio de cada sitio de muestreo como repeticiones, obtenidos a partir de los valores promedio de las cuatro trampas establecidas en cada sitio o rodal. Se utilizó el siguiente modelo estadístico, en el que todos los factores se consideraron de efectos fijos, excepto el error:

$$Y_{ijk} = \mu + A_i + P_j + A_iP_j + \epsilon_{ijk} \quad [2]$$

donde: Y_{ijk} = valor promedio del k-ésimo sitio en la j-ésima población [huerto semillero o rodal natural] en el i-ésimo año; μ = media general; A_i = efecto del i-ésimo año de evaluación; P_j = efecto de la j-ésima población; A_iP_j = efecto de la interacción del i-ésimo año con la j-ésima población; y ϵ_{ijk} = error.

En una etapa posterior se analizó la variación espacial dentro del huerto y a lo largo del transecto altitudinal en los rodales naturales por separado. En todos los análisis los factores año y zona (o rodal) se consideraron como efectos fijos. Los datos de conteo de granos de polen fueron transformados con la raíz cuadrada del valor original previo al análisis, para homogeneizar las varianzas y ajustar los residuales a una distribución normal; después del análisis, los valores promedio obtenidos fueron re-transformados a su escala original.

RESULTADOS

Cantidad y periodo de dispersión de polen en el huerto semillero y en los rodales naturales. Todas las variables evaluadas presentaron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre años y entre poblaciones (huerto semillero vs. rodales naturales), excepto la fecha de terminación del periodo de dispersión que no mostró diferencias entre el huerto y los rodales. La fecha en que se alcanzó 50 % de dispersión del polen fue la única variable con efecto significativo de la interacción año x población (cuadro 2).

La cantidad promedio de polen (granos cm^{-2}) aumentó al doble en 2015 con respecto a 2014; de la misma manera, el polen presente en el huerto semillero, en promedio de los dos años de evaluación, fue 2,5 veces mayor que en los rodales naturales vecinos (cuadro 3, figura 1). En 2015 el periodo de dispersión de polen se retrasó en el huerto semillero y en los rodales naturales; la dispersión inició nueve días

Cuadro 2. Significancia estadística (P) para cantidad de polen, fechas y duración del periodo de dispersión de polen en las poblaciones (huerto semillero y rodales naturales) de *Pinus patula*.

Statistical significance (P) for total pollen grains, dates and length of the pollen dispersal period in the seed orchard and natural stands of *Pinus patula*.

Fuente de variación	Polen (granos cm^{-2})	Fechas del periodo de dispersión (días a partir del 1 de enero)			Duración (días)
		inicio	50 %	fin	
Año	0,006	<0,001	<0,001	<0,001	0,002
Población†	<0,001	<0,001	0,008	0,128	<0,001
Año x Población	0,703	0,075	0,030	0,905	0,065

†El huerto semillero y los rodales naturales se consideraron como poblaciones diferentes.

Cuadro 3. Valores promedio de cantidad de polen, fechas y duración de la dispersión en el huerto semillero y en rodales naturales de *Pinus patula*. Valores promedio dentro de cada factor seguidos por la misma letra no son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0,05$).

Mean values for number of pollen grains, dates and length of dispersal period in the seed orchard and in natural stands of *Pinus patula*. Mean values within each factor followed by the same letter are not statistically different (Tukey, $P < 0.05$).

Factor y niveles	Polen (granos cm ⁻²)	Fechas del periodo de dispersión (días a partir del 1 de enero)			Duración (días)
		Inicio	50 %	fin	
Año					
2014	877 b	64,9 b	72,8 b	77,2 b	12,3 b
2015	1.716 a	73,6 a	86,7 a	89,9 a	16,3 a
Población					
Huerto semillero	1.883 a	65,3 b	79,0 b	83,2 a	17,9 a
Rodales naturales	764 b	73,2 a	80,5 a	83,9 a	10,6 b

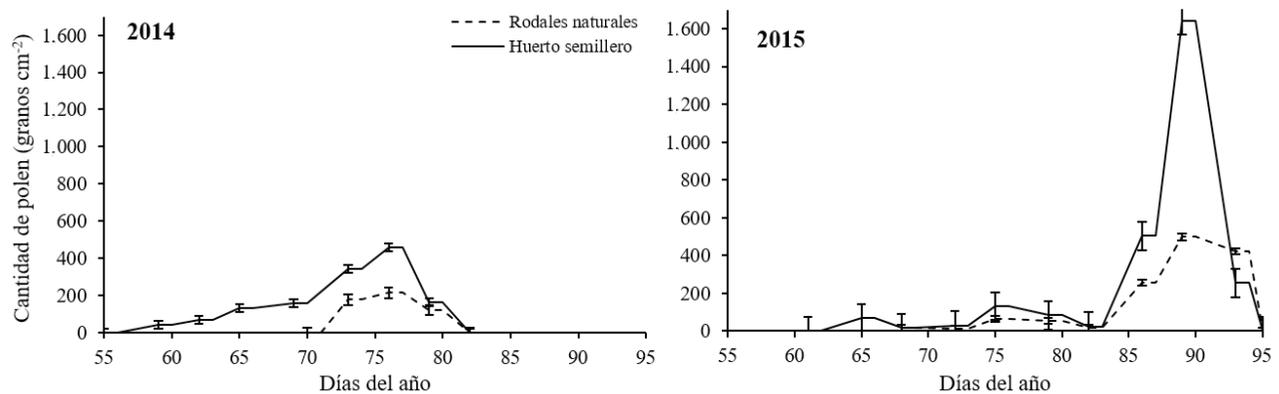


Figura 1. Dispersión de polen en el huerto semillero y en rodales naturales de *Pinus patula* para los ciclos reproductivos 2014 y 2015. Las barras verticales representan el error estándar de los valores promedio en cada fecha de muestreo.

Pollen dispersal in the seed orchard and in natural stands (along an altitudinal gradient) of *Pinus patula* for 2014 and 2015 reproductive cycles. Vertical bars represent the standard error of mean values at each sampling date.

después y terminó 13 días después, por lo que el periodo de dispersión se alargó cuatro días en el segundo año (16,3 vs 12,3 días). En 2014, ocho días después del inicio se alcanzó 50 % del total dispersado, mientras que en 2015 ocurrió 13 días después. En el huerto la dispersión de polen inició en promedio ocho días antes que en los rodales naturales, pero el 50 % de la dispersión se alcanzó solo dos días antes y el final ocurrió casi al mismo tiempo que en los rodales naturales, por lo que la dispersión de polen en el huerto tuvo una duración mayor (18 vs. 11 días en promedio). La diferencia entre huerto y rodales en la fecha en que se alcanzó 50 % de dispersión fue mayor en 2014 que en 2015 (figura 1).

Variación espacial y temporal en la dispersión del polen en el huerto semillero. Todas las variables evaluadas, ex-

cepto la duración del periodo de dispersión, mostraron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre años y entre zonas del huerto semillero. Ninguna de las variables mostró efectos significativos de la interacción año x zona (cuadro 4). La cantidad de polen dispersado aumentó al doble en 2015 con respecto a 2014 (3.008 vs 1.536 granos cm⁻²). De manera similar, la cantidad de polen capturado en la parte central del huerto fue 74 % mayor que en la periferia en los dos años (cuadro 5, figura 2).

El inicio y fin de la dispersión de polen se retrasó 12 días en promedio en el ciclo 2015 con respecto al ciclo 2014, mientras que la fecha en que se alcanzó 50 % de dispersión total se retrasó en 15 días, del día 72 en 2014, al día 87 en 2015 (cuadro 5). Sin embargo, la duración del periodo de dispersión de polen fue similar en ambos

Cuadro 4. Significancia estadística (*P*) para cantidad de polen, fechas y duración del periodo de dispersión de polen en las zonas del huerto semillero de *Pinus patula*.

Statistical significance (*P*) for total pollen grains, dates and length of pollen dispersal period in zones within the *Pinus patula* seed orchard.

Fuente de variación	Polen (granos cm ⁻²)	Fechas del periodo de dispersión (días a partir del 1 de enero)			Duración (días)
		inicio	50 %	fin	
Año	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,242
Zona	<0,001	0,027	0,030	0,043	0,083
Año x Zona	0,200	0,251	0,282	0,532	0,157

Cuadro 5. Valores promedio de cantidad de polen, fechas y duración de la dispersión por año y zona en el huerto semillero de *Pinus patula*. Valores promedio dentro de cada factor seguidos por la misma letra no son estadísticamente diferentes (Tukey, *P* < 0,05).

Mean values for number of pollen grains, dates and length of dispersal period by year and zone in the *Pinus patula* seed orchard. Mean values within each factor followed by the same letter are not statistically different (Tukey, *P* < 0.05).

Factor y niveles	Polen (granos cm ⁻²)	Fechas del periodo de dispersión (días a partir del 1 de enero)			Duración (días)
		inicio	50 %	fin	
Año					
2014	1.536 b	60,2 b	71,9 b	77,1 b	16,9 a
2015	3.008 a	71,8 a	86,7 a	89,8 a	18,0 a
Zona del huerto					
Centro	2.863 a	67,1 a	79,9 a	83,8 a	16,6 a
Periferia	1.643 b	64,8 b	78,8 b	83,1 b	18,3 a

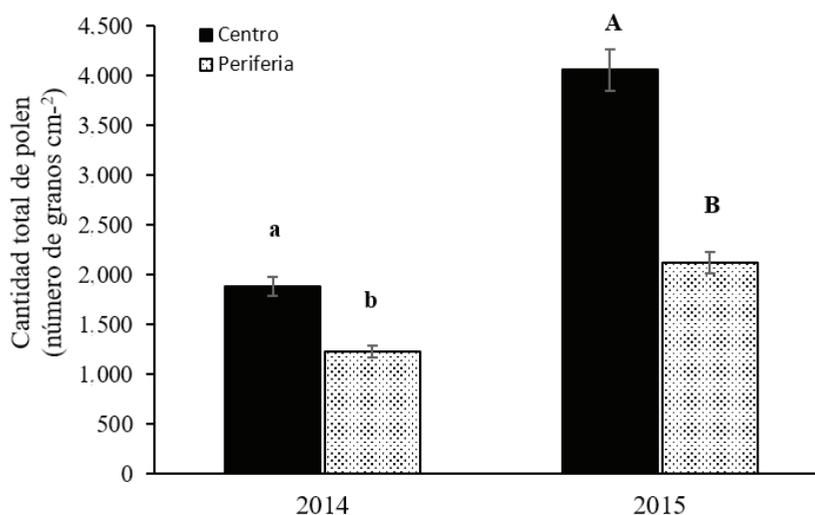


Figura 2. Cantidad de polen (granos de polen cm⁻²) capturado en la zona centro (C) y periferia (P) del huerto semillero de *Pinus patula* en 2014 y 2015. Columnas dentro de un año de evaluación con distinta letra indica diferencias estadísticas (Tukey, *P* < 0,05) entre zonas del huerto semillero.

Total pollen (pollen grains cm⁻²) captured at the center and periphery zones of the *Pinus patula* seed orchard in 2014 and 2015. Bars within each sampling year with different letter indicate statistical differences (Tukey, *P* < 0.05) among seed orchard zones.

años (17 vs 18 días). Las diferencias entre zonas en las fechas de dispersión de polen fueron menores, con uno a tres días de adelanto en el inicio, 50 % y fin del periodo de dispersión del polen en la periferia con respecto al centro del huerto (cuadro 5).

Variación espacial y temporal en la dispersión de polen en los rodales naturales. Todas las variables mostraron diferencias significativas ($P \leq 0,05$) entre los ciclos reproductivos, pero no entre rodales a lo largo del transecto altitudinal, excepto la fecha de terminación del periodo de dispersión (cuadro 6). Por otro lado, la interacción año x rodal fue significativa ($P \leq 0,05$) en las fechas de inicio, fin y duración del periodo de dispersión, pero no en la cantidad de polen ni en la fecha en que se alcanzó 50 % de dispersión (cuadro 6).

Al igual que en el huerto semillero, la cantidad de polen capturado en los rodales naturales a lo largo del transecto en 2015 fue el doble que en 2014 (cuadro 7), aunque

con valores menores que en el huerto (1.032 vs 497 granos cm^{-2}). De la misma manera, en 2015 el periodo de dispersión inició siete días después, mientras que las fechas en que se alcanzó 50 % y finalizó la dispersión se retrasaron en 12-13 días con respecto a 2014; debido a ello, el periodo de dispersión en 2015 aumentó en seis días (cuadro 7). Además, en 2014 la fecha en que se alcanzó 50 % de la dispersión ocurrió cuatro días después del inicio, mientras que en 2015 fue 10 días después, generando una curva de dispersión distinta.

En los rodales sólo se encontraron diferencias significativas en la fecha de terminación del periodo de dispersión; los rodales R_2 y R_4 terminaron uno y dos días antes que los rodales R_1 y R_3 . Sin embargo, la interacción año x rodal fue significativa para las fechas de inicio y terminación y para la duración del periodo, por lo que la fenología de la dispersión del polen a lo largo del transecto altitudinal varió de un año a otro. En 2014 se observaron diferencias de hasta cuatro días en la fecha de inicio de la dispersión del

Cuadro 6. Significancia estadística (P) para cantidad de polen, fechas y duración del periodo de dispersión de polen en rodales naturales de *Pinus patula* a lo largo de un transecto altitudinal.

Statistical significance (P) for total pollen grains, dates and length of pollen dispersal period in natural stands of *Pinus patula* along an altitudinal transect.

Fuente de variación	Polen (granos cm^{-2})	Fechas del periodo de dispersión (días a partir del 1 de enero)			Duración (días)
		inicio	50 %	fin	
Año	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Rodal	0,413	0,127	0,380	0,015	0,351
Año x Rodal	0,281	0,004	0,057	0,003	0,019

Cuadro 7. Valores promedio de cantidad de polen, fechas y duración del periodo de dispersión por año y rodal de *Pinus patula* a lo largo de un transecto altitudinal. Valores promedio dentro de cada factor seguidos por la misma letra no son estadísticamente diferentes (Tukey, $P < 0,05$).

Mean values for number of pollen grains, dates and length of dispersal period by year and stand of *Pinus patula* along an altitudinal transect. Mean values within each factor followed by the same letter are not statistically different (Tukey, $P < 0,05$).

Año y rodal (altitud)	Polen (granos cm^{-2})	Fechas del periodo de dispersión (días a partir del 1 de enero)			Duración (días)
		inicio	50 %	fin	
Año					
2014	497 b	69,9 b	74,3 b	77,6 b	7,6 b
2015	1.032 a	76,6 a	86,9 a	90,3 a	13,7 a
Rodal (altitud)					
R_1 (2.807 m)	771 a	74,0 a	80,8 a	84,1 ab	10,1 a
R_2 (2.870 m)	864 a	71,4 a	79,9 a	83,3 b	11,9 a
R_3 (3.011 m)	756 a	73,9 a	81,0 a	84,9 a	11,0 a
R_4 (3.009 m)	585 a	73,8 a	80,6 a	83,4 b	9,6 a

polen entre los rodales, pero sin un patrón claro a lo largo del transecto altitudinal (figura 3); en cambio, las fechas de 50 % y fin de la dispersión mostraron un patrón altitudinal, con un retraso de uno a dos días conforme aumentó la altitud del sitio (figura 3). En 2015 se observaron diferencias mayores (4-5 días) entre rodales en la fecha de inicio que en las fechas de 50 % y fin del periodo de dispersión, pero en ningún caso se observó el mismo patrón altitudinal que en 2014 (figura 3).

Relación del periodo de dispersión de polen con las variables meteorológicas y grados-día. La temperatura (grados-día) y la precipitación influyeron sobre el patrón estacional de dispersión del polen en el huerto en los dos años de evaluación. El periodo de dispersión en ambos años inició cuando se acumularon entre 255-260 GD contados a partir del 1 de enero, mientras que el 50 % de dispersión se alcanzó con 330 GD y el final ocurrió al acumularse entre 340 y 370 GD (figura 4A).

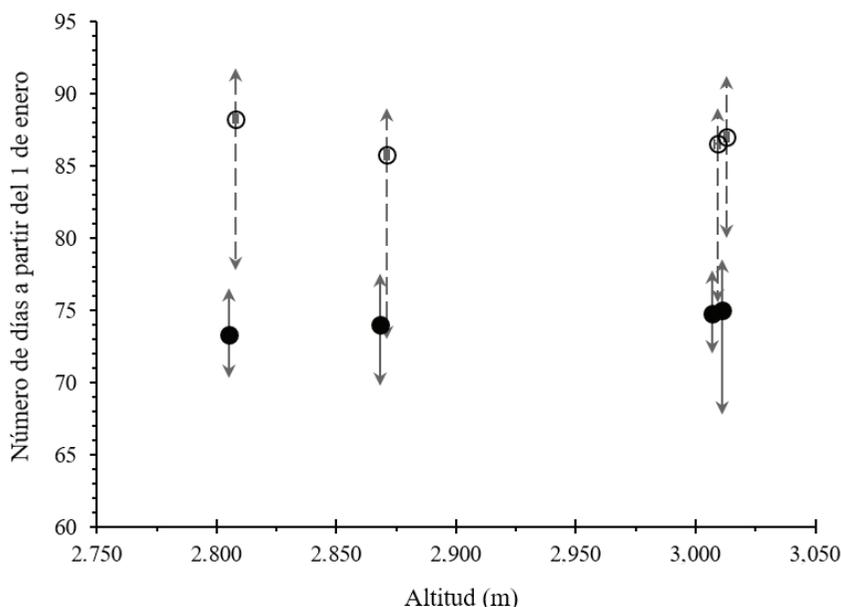


Figura 3. Periodo de dispersión de polen en rodales naturales de *Pinus patula* a lo largo del transecto altitudinal durante los ciclos reproductivos 2014 (línea continua) y 2015 (línea discontinua). Las puntas de las flechas indican el inicio y el fin del periodo y el círculo indica la fecha en que se alcanzó 50 % de dispersión. Las líneas en 2015 están ligeramente desfasadas en altitud para evitar su traslape con las líneas de 2014.

Pollen dispersal period in natural stands of *Pinus patula* along an altitudinal transect during 2014 (continuous line) and 2015 (dashed line) reproductive cycles. The arrowheads indicate the onset and end of the period and the circle shows the date when 50 % of pollen dispersal was reached. Lines for 2015 are slightly moved up in elevation to avoid overlapping them with lines in 2014.

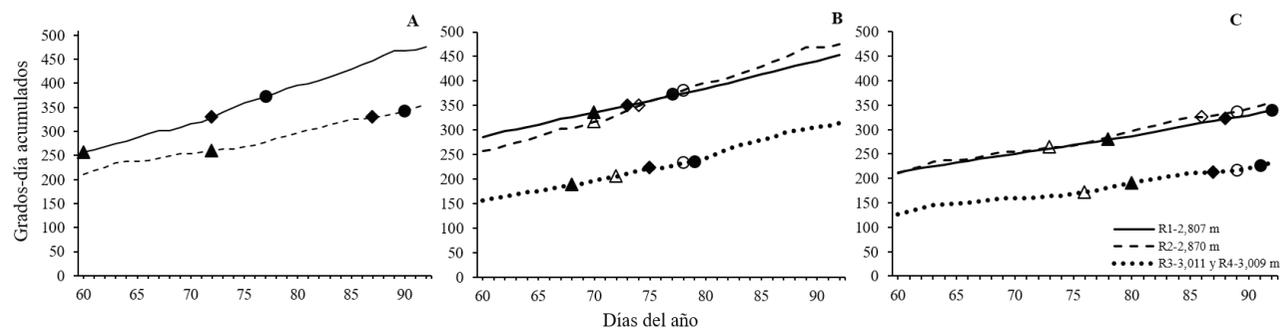


Figura 4. Relación del periodo de dispersión del polen con los grados-día acumulados en los ciclos 2014 (línea continua) y 2015 (línea discontinua) en el huerto semillero de *Pinus patula* (A) y en los rodales naturales a lo largo del transecto altitudinal para los ciclos 2014 (B) y 2015 (C). Los símbolos a lo largo de las líneas indican las fechas de inicio (▲, △), 50 % (◆, ◇) y fin (●, ○) del periodo de dispersión.

Relationship of the pollen dispersal period with the cumulative degree-days in 2014 (continuous line) and 2015 (dashed line) reproductive cycles in the *Pinus patula* seed orchard (A) and in natural stands along the altitudinal transect for cycles 2014 (B) and 2015 (C). Symbols along the lines indicate the onset (▲, △), 50% (◆, ◇), and end (●, ○) dates of pollen dispersal period.

En los rodales naturales a lo largo del transecto, los periodos de dispersión ocurrieron a diferentes GD acumulados. En el ciclo 2014, la dispersión de polen en los rodales R₁ y R₂ inició cuando se acumularon entre 315 y 335 GD, mientras que en los rodales de mayor altitud (R₃ y R₄) ocurrió cuando se acumularon entre 185 y 205 GD (figura 4B). Para el ciclo 2015, en los rodales R₁ y R₂ la dispersión inició al acumularse entre 260 y 280 GD, mientras que en R₃ y R₄ ocurrió con 170 y 190 GD (figura 4C). El final del periodo de dispersión mostró un patrón altitudinal similar con respecto a los años de evaluación (figura 4B y 4C).

Las diferencias entre años en el periodo de dispersión de polen en el huerto se relacionaron también con diferencias en temperatura y precipitación en los días antes y durante la dispersión (figura 5A y 5B). La mayor amplitud en el periodo de dispersión del polen en 2015 se relacionó con una temperatura máxima más baja y una precipitación abundante, en particular durante los días previos e inicio del periodo de dispersión.

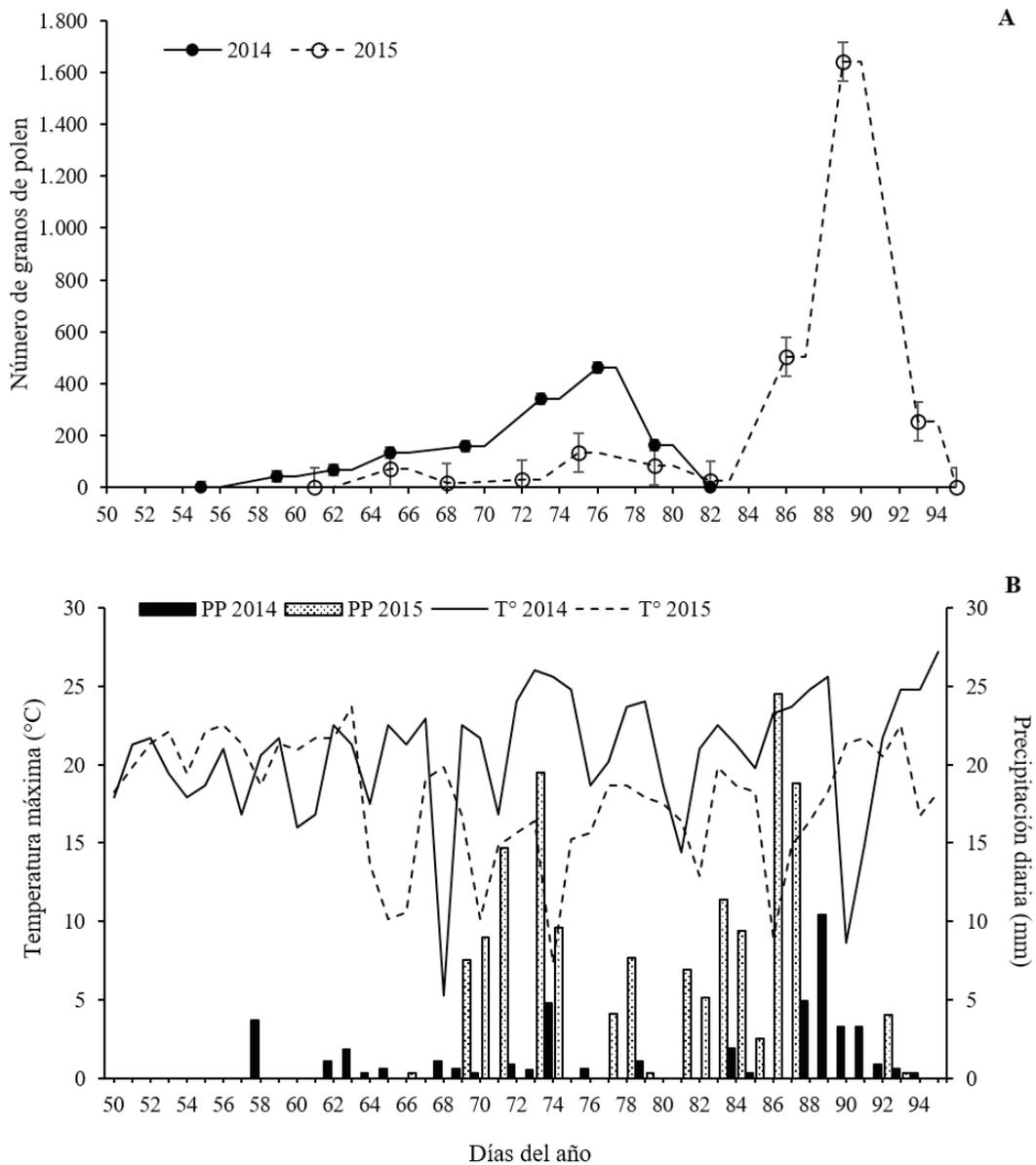


Figura 5. A) Curva de dispersión de polen en el huerto semillero de *Pinus patula*, con base en los granos de polen capturados en las trampas durante los ciclos 2014 (línea continua) y 2015 (línea discontinua); y B) temperatura máxima (°C) y precipitación (mm) diarias registradas durante el periodo de dispersión en 2014 y 2015.

A) Pollen dispersal curve in the *Pinus patula* seed orchard, based on pollen grains captured in traps during the 2014 (continuous line) and 2015 (dashed line) reproductive cycles; B) maximum daily temperature (°C) and rainfall (mm) recorded during the pollen dispersal period in 2014 and 2015.

DISCUSIÓN

Dispersión del polen en el huerto semillero y en los rodales naturales. La capacidad de producción de polen en el huerto semillero de *Pinus patula* difiere con respecto a los rodales naturales vecinos, lo cual puede influir sobre el potencial de contaminación genética por polen externo, como se ha demostrado en otras especies (Caron y Leblanc 1992). La mayor cantidad de granos de polen por unidad de superficie encontrada en el huerto puede estar asociada a diferencias en vigor de los árboles y en densidad de población con respecto a los rodales naturales, ya que se trata de individuos más jóvenes en edad reproductiva (injertos de 10-11 años de edad en el huerto vs 15-45 años de edad en los rodales naturales, y con una mayor densidad poblacional (1.130 árboles ha⁻¹ en el huerto vs. 400-1.500 árboles ha⁻¹ en los rodales). Estos resultados difieren de los descritos por Kaya *et al.* (2006) en un huerto semillero de *Pinus brutia* de 11 años de edad, en donde la cantidad de polen producido es menor que en rodales naturales disetáneos, con árboles de hasta 100 años de edad. Wang *et al.* (1991) también encontraron una producción baja de polen en huertos de *P. sylvestris* de 25-27 años de edad.

La producción mayor de polen en los individuos del huerto de *P. patula* con respecto a los rodales naturales fue consistente en los dos años de estudio, a pesar de la variación natural en la producción de polen en diferentes ciclos reproductivos de las especies forestales. Caron y Powell (1989) demostraron que la producción de polen en huertos jóvenes de *Picea mariana* (Mill.) Britton, Sterns *et Poggenb.*, incrementa año con año conforme aumenta la edad de los árboles. Esto hace suponer que la producción de polen en el huerto puede contrarrestar el impacto del flujo de fuentes externas de polen y esta capacidad aumentará con la edad de los árboles en el huerto cuando estos desarrollen copas más grandes, con un número mayor de estróbilos masculinos y mayor interferencia física al ingreso de polen de fuentes cercanas al huerto, como se ha mencionado para otras especies (Caron y Leblanc 1992).

Las diferencias fenológicas en el periodo de dispersión del polen entre el huerto semillero y los rodales naturales también reducen los riesgos de contaminación por polen externo (Di-Giovanni y Kevan 1991, Caron y Leblanc 1992). En los dos años de evaluación se encontró, de manera consistente, que el periodo de dispersión de polen en el huerto inició al menos una semana antes que en los rodales naturales, pero con un traslape amplio, ya que la dispersión se prolongó en el huerto y terminó casi en la misma fecha que en los rodales naturales (cuadro 3, figura 1). Las diferencias en el inicio y duración del periodo de dispersión se debieron, al menos en parte, a la menor edad de los árboles en el huerto y a la variación genética en fenología reproductiva de los clones representados en este (Hernández-Zaragoza *et al.* 2016). La dispersión de polen en huertos semilleros jóvenes puede ocurrir antes que en rodales naturales, porque en árboles jóvenes el pe-

riodo de crecimiento del brote generalmente inicia antes y en los huertos el espaciamiento es mayor (Torimaru *et al.* 2009). Además, la parte baja de la copa de los árboles jóvenes, donde se desarrollan los estróbilos masculinos, está cercana al suelo donde la temperatura es mayor, lo que puede acelerar el desarrollo de los estróbilos masculinos (Lindgren *et al.* 1995), como se demostró en huertos de *Pinus sylvestris* (Harju y Nikkanen 1996). En *Picea abies* se observó que los primeros dos días de dispersión la cantidad de polen en el huerto fue similar a la de los rodales naturales vecinos y posteriormente aumentó dentro del huerto, debido a diferencias en la fenología por el origen geográfico de los clones (Nikkanen *et al.* 2002).

Sin embargo, no hubo diferencias importantes en el periodo de dispersión de polen entre los rodales naturales (cuadros 5 y 6), a pesar de que uno de ellos tenía árboles de 15 a 20 años de edad. Esto indica que la variación genética en la fenología reproductiva de los clones es un factor importante en el inicio y duración del periodo de dispersión del polen en el huerto. Un estudio realizado antes en el huerto muestra que hay una amplia variación fenológica entre los clones en el desarrollo y maduración de los estróbilos masculinos (Hernández-Zaragoza *et al.* 2016). Los clones que se encuentran en el huerto provienen de árboles superiores seleccionados en los rodales naturales de la especie en la región, por lo que se espera que la variación genética en el huerto sea mayor que en cada uno de los rodales naturales cercanos, como se ha demostrado en *Pseudotsuga menziesii* (Erickson y Adams 1989) y en *Picea abies* (Nikkanen *et al.* 2002). El mosaico de heterogeneidad ambiental en áreas de montaña hace que pequeñas diferencias en el origen de los clones generen variación en la fenología reproductiva entre éstos (Khanduri 2012).

Variación espacial y temporal en la dispersión del polen dentro del huerto. La cantidad mayor de polen y el retraso en el periodo de dispersión en el centro del huerto con respecto a la periferia (cuadro 5) pueden estar asociados a un efecto de “borde”, con un menor número de árboles en el vecindario y cambios en el microambiente suficientes para modificar ligeramente la fenología de la dispersión del polen. Nikkanen *et al.* (2002) también encontraron una amplia variación en la densidad de polen en diferentes zonas de un huerto semillero de *Picea abies*, la que atribuyeron a factores asociados con la densidad del arbolado, el tamaño del huerto, la dirección del viento y diferencias fenológicas en la dispersión de polen en los vecindarios dentro del huerto.

Friedman y Adams (1985) enfatizan la importancia de la producción y distribución espacial del polen en huertos de *Pinus taeda*, especialmente en los árboles que se encuentran cerca del borde o perímetro, ya que estos están expuestos a una mayor cantidad de polen foráneo que los del centro. En el huerto de *P. patula*, la menor cantidad de polen en la periferia indica que hay menores posibilidades de competir con el polen externo; aunque el periodo

de dispersión se adelantó ligeramente, la diferencia no es suficiente para eliminar el periodo de traslape con la producción de polen en los rodales vecinos. En *P. sylvestris*, Harju y Nikkanen (1996) encontraron que los estróbilos femeninos estuvieron receptivos antes de la dispersión de polen en el huerto, lo que implica un riesgo alto de contaminación, aunque la dispersión del polen en los rodales naturales de la misma especie usualmente inicia más tarde que en el huerto.

Relación entre la fenología de la dispersión de polen y variables meteorológicas. En *Pseudotsuga menziesii* (Erickson y Adams 1989) y *Pinus radiata* D. Don (Codesido *et al.* 2005) se ha encontrado que la duración del periodo de dispersión de polen depende de las condiciones meteorológicas en cada ciclo reproductivo. En este estudio, las diferencias encontradas entre años en la fenología de la dispersión del polen, tanto en el huerto como en los rodales naturales a lo largo del transecto altitudinal, se asociaron con las condiciones meteorológicas, en particular con la acumulación de grados-día (figura 4), de manera consistente a lo que se reporta para *Picea mariana* (Caron y Leblanc 1992) y *P. radiata* (Codesido *et al.* 2005). En los estudios antes mencionados, el inicio de la floración se correlacionó positivamente con los grados-día acumulados en la etapa previa de crecimiento. Esto indica que el tiempo requerido para iniciar el periodo de floración está bajo un fuerte control genético y fisiológico; la floración está sincronizada con la suma de grados-día (Boes *et al.* 1991) ya que la temperatura influye sobre la velocidad de desarrollo de las estructuras reproductivas. Codesido *et al.* (2005) indican que para iniciar los procesos de floración, receptividad femenina y dispersión de polen se requiere una cierta cantidad de temperatura acumulada. La cantidad menor de grados-día requeridos en los dos rodales situados a mayor altitud en el transecto altitudinal sugiere el valor adaptativo de esta característica en las poblaciones naturales de la especie y explica, en parte, el periodo mayor de dispersión de polen en el huerto y la mayor variación en la fenología reproductiva de los clones. En *Pseudotsuga menziesii* encontraron que a una altitud de 305 m la dispersión de polen inicia cuando se alcanzan 800-900 horas-día por arriba de 10 °C, pero a altitudes entre 762 y 1.067 m requiere sólo 400 horas-día (Ebell y Schmidt 1964).

La temperatura y la precipitación también influyen en el inicio y duración del periodo de dispersión del polen, así como en la dinámica de dispersión de un año a otro; estos dos factores están asociados con la acumulación de grados-día, pero también influyen sobre la humedad relativa de la atmósfera (Boes *et al.* 1991). Por ello, la menor temperatura y mayor precipitación durante los días previos y al inicio del periodo de dispersión en 2015 (figura 5) posiblemente redujeron la dispersión del polen y ampliaron el periodo. En especies con dispersión anemófila, como los pinos, una alta humedad relativa en el ambiente reduce la

apertura de las escamas en los estróbilos y limita la cantidad de polen liberado y su distancia de dispersión como se ha observado en *P. sylvestris* (Chmura *et al.* 2012) y *P. roxburghii* Sarg. (Khanduri 2012). Nikkanen *et al.* (2002) mencionan la presencia de picos en la curva de dispersión de polen en *Picea abies* asociados a la reducción de la humedad relativa en el ambiente. En cambio, la presencia de lluvias frecuentes durante el periodo de dispersión ocasiona la pérdida de polen y suspende temporalmente la dispersión (Caron y Leblanc 1992, Codesido *et al.* 2005).

Implicaciones sobre el riesgo de contaminación genética en la progenie del huerto. A pesar de que el huerto semillero de *P. patula* inicia la dispersión del polen antes que los rodales vecinos, el amplio traslape en el periodo de dispersión en ambas poblaciones indica que en las condiciones actuales existe riesgo de que el polen externo llegue al huerto y fecunde los óvulos, reduciendo la calidad genética del germoplasma. El riesgo de contaminación genética es mayor en la zona periférica del huerto debido a la menor cantidad de polen que se encontró en esta zona y a su exposición mayor al flujo de polen externo. El aumento en el número de copas de los árboles conforme se avanza al centro del huerto constituye una barrera física que limita la cantidad de polen foráneo que puede llegar (Nikkanen *et al.* 2002). Este factor, aunado a la producción mayor de polen en el centro del huerto, sugiere que las posibilidades de contaminación en esa zona son menores, similar a lo encontrado por Nikkanen *et al.* (2002) en *Picea abies*. Sin embargo, el riesgo de contaminación genética disminuye conforme aumenta la capacidad de producción de polen en el huerto, como se reportó en huertos semilleros de *Picea mariana* (Caron y Leblanc 1992).

Debido a la ubicación del huerto semillero con respecto a poblaciones naturales y plantaciones de *Pinus patula* en los predios cercanos, en la práctica es imposible aislar físicamente al huerto del flujo de polen externo. Sin embargo, la relación encontrada entre la dispersión del polen y las variables meteorológicas, en particular la suma de grados-día y la humedad, así como el inicio anticipado del periodo de dispersión en el huerto en relación con los rodales vecinos, ofrece la posibilidad de adelantar la fenología reproductiva en los árboles del huerto aumentando la temperatura, como se ha sugerido en otras especies para reducir los daños por heladas y acelerar el desarrollo de las estructuras reproductivas (Pakkanen *et al.* 2000). Por otro lado, los riesgos de contaminación genética detectados sugieren la necesidad de evaluar otros aspectos de la fenología reproductiva en el huerto semillero, como la variación clonal en la dispersión del polen y receptividad de los óvulos en rametos, y el grado de sincronía en estos procesos (Codesido *et al.* 2005). También es necesario realizar un análisis de paternidad en una muestra de la progenie del huerto para determinar el nivel real de contaminación genética, con base en las técnicas desarrolladas en otras especies (Kaya *et al.* 2006, Torimaru *et al.* 2009).

CONCLUSIONES

En el huerto de *Pinus patula* hay mayor cantidad de polen que en los rodales naturales de manera consistente en los dos años evaluados; el polen dispersado aumenta en el segundo año. La dispersión de polen en el huerto inicia antes que en los rodales naturales, pero presenta un periodo de dispersión más amplio, lo que genera un fuerte traslape en el periodo de dispersión del polen dentro y fuera del huerto. La dispersión de polen es mayor en el centro que en la periferia y ocurre con uno a tres días de retraso, lo cual sugiere que el riesgo de contaminación genética por polen externo difiere en estas zonas dentro del huerto.

Hay diferencias entre rodales en la fecha de terminación de dispersión del polen, pero el periodo de dispersión no muestra un patrón claro asociado con la elevación de los rodales naturales dentro del intervalo altitudinal muestreado. Sin embargo, la relación fenológica de la dispersión del polen con los grados-día acumulados en los dos años de evaluación en el huerto y en los rodales naturales sugiere una relación adaptativa en la que la dispersión del polen requiere una cantidad menor de grados-día al aumentar la elevación. Debido a los riesgos de contaminación genética que existen en el huerto de *Pinus patula* y a la dificultad para aislarlo físicamente de las poblaciones naturales vecinas, se recomienda implementar prácticas de manejo en el huerto para adelantar su periodo de floración, aumentar la producción de polen y su efectividad en la fecundación de los óvulos.

AGRADECIMIENTOS

Al Ing. León Jorge Castaños Martínez y al Ing. Salvador Castro Zavala, propietarios de la Reserva Forestal Multifuncional “El Manantial”, por las facilidades y apoyo logístico proporcionado durante la realización del estudio. Al CONACyT por la beca proporcionada a Liliana Muñoz-Gutiérrez para la realización de sus estudios de doctorado en ciencias y al Colegio de Postgraduados por el apoyo financiero otorgado para la realización de este trabajo a través de la Línea Prioritaria de Investigación “Manejo Sustentable de Recursos Naturales”.

REFERENCIAS

Adams WT, J Burczyk. 2000. Magnitude and implications of gene flow in gene conservation reserves. In Young A, D Boshier, T Boyle eds. *Forest Conservation Genetics: Principles and Practice*. Collingwood, Victoria, Australia. CSIRO Publishing. p. 215-224.

Adams WT. 1992. Gene dispersal within forest tree populations. *New Forests* 6:217-240.

Boes TK, JR Brandle, WR Lovett. 1991. Characterization of flowering phenology and seed yield in a *Pinus sylvestris* clonal seed orchard in Nebraska. *Canadian Journal of Forest Research* 21:1721-1729.

Caron EG, R Leblanc. 1992. Pollen contamination in a small

black spruce seedling seed orchard for 3 consecutive years. *Forest Ecology and Management* 53:245-261.

Caron GE, GR Powell. 1989. Patterns of seed-cone and pollen-cone production in young *Picea mariana* trees. *Canadian Journal of Forest Research* 19:359-364.

Chmura DJ, R Rozkowski, W Chalupka. 2012. Growth and phenology variation in progeny of Scots pine seed orchards and commercial seed stands. *European Journal of Forest Research* 131:1229-1243.

Codesido V, E Merlo, J Fernández-López. 2005. Variation in reproductive phenology in a *Pinus radiata* D. Don seed orchard in northern Spain. *Silvae Genetica* 54:246-256.

Di-Giovanni P, PG Kevan. 1991. Factors affecting pollen dynamics and its importance to pollen competition: a review. *Canadian Journal of Forest Research* 21:1151-1170.

Ebell LF, RL Schmidt. 1964. Meteorological factors affecting conifer pollen dispersal on Vancouver Island. Government of Canada, Department of Forestry, Forest Entomology and Pathology Branch, Ottawa. Department of Forestry Publication No. 1036. 34 p.

El-Kassaby YA, D Rudin, R Yazdani. 1989. Levels of outcrossing and contamination in two *Pinus sylvestris* L. seed orchards in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 4:41-49.

Ericksson VJ, WT Adams. 1989. Mating success in a coastal Douglas-fir seed orchard as affected by distance and floral phenology. *Canadian Journal of Forest Research* 19:1248-1255.

Friedman ST, WT Adams. 1985. Estimation of gene flow into two seed orchards of loblolly pine (*Pinus taeda* L.). *Theoretical and Applied Genetics* 69:609-615.

Harju A, T Nikkanen. 1996. Reproductive success of orchard and nonorchard pollens during different stages of pollen shedding in Scots pine seed orchard. *Canadian Journal of Forest Research* 26:1096-1102.

Hedrick PW. 1985. *Genetics of Populations*. Boston, Massachusetts, USA. Jones and Bartlett Publishers. 629 p.

Hernández-Zaragoza O, J López-Upton, JJ Vargas-Hernández, M Jiménez-Casas. 2016. Variación clonal de la fenología reproductiva en un huerto semillero de *Pinus patula*. *Bosque* 37(2): 255-264.

Kaya N, K Isik, WT Adams. 2006. Mating system and pollen contamination in a *Pinus brutia* seed orchard. *New Forests* 31:409-416.

Khanduri PV. 2012. Temporal and spatial variation of pollen yield in natural populations of *Pinus roxburghii*. *Forestry Studies in China* 14:20-29.

Kremer A, O Ronce, JJ Robledo-Arnuncio, F Guillaume, G Bohrer, R Nathan, JR Bridle, R Gomuńkiewicz, EK Klein, K Ritland, A Kuparinen, S Gerber, S Schueler. 2012. Long distance gene flow and adaptation of forest trees to rapid climate change. *Ecology Letters* 15:378-392.

Lindgren D, L Paule, S Xihuan, R Yazdani, U Segerström, JE Wallin, ML Lejdeb. 1995. Can viable pollen carry Scots pine genes over long distances? *Grana* 34:64-69.

Lowe WJ, NC Wheeler. 1993. Pollen contamination in seed orchards. In Bramlett DL, GR Askew, TD Blush, FE Bridgewater, JB Jett eds. *Advances in pollen management*. Agriculture Handbook 698. USDA Forest Service. p. 49-53.

Nikkanen T, A Pakkanen, J Heinonen. 2002. Temporal and spatial variation in airborne pollen and quality of the seed crop in a Norway spruce seed orchard. *Forest Genetics* 9:243-255.

- Pakkanen A, T Nikkanen, P Pulkkinen. 2000. Annual variation in pollen contamination and outcrossing in a *Picea abies* seed orchard. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15:399-404.
- Ritland K, YA El-Kassaby. 1985. The nature of inbreeding in a seed orchard of Douglas-fir as shown by an efficient multi-locus model. *Theoretical and Applied Genetics* 71:375-384.
- Robledo-Arnuncio JJ, L Gil. 2005. Patterns of pollen dispersal in a small population of *Pinus sylvestris* L. revealed by total-exclusion paternity analysis. *Heredity* 94:13-22.
- Salaya-Dominguez JM, J López-Upton, JJ Vargas-Hernández. 2012. Variación genética y ambiental en un ensayo de progenies de *Pinus patula*. *Agrociencia* 46:519-534.
- SAS Institute (Statistical Analysis System, US). 2002. SAS/STAT Computer Software. Release 9.00. SAS Institute Inc. Cary.
- Sousa VA, HH Hattemer. 2003. Pollen dispersal and gene flow by pollen in *Araucaria angustifolia*. *Australian Journal of Botany* 51:309-317.
- Torimaru T, XR Wang, A Fries, B Andersson, D Lindgren. 2009. Evaluation of pollen contamination in an advanced Scots pine seed orchard. *Silvae Genetica* 58:262-269.
- Wang X, D Lindgren, AE Szmidt, R Yazdani. 1991. Pollen migration into a seed orchard of *Pinus sylvestris* L. and the methods of its estimation using allozyme markers. *Scandinavian Journal of Forest Research* 6:379-385.

Recibido: 11.11.16
Aceptado: 13.01.17

Root to branch wood anatomical variation and its influence on hydraulic conductivity in five Brazilian Cerrado species

Variación anatómica de madera desde la raíz a la rama y su influencia en la conductividad hidráulica en cinco especies de Cerrado brasileño

Eduardo Luiz Longui ^{**}, Kishore S Rajput ^b, Antônio Carlos Galvão de Melo ^a,
Laura de Araújo Alves ^a, Caroline Bianca do Nascimento ^a

*Corresponding author: ^a Instituto Florestal, São Paulo, SP, Brazil, tel.: 11 2231-8555 edulongui@gmail.com

^b The Maharaja Sayajirao University of Baroda, Department of Botany, Faculty of Science, Vadodara, India.

SUMMARY

The wood anatomy of the root, stem (base, middle, top) and branch of *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Handroanthus ochraceus*, *Ocotea corymbosa* and *Xylopia aromatica* growing naturally in the Brazilian Cerrado is investigated. The important findings are correlated with hydraulic architecture and mechanical requirements. The presence of hydraulic bottlenecks (also referred to as hydraulic constrictions) is evident in the transition from root to stem, but no such transition is observed from stem to branch in other four species except for *Xylopia aromatica*. Compared with solitary vessels, proportion of multiple vessels is higher in the roots of *Anadenanthera peregrina* and *Copaifera langsdorffii*, as well as in the roots and stem-base of *Xylopia aromatica* indicating a tendency toward higher safety of roots from embolism as compared to the stem. Dimensions of rays, fibers and dry biomass percentage did not clearly show variations in these cells to influence the mechanical strength. Besides reducing hydraulic conductivity, decrease in vessel diameter from the root to the stem base may also impact mechanical strength by reducing empty spaces (vessel lumen). We concluded that the wood of the stem base of the species investigated shows mechanism to safeguard from air embolism by producing narrower vessels, which can protect the main stem from constant loss of conductivity.

Key words: ecological anatomy, hydraulic conductivity, tropical woods, wood axial variation.

RESUMEN

Se investigó la anatomía de la madera de la raíz, el tronco (base, medio, superior) y la rama de *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Handroanthus ochraceus*, *Ocotea corymbosa*, *Xylopia aromatica* que crece naturalmente en el Cerrado brasileño. Los principales resultados se correlacionan con la arquitectura hidráulica y requerimientos mecánicos. La presencia de estrangulamientos hidráulicos (también conocidos como constricciones de flujo) son evidentes en la transición desde la raíz a tronco, pero no hay tal transición desde el tronco hasta la rama en otras cuatro especies, excepto *Xylopia aromatica*. En comparación con los vasos solitarios, la proporción de múltiples vasos es mayor en las raíces de *Anadenanthera peregrina* y *Copaifera langsdorffii*, así como las raíces y base del tronco de *Xylopia aromatica* parecen indicar una tendencia hacia una mayor seguridad de las raíces a la embolia en comparación con el tronco. Las dimensiones de los radios, las fibras y el porcentaje de biomasa seca no mostraron claramente variaciones de estas células para influir en la resistencia mecánica. Además de reducir la permeabilidad, la disminución en el diámetro del vaso de la raíz a la base del tronco, también puede afectar a la resistencia mecánica mediante la reducción de espacios vacíos (luz del vaso). Se concluyó que la madera de la base del tronco de las especies estudiadas es menos susceptible al desarrollo de burbujas de aire debido a la producción de los vasos más estrechos, que pueden proteger el tronco principal de la pérdida constante de conductividad.

Palabras clave: anatomía ecológica, conductividad hidráulica, maderas tropicales, variación axial en la madera.

INTRODUCTION

Wood provides essential functions such as mechanical support and ascent of sap, and acts as reservoir for water, starch and other substances (Sperry *et al.* 2006). To understand how plants optimize these competing functions, it is important to investigate the structural heterogeneity of wood that is responsible for spatial variation in the hydraulic and

mechanical performance of the secondary xylem (Gartner and Meinzer 2005). The analysis from root to tree top xylem anatomy could help in understanding tree hydraulic architecture. It reflects the efficiency and safety of water conductivity and is regulated in part by anatomical features, such as the arrangement, frequency, length of vessels and its diameter, wall thickness and pit characteristics of the conducting cells (Sperry *et al.* 2006, Choat *et al.* 2008).

Structural differences between the root and stem wood have been correlated with different functions and environmental pressures that affect both organs (Machado *et al.* 2007). Gasson (1987) compared root and stem anatomy of *Quercus robur* L. and reported no variation in vessel diameter between the root and the stem collected at a height of 1.30 m above ground (DBH). Generally in trees, vessels tend to have larger diameter in roots than in stems. Lower vessel frequency in roots compared with the stems, and wider rays in the roots are recorded in Cerrado (Brazilian savannah) species (Machado *et al.* 2007). Available literature indicates that roots of *Lippia salviifolia* have longer fibers with wider diameter (Goulart and Marcati 2008), while in *Quercus robur* fibers are longer and relatively thick-walled in the root but no variation was observed in the diameter of fibers of stem (Gasson 1987).

The anatomical differences between root and stem of trees growing in temperate and other tropical climates have been extensively studied and described by several authors, but Cerrado forest type is unique and no much information is available on the stem and root anatomy of species occurring in this forest type (Machado *et al.* 2007, Palhares *et al.* 2007, Goulart and Marcati 2008). Moreover, this area is prone to forest fires, tree species habit is relatively dwarf as compared with same species growing in other forest types and content of aluminum in soil is also higher in this forest type (Oliveira-Filho and Ratter 2002). Therefore, studies on hydraulic architecture of plants growing in such forest area will help us in better understanding the adaptability of plants growing in this unique forest.

Recent studies have shown an axial widening of the vessel elements from the stem apex to base of trees, and reported that change in vessels diameter in xylem architecture is crucial for trees growth to maintain the hydraulic efficiency and protect the vessel from embolism (Olson and Rosell 2013, Petit and Crivellaro 2014).

Therefore, in the present study we investigate anatomical variations between the root and stem of native Brazilian species in order to expand knowledge about axial transport of water and mechanical requirements of tree species growing in this unique habitat. In this context we investigated wood anatomy of the root, stem (base, middle and top) and branch of five species (*viz.* *Anadenanthera peregrina*, *Copaifera langsdorffii*, *Handroanthus ochraceus* (Chamisso) J.R. Mattos, *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez and *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart.) growing naturally in the Cerrado area of the São Paulo state, Brazil.

We tested the hypothesis that there is a pattern in hydraulic architecture of xylem towards root-branch trees, regardless of species, to optimize the potential of water conductivity. Our goal is to determine wood and dry biomass axial variations from root to branch in these five species and to discuss the results in the context of hydraulic architecture and mechanical requirements.

METHODS

Collection of samples. Samples from 22 young trees of five species of age group 5 to 10 years were collected from *Anadenanthera peregrina* (n = 3), *Copaifera langsdorffii* (n = 5), *Handroanthus ochraceus* (n = 5), *Ocotea corymbosa* (n = 5) and *Xylopia aromatica* (n = 4).

For collection of samples, trees were identified by measuring their height and stem diameter at breast height. Selected trees were up rooted to obtain roots samples about 20 cm deep from the main sinker root. Stem samples were obtained at three different heights *i.e.* from the base (10 cm above ground, named S1), middle of the stem (S2) and stem top (S3); while samples from the roots were obtained from only one location *i.e.* 20 cm deep from the ground level). The height in meters varied according to tree height, and samples of the first branch of the stem were also collected (figure 1 and table 1), samples diameter in all positions ranged from 6 cm (root or stem base) to 1 cm (branches). For standardization, we studied wood anatomy of portion adjacent to the cambium. Samples were cut 1.5 cm³ on each disc, with the exception of the branches whose dimensions were less than 1 cm; in the latter, samples consisted of the entire disk.

Estimation of dry biomass. Samples from roots (all roots with diameter ≥ 1 cm), stem (material from soil until the first branch) and branches (branches with diameter ≥ 1 cm) were weighed immediately after the tree was cut or uprooted. Every sample was labeled and weighed on field with analytical balance and taken to the laboratory. After arriving to the laboratory, the samples were air dried for seven days. Subsequently, they were oven dried at 80 °C until constant weight was achieved.

Anatomical analyses. Small pieces wood samples adjacent to the cambium were cut from the wood disk and used for sectioning in various plains (such as transverse, radial and tangential longitudinal) and for the macerations. Prior to the sectioning, wood samples were boiled for about 60-90

Table 1. Dendrometric data of five Brazilian Cerrado species (5 to 10 years old).

Datos dendrométricos de cinco especies de Cerrado (5-10 años).		
Species	Average height (m)	Average DBH (cm)
<i>Anadenanthera peregrina</i>	3.4	5.6
<i>Copaifera langsdorffii</i>	3.9	4.5
<i>Handroanthus ochraceus</i>	2.9	4.3
<i>Ocotea corymbosa</i>	4.0	4.0
<i>Xylopia aromatica</i>	4.2	4.8

min in water, glycerin and alcohol (4:1:1), and sections of 16-20 μm thickness were cut with the help of sledge microtome. Sections were stained with a 1 % solution of aqueous safranin, washed with distilled water and mounted in a solution of water and glycerin (1:1) on slides. For maceration, thin slices were prepared from the wood portion adjacent to the bark and treated with the modified Franklin's method (equal part of: glacial acetic acid+30% hydrogen peroxide) at 40-45 $^{\circ}\text{C}$ for 24 to 36 h. Macerated wood slices were washed thoroughly in water and stained with 1% aqueous solution of safranin. Temporary slides were prepared in 1% glycerin. Slides were subsequently observed under Olympus CX 31 research microscope and important results were micro-photographed with a digital camera (Olympus Evolt E330). Measurements were carried out using image analyzer software (Image-Pro 6.3). Terminology and wood descriptions are followed as described in the IAWA list (IAWA 1989), at least 25 measure-

ments were taken on each feature. Pit was the exception, in which 10 measurements were taken.

Hydraulic conductivity was calculated based on vessel diameter using the following equation [1]:

$$K_h = \pi D^4 / 128 \eta, \quad [1]$$

where D = diameter and η = viscosity index of water (1.002×10^{-9} MPa s at 20 $^{\circ}\text{C}$). K_h = hydraulic conductivity (Scholz *et al.* 2013).

Statistical analyses. We initially performed descriptive statistical analyses and comparisons between means and standard deviations to test the differences among the groups (wood samples in different heights). On the basis of these results, we employed the "t-test sample size" to determine the number of measurements to the power of 0.8. Based on the normal distribution of data, a parametric analysis

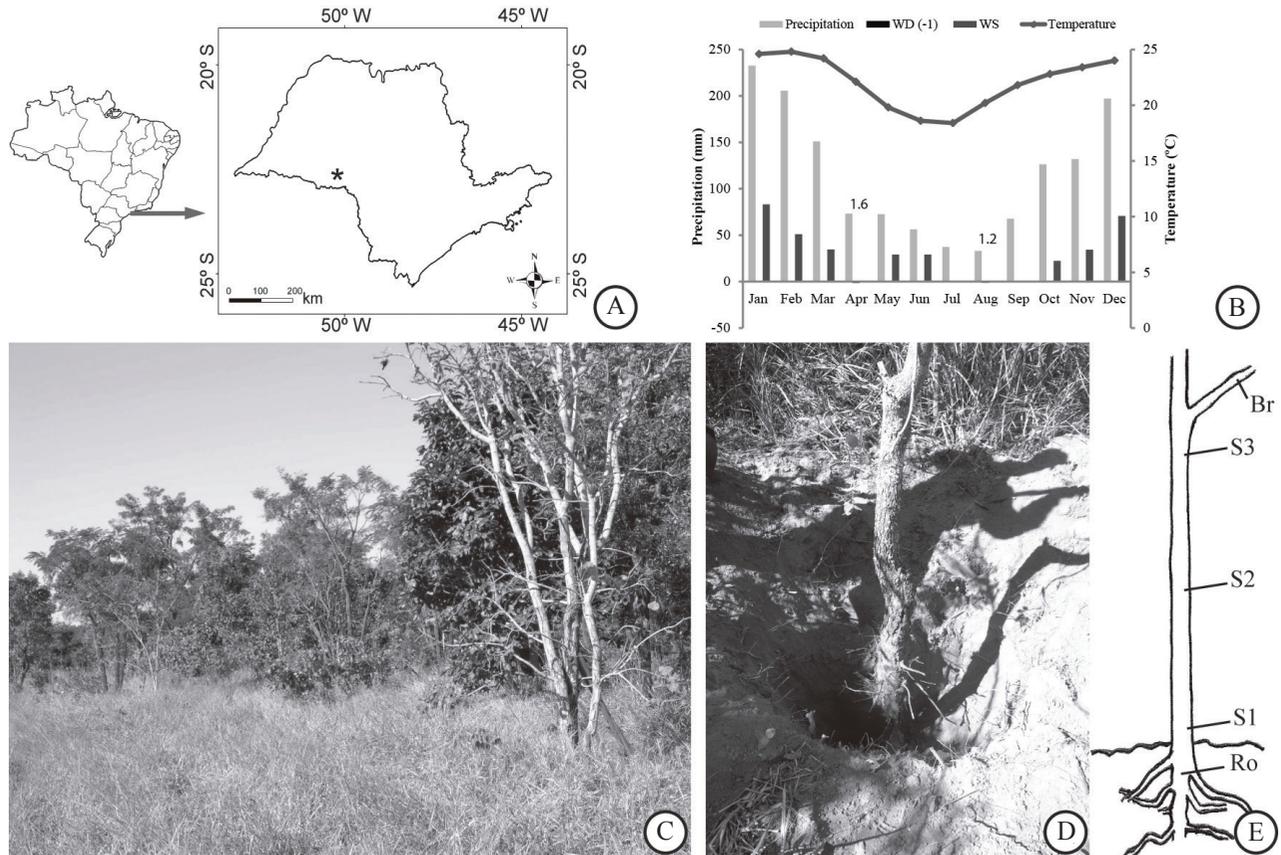


Figure 1. A) Location of Assis State Forest (*) in São Paulo State, Brazil. B) Mean monthly precipitation, water deficit WD (-1), water surplus WS and mean temperature (lines) at Assis State Forest - 1961-1990 (CEPAGRI 2015). C) Overview of the collection area. D) Tree being removed from soil. E) Schematic illustration of cutting samples for anatomical investigation. *Abbreviations:* Ro = root, S1 = Stem base, S2 = Middle of the stem, S3 = Stem top and Br. = Branch.

A) Localización del bosque estatal de Assis (*) en São Paulo, Brasil. B) Media de la precipitación mensual, déficit hídrico WD (-1), excedente hídrico WS y media de temperatura (líneas) en el Bosque estatal de Assis - 1961-1990 (CEPAGRI 2015). C) Descripción general del área de recolección. D) Árbol siendo retirado de suelo. E) Ilustración esquemática de corte de muestras para investigación anatómica. *Abreviaturas:* Ro = raíz, S1 = Base del tronco, S2 = Medio del tronco, S3 = Parte superior del tronco y Br. = Rama.

of variance (one way analysis of variance) was performed using Sigma Plot 10.0 software to compare each anatomical feature. In case of a significant difference, Tukey test was applied to identify pairwise determinants of differences. Results with $P < 0.01$ were considered as significant. We performed Pearson correlation among hydraulic conductivity and dry biomass with anatomical features.

Experimental area. As shown in figure 1, the study was carried out in the Cerrado area of the Assis State Forest (22°34'19" S, 50°23'32" W and altitude of 588 m), Assis, São Paulo State (Brazil). The soil in this region has low organic matter, although it has good water permeability. The climate is Cwa by the Köppen climate classification, warm with dry winters, with mean annual temperature of 20-25 °C (with average minimum temperature of 18 °C). The average annual rainfall is 1,441.5 mm (CEPAGRI 2015). The region has a dry season between April and September, and water deficit in April is -1.6, and in August it is -1.2 (figure 1).

RESULTS

The anatomical investigation showed that vessel diameter decreased significantly from the root tip towards the stem base in all five species, except in *H. ochraceus*, where the vessel diameters did not show much variation and were found to be more or less the same at the stem base (figure 2A and figure 3C, D). Vessel diameter increased gradually from the stem base up to the middle of stem and gets stabilized up to stem top (S3). Thereafter, vessel diameter did not differ from the stem top to the branch in all five species (figure 2A). Vessel diameter varies among the species, but in general terms lower vessel diameter occurs in the stem base of *A. peregrina*, *C. langsdorffii*, *O. corymbosa* and *X. aromatica* (figure 2A).

Vessel frequency did not vary from the root to the stem base in all five species, nonetheless an increase in vessel frequency was observed from S3 to the branch, which did show a higher value in all five species. Vessel frequency varied among species without any observable pattern from the root to branches (figure 2B). Depending on the species, inter-vessel pit aperture also showed variations in size. *A. peregrina* and *H. ochraceus* did not show any variation, nevertheless narrowing of pit aperture size was observed from S2 to the branch in *C. langsdorffii* and from the root to the stem base in *Ocotea corymbosa* (figure 2C).

Hydraulic conductivity decreased from the root to the stem base in all the species investigated, except for *X. aromatica* (figure 2D). Contradictory results were found in aerial parts, depending on the species: *A. peregrina* and *C. langsdorffii* did not vary axially, whereas in *H. ochraceus*, hydraulic conductivity increased toward the branch, *O. corymbosa* showed oscillation, and in *X. aromatica*, hydraulic conductivity increased toward the top of the stem, although it decreased to the branch (figure 2D).

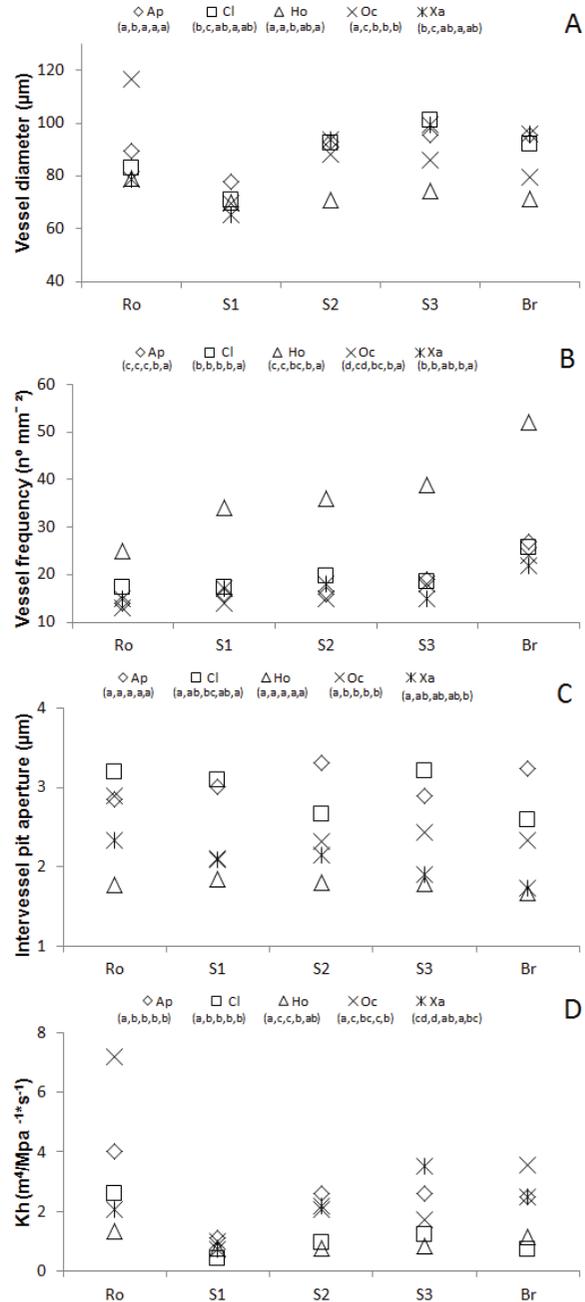


Figure 2. Variation in vessel features from root to the branch in five Brazilian Cerrado species. A) Vessel diameter. B) Vessel frequency. C) Intervessel pit aperture. D) Hydraulic conductivity (K_h) Ap = *Anadenanthera peregrina*, Cl = *Copaifera langsdorffii*, Ho = *Handroanthus ochraceus*, Oc = *Ocotea corymbosa* and Xa = *Xylopia aromatica*. Letters in brackets in each graph show the significant statistical variation in each species ($P < 0.01$ by Tukey test) and the sequence is always (root, stem1, stem2, stem3, branch).

Variación de las características de los vasos desde la raíz a la rama en cinco especies del Cerrado brasileño. A) Diámetro del vaso. B) Frecuencia de vaso. C) Abertura de las punteaduras intervasculares. D) Conductividad hidráulica. (K_h) Ap = *Anadenanthera peregrina*, Cl = *Copaifera langsdorffii*, Ho = *Handroanthus ochraceus*, Oc = *Ocotea corymbosa* y Xa = *Xylopia aromatica*. Las letras entre paréntesis en cada gráfico muestran la variación estadística significativa en cada especie ($P < 0,01$ por la prueba de Tukey) y la secuencia es siempre la raíz, tronco1, tronco2, tronco3, rama.

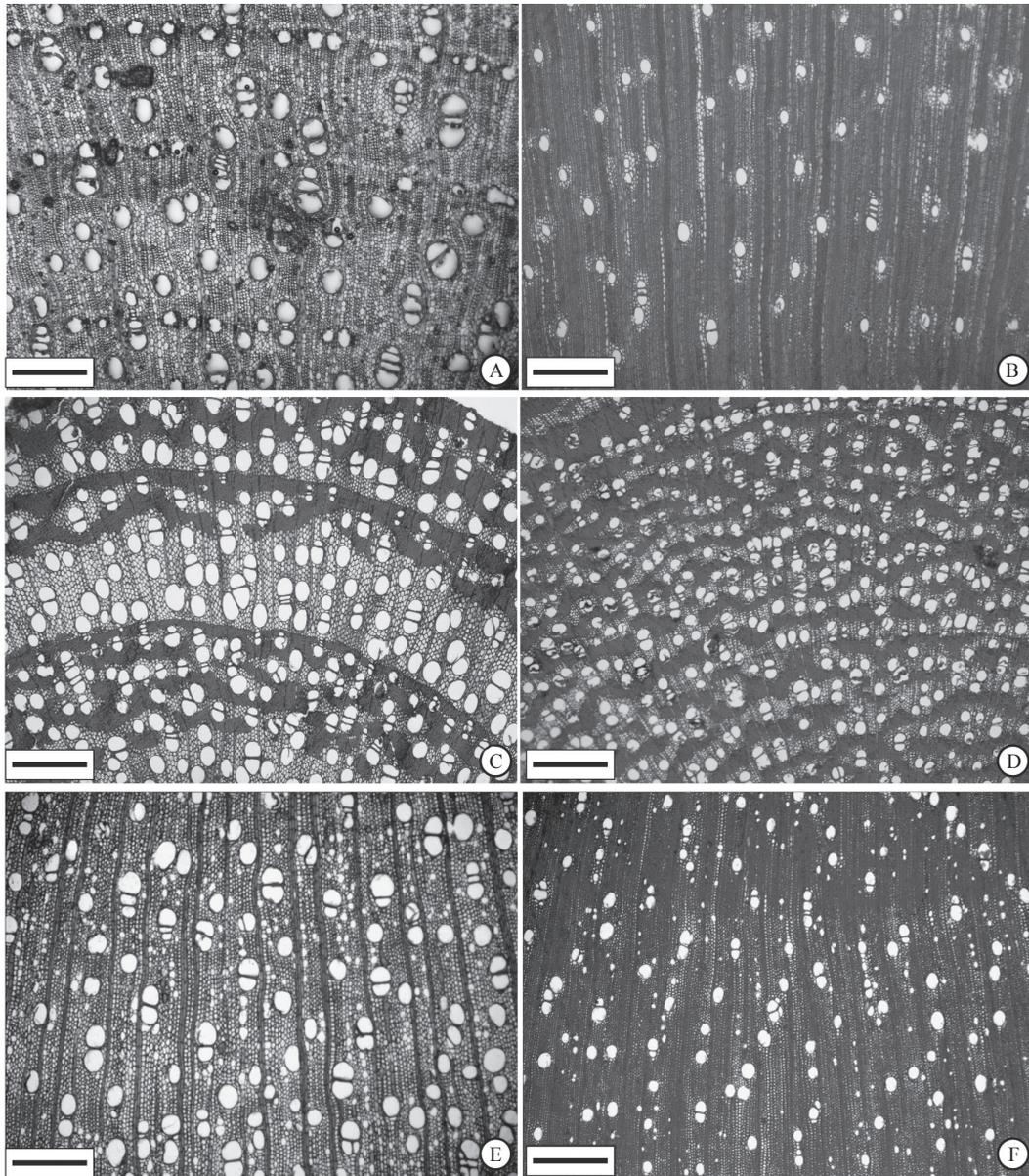


Figure 3. Transverse sections of root and stem base of *Copaifera langsdorffii* (A-B, respectively), *Handroanthus ochraceus* (C-D) and *Ocotea corymbosa* (E-F). Note the decrease in vessel diameter from root to stem base. Scale bars = 500 μm .

Secciones transversales de la raíz y la base del tronco de *Copaifera langsdorffii* (A-B, respectivamente), *Handroanthus ochraceus* (C-D) y *Ocotea corymbosa* (E-F) para ilustrar los resultados. Tenga en cuenta la disminución en el diámetro del vaso de la raíz a la base del tronco. Barras de escala = 500 μm .

Percentage of vessel grouping also varied among the species, highlighting the larger proportion of multiples of 4 or more vessels in the roots of *A. peregrina* and *C. langsdorffii*, and of *X. aromatica*, compared with the other axial positions. A lower proportion of solitary vessels and a higher proportion of multiples of 4 or more vessels are seen in *X. aromatica*, regardless of the position, compared with the other species (figure 4).

In *C. langsdorffii*, *H. ochraceus* and *O. corymbosa*, ray height decreased from the root to the stem base and from

stem top (S3) to branch in *A. peregrina* and *X. aromatica*; although it increased from S3 to branch in *O. corymbosa* (figure 5A). Similarly, ray width increased from the root to the stem base in *C. langsdorffii* and *X. aromatica*; although it decreased in *O. corymbosa*. In *H. ochraceus* and *O. corymbosa*, decrease in width of the rays was noticed from S3 to branch (figure 5B). Ray frequency increased from the root to the stem base in *A. peregrina*, *C. langsdorffii* and *O. corymbosa* and decreased from S3 to the branch in *Ocotea corymbosa* (figure 5C).

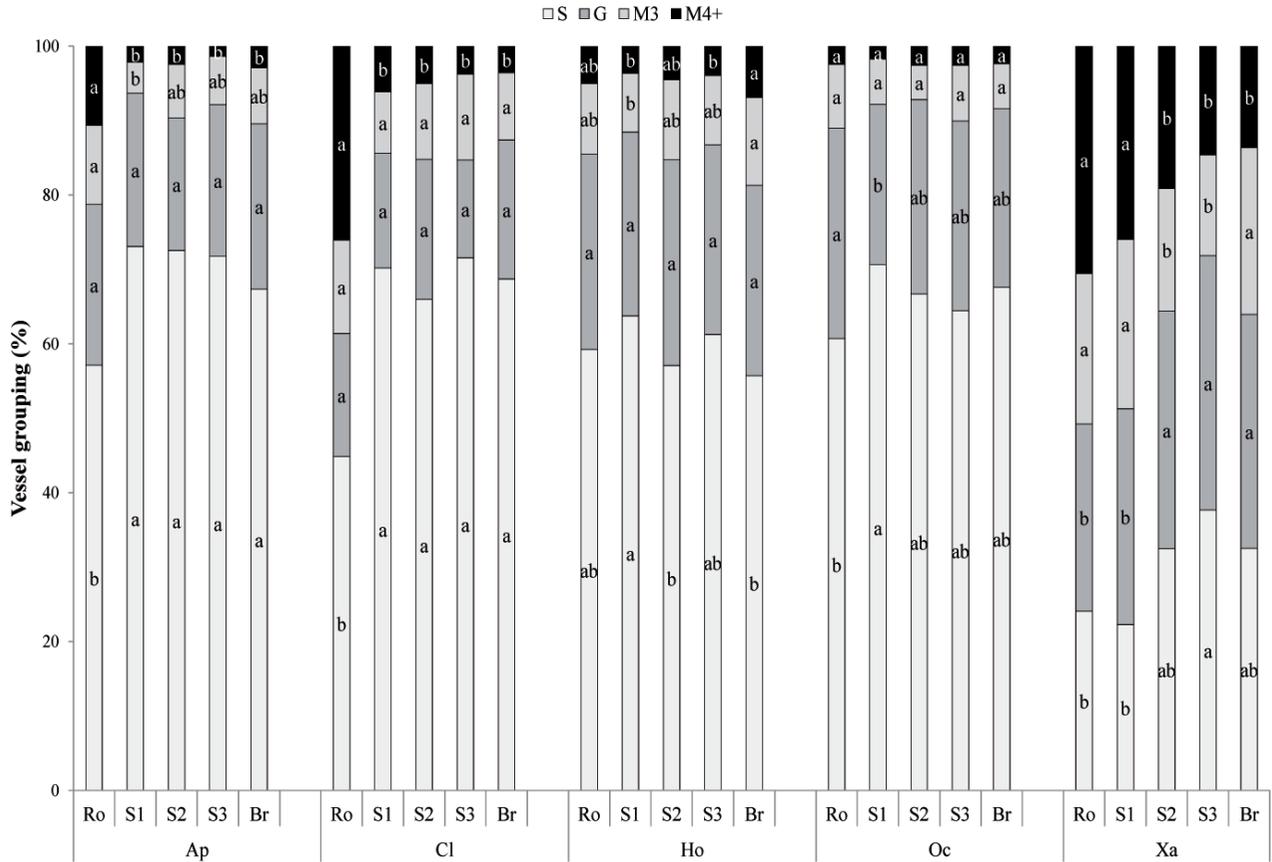


Figure 4. Variation in vessel grouping from root to branch in five Brazilian Cerrado species. Ap = *Anadenanthera peregrina*, Cl = *Copaifera langsdorffii*, Ho = *Handroanthus ochraceus*, Oc = *Ocotea corymbosa* and Xa = *Xylopia aromatica*. Different letters under the species abbreviation indicate statistically significant differences at $P < 0.01$ by Tukey test. Abbreviations: S = solitary vessel, G = geminate (multiples of 2), M3 = multiples of 3, M4+ = multiples of 4 or more vessels. Ro = root, S1 = Stem base, S2 = Middle of the stem, S3 = Stem top and Br. = Branch.

Variación en la agrupación de los vasos desde la raíz a la rama en cinco especies del Cerrado brasileño. Ap = *Anadenanthera peregrina*, Cl = *Copaifera langsdorffii*, Ho = *Handroanthus ochraceus*, Oc = *Ocotea corymbosa* y Xa = *Xylopia aromatica*. Letras diferentes bajo la abreviatura de especies indican diferencias estadísticamente significativas a $P < 0,01$ por la prueba de Tukey. Abreviaturas: S = vaso solitario, G = geminados (múltiplos de 2), M3 = múltiplos de 3, M4+ = múltiplos de 4 o más vasos. Ro = raíz, S1 = Base del tronco, S2 = Medio del tronco, S3 = Parte superior del tronco y Br. = Rama.

Fiber length varied at different heights of the trees with longer fibers in different parts, depending on the species. More specifically, a decrease in fiber length was observed from the root to the stem base in *A. peregrina* and *O. corymbosa*, but an increase in fiber length is seen in *X. aromatica*. *A. peregrina*, *H. ochraceus* and *O. corymbosa* also exhibited a decrease in fiber length from S3 to branch and an increase was seen in *C. langsdorffii* (figure 6A). Fiber wall thickness also showed a wide range of variations depending on species. Fibers were thick-walled in root and stem top of *A. peregrina*, branch of *C. langsdorffii*, root of *H. ochraceus*, stem base and stem middle in *O. corymbosa* and stem top of *X. aromatica* (figure 6B). As compared with stem top and branch, a decrease in fiber wall thickness was noticed from the root to the stem base of *A. peregrina*

and *H. ochraceus*; nevertheless it was increased in the root to the stem base region of *O. corymbosa* (figure 6B).

Dry biomass percentage is distributed differently among the species investigated. A higher percentage occurs in the middle of the stem of *A. peregrina* while no significant variation is observed in *C. langsdorffii*. Higher percentage of dry biomass is noticed in the root, stem base and branch for *H. ochraceus*, in the stem base and middle of the stem (S2) of *O. corymbosa*, and in the stem base of *X. aromatica* (figure 6C).

Hydraulic conductivity correlated positively with vessel diameter (0.70 and $P < 0.001$) and negatively with vessel frequency (0.39 and $P = 0.05$) and fiber wall thickness (0.41 and $P = 0.04$), while dry biomass correlated positively with fiber wall thickness (0.51 and $P = 0.01$).

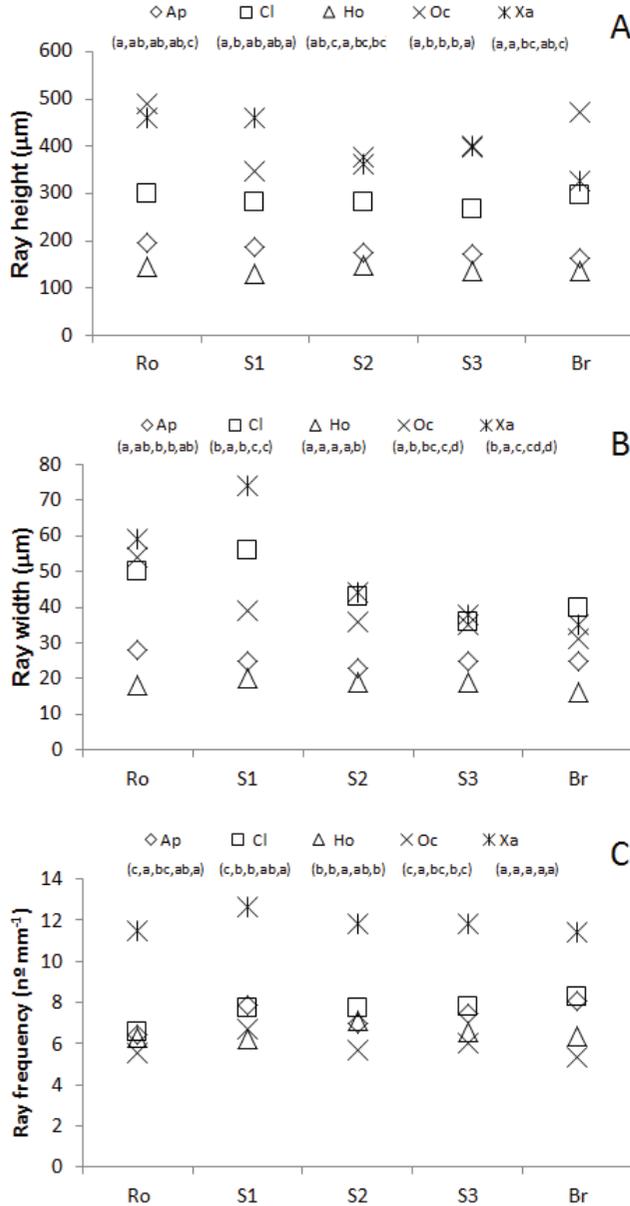


Figure 5. Variation in ray features from root to branch in five Brazilian Cerrado species. A) Ray height. B) Ray width. C) Ray frequency. Ap = *Anadenanthera peregrina*, Cl = *Copaifera langsdorffii*, Ho = *Handroanthus ochraceus*, Oc = *Ocotea corymbosa* and Xa = *Xylopia aromatica*. Letters in brackets in each graph show the significant statistical variation in each species ($P < 0.01$ by Tukey test), and the sequence is always (root, stem1, stem2, stem3, branch).

Variación en las características de radios desde la raíz a la rama en cinco especies del Cerrado brasileño. A) Largo de los radios. B) Ancho de los radios. C) Frecuencia de los radios. Ap = *Anadenanthera peregrina*, Cl = *Copaifera langsdorffii*, Ho = *Handroanthus ochraceus*, Oc = *Ocotea corymbosa* y Xa = *Xylopia aromatica*. Las letras entre paréntesis en cada gráfico muestran la variación estadística significativa en cada especie ($P < 0,01$ por la prueba de Tukey) y la secuencia es siempre la raíz, tronco1, tronco2, tronco3, rama.

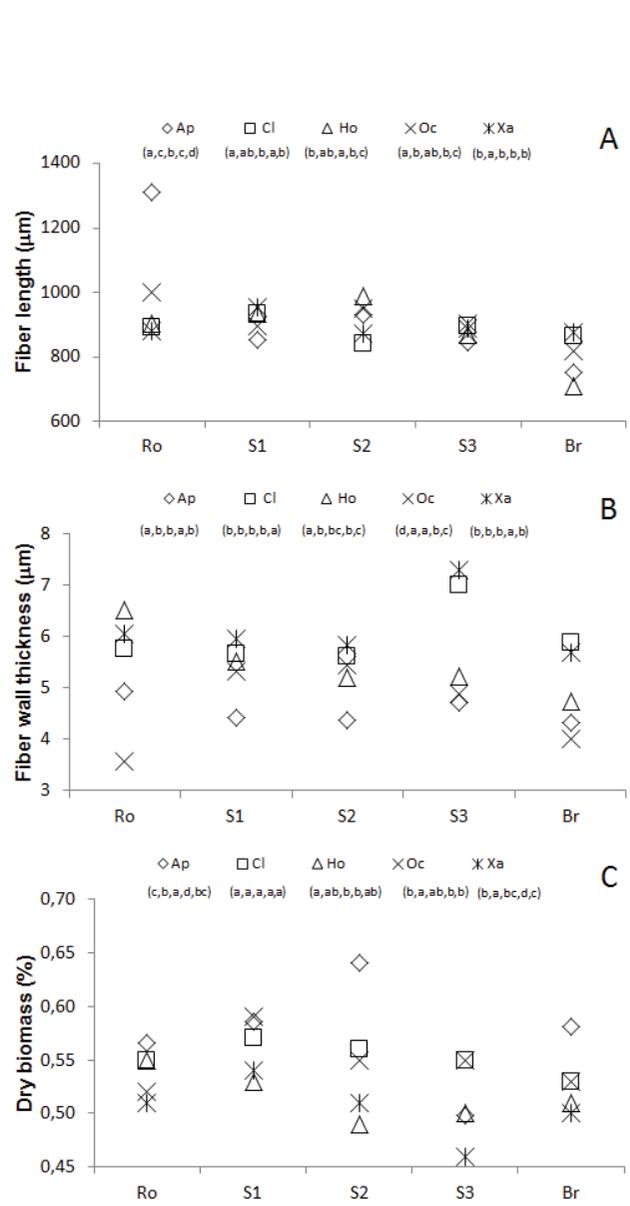


Figure 6. Variation in fiber features and dry biomass from root to branch in five Brazilian Cerrado species. A) Fiber length. B) Fiber wall thickness. C) Dry biomass percentage. Ap = *Anadenanthera peregrina*, Cl = *Copaifera langsdorffii*, Ho = *Handroanthus ochraceus*, Oc = *Ocotea corymbosa* and Xa = *Xylopia aromatica*. Letters in brackets in each graph show the significant statistical variation in each species ($P < 0.01$ by Tukey test), and the sequence is always (root, stem1, stem2, stem3, branch).

Variación en las características de la fibra y la biomasa seca de la raíz a la rama en cinco especies Cerrado brasileño. A) Longitud de la fibra. B) Grosor de la pared de la fibra. C) Porcentaje de biomasa seca. Ap = *Anadenanthera peregrina*, Cl = *Copaifera langsdorffii*, Ho = *Handroanthus ochraceus*, Oc = *Ocotea corymbosa* y Xa = *Xylopia aromatica*. Las letras entre paréntesis en cada gráfico muestran la variación estadística significativa en cada especie ($P < 0,01$ por la prueba de Tukey) y la secuencia es siempre la raíz, tronco1, tronco2, tronco3, rama.

DISCUSSION

In the present investigation, the decrease in vessel diameter from the root to the stem base is accompanied by a decrease in hydraulic conductivity except in *X. aromatica*. Larger vessel diameter is said to be more efficient in water conductivity than smaller vessel diameter (Fan *et al.* 2012). Previous studies have reported a sharp drop in vessel diameter just above the branch junctions, termed “hydraulic bottlenecks” (Tyree and Zimmermann 2002). We did not observe any decrease in vessel diameter from stem top (S3) to branch in any of the species investigated, whereas hydraulic conductivity has been increased in *O. corymbosa* and decreased in *X. aromatica*, leading us to conclude that the presence of hydraulic bottlenecks is either absent or may be indistinct in Cerrado species, at least in young trees, such as those studied in the present investigation. The effect of all junction constrictions in a tree (studies with genus *Thuja*, *Acer* and *Quercus*) is unlikely to have much impact on water conductivity (Tyree and Zimmermann 2002). Therefore, if the bottleneck noticed in the stem base has no impact on water conductivity, in such case, the functional aspects of bottleneck remain an open question for debate. Vessel diameter is a crucial parameter in the identification of plant adaptation strategy to survive in specific environmental conditions (Sperry *et al.* 2006). Available literature indicates that the variation in vessel diameter is associated with habitat of the tree species and at various height of a tree (Anfodillo *et al.* 2013).

One possible explanation for narrower vessels in the stem base was offered by Aloni (2007). According to him, high auxin levels near young leaves (synthesis source) induce narrow vessels, while increasing distance from the source results in wider vessels. Another possible explanation is the segmentation hypothesis proposed by Tyree and Zimmermann (2002), according to which the decrease of vessels in the stem base would function the same way as the presence of narrower vessels at nodal regions to restrict embolism because the main stem represents the highest investment of the tree and should not, under any circumstances, be lost.

Functionally, narrower vessels at the stem base may contribute to water transport by pressure differences along vessels with higher resistance to water flow in narrower vessels. Such reasoning leads to the conclusion that this structural condition could regulate hydraulic conductivity in Brazilian Cerrado plants, or that it could be a universal standard. Pratt *et al.* (2010) measured hydraulic conductivity in nine species of Rhamnaceae. These authors hypothesized that the roots and leaves would be chief bottlenecks in the hydraulic pathway because of their extra-xylary pathways and root system that offered stronger resistance to water flow than that shown by shoots.

Our results suggest that stem-base wood ensures less risk of embolism by the presence of narrower vessels, while roots having vessels with larger diameter are more

vulnerable. The relationship between conduit diameter and embolisms was nicely described by Hacke *et al.* (2005), in which they discussed the characteristics of pits and conduits and how they can prevent the formation of embolisms in wood.

Although a basipetal (from the top down) vessel diameter has been reported in many studies (Tyree and Zimmermann 2002). Petit and Crivellaro (2014) studied axial variation in *Picea abies* (L.) H. Karst., *Fraxinus excelsior* L. and *Salix eleagnos* Scop., and concluded that axial conduit widening seem to be a key feature of both xylem and phloem for long-distance transport of water and photosynthate. We emphasized the absence of any gradual decrease in vessel diameter from root to branches. According to Lintunen and Kalliokoski (2010), conduit tapering was closely accompanied by an increasing conduit frequency. The statements of Lintunen and Kalliokoski (2010), as cited above, may explain, at least partially, the lack of pattern for vessel frequency in the five species studied here. In our previous study on *Eriotheca gracilipes* (K. Schum.) A. Robyns, we found an inverse relationship between vessel diameter and vessel frequency from root to branch, with a decrease of vessel diameter toward the branch (Longui *et al.* 2012).

Hydraulic conductivity correlated positively with vessel diameter and negatively with vessel frequency. This result can be explained by the increase in hydraulic conductivity with increasing vessel diameter, since the vessel diameter was used to calculate conductivity and, according to Baas *et al.* (2004), there is a negative relation between vessel diameter and frequency. Negative correlation between hydraulic conductivity and fiber wall thickness may indicate that in wood regions, where conductivity is higher, there is less investment of the plant in mechanical resistance with thinner walls fibers.

Thus, bottleneck from the root to the stem base could impose a difficult flow to the stem base, which would be important in drought periods or in plants which are subjected to longer dryer periods after wet seasons. It should be noted that Assis City has two water deficit periods in April and August (figure 1). In contrast, bottlenecks could also increase flow resistance and improve conductance efficiency above the stem base. According to Bucci *et al.* (2008), Cerrado woody plants have deep roots that can get water even in the driest periods, which may account for the lack of significant seasonal variations in the transpiration of Cerrado trees. Moreover, these plants respond to a rigid stomatal control. According to Durigan *et al.* (2012), as well as our own field observation on 5 to 10 years old plants, their leaf longevity is different among the species. *Anadenanthera peregrina* and *H. ochraceus* are deciduous, while *C. langsdorffii* is brevi-deciduous, and *O. corymbosa* and *X. aromatica* are evergreen. Additionally, we also noticed that the length of the root varies among the species. Longer roots were noted in *C. langsdorffii* and *H. ochraceus*, though it is not possible to prove that root length helps to obtain deep water in dry periods.

Ocotea corymbosa is the only species in which the inter-vessel pit aperture decreased from the root to the stem base, which indicates that this feature alone cannot clearly define hydraulic conductivity in the five species investigated.

If compared with stem positions, higher vessel grouping in roots of *A. peregrina* and *C. langsdorffii* may indicate a safer xylem to embolism, since water can flow into adjacent vessels when multiple vessels are embolized. Based on this theory, we suggest that *X. aromatica* has the safest wood among the five studied species because it has a higher proportion of multiple vessels at all levels in axial positions.

Our previous study showed a higher vessel grouping in branch and root of *Eriotheca gracilipes* (Longui *et al.* 2012). The roots of this plant were characterized by abundance of axial parenchyma cells with high capacity to store starch, a mechanism that would plausibly help in the recovery of embolized vessels (Clearwater and Goldstein 2005). It is therefore difficult to apply a single strategy to protect the vessels from embolism and cavitation. Parenchyma cells are important in storage and mobilization of carbohydrates during periods of low photosynthetic production. Carbohydrate especially starch is hydrolyzed into sugar; if that is translocated to vessels, it increases the osmotic potential and may play crucial role in pulling water, which may help in vessels recovery from air embolism.

In addition to hydraulic requirements, a smaller vessel diameter of the stem base is also related to mechanical requirements of the trees, because trees are tall and self-supporting plants, they need to resist the static loads, lateral wind forces or their own weight, with a perfectly stiff anchorage (Niklas 2000). From this point of view, the decrease in vessel diameter would tend to make denser and stronger wood since vessel lumens represent weak areas of xylem (Gartner and Meinzer 2005). This information corroborates Christensen-Dalsgaard *et al.* (2007) findings on six species of tropical trees; they stated that the smallest vessels and the lowest vessel frequency were found in the parts of the trees subjected to the highest stress or strain. Therefore, there is a trade-off between conductivity and stiffness or strength with changes in vessel anatomy in response to mechanical loading, suggesting that anatomical alterations occur in response to mechanical strain. According to Rowe and Speck (2005), the hydraulic and mechanical requirements are evolutionarily related to each other.

Wood will be stronger in the radial direction as compared with tangential one, depending on the proportion of rays; essentially because rays, according Mattheck and Kubler (1995), “lock” growth rings preventing sliding. Burgert *et al.* (1999) and Reiterer *et al.* (2002) emphasize the biomechanical role of rays. Longui *et al.* (2016) studied shear strength parallel to grain with distinct ray orientation on four Brazilian wood species (*Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl., *Dipteryx alata* Vogel, *Myracrodruon urundeuva* Allemão and *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.). They did not observe statistical differences among ray orientations-- perpendicularly, parallel or diagonal--

regarding the shear plane, and despite higher rays occur in specimens with high and medium levels of shear strength. Other ray dimensions and frequency did not show any evidence pattern when related to shear strength. In the present study, there was variation among height, width and frequency of rays from the root to the stem base, a key region of the stem in terms of biomechanical role. We noticed a decrease in ray height in *C. langsdorffii*, *H. ochraceus* and *O. corymbosa*, and in ray width in *O. corymbosa*; however an increase in ray width in *C. langsdorffii* and *X. aromatica*; an increase in ray frequency in *A. peregrina*, *C. langsdorffii* and *O. corymbosa*. These structures should contribute to mechanically weak wood, since loads such as those caused by wind velocity acting on the canopy will increase toward the tree base, and roots can anchor in the soil (Niklas 2000), resulting in a high mechanical requirement for the stem base. The plants that we studied are young and relatively thin and occurred in a flat area and open physiognomy with vegetation composed of sparsely distributed trees allowing for wind incidence between them. Therefore, structural changes are important to prevent trees from breaking by the action of wind and heavy rain.

Fibers occur in higher proportion in angiosperm wood; they are specialized cells in mechanical support. Therefore, it is expected that variations in their dimensions, especially in wall thickness, would have significant impacts on mechanical properties. Studies show that fiber features impact on the mechanical properties of composite materials, *e.g.* Lee *et al.* (2001). Others related thicker walls (Quilhó *et al.* 2006) and longer fibers (Butterfield *et al.* 1993) to higher wood density, a physical property directly related to mechanical properties and resistance. However, we did not find a direct relation of wall thickness and fiber length with higher resistance, since by variations found in the five species, it was not possible to establish a pattern, because only in *O. corymbosa* there are thicker wall fibers at the base and middle stem, and only in *X. aromatica* there are longer fibers at stem base, region where higher mechanical requirement is expected. The pattern of variation found in the transition between root and stem base suggests that mechanical requirements are supplied by the association among fibers, vessels and rays. Lintunen and Kalliokoski (2010) reported that trees adjust micro- and macrostructure to maximize water transport, prevent embolism and ensure mechanical safety. With the exception of *C. langsdorffii*, the only result shared among the four other species was the presence of fibers with thinner walls in the branch compared with stem top (S3) possibly due to juvenile wood, which is characterized by thin cell walls.

We observed that dry biomass percentage was distributed differently along the plant; however it correlated positively with fiber wall thickness, a result expected in some way, since fibers are the cells present in larger numbers compared with vessels and parenchyma cells; therefore, an increase in fiber wall thickness directly influences dry biomass percentage.

CONCLUSIONS

In general terms, our hypothesis that there is a pattern in hydraulic architecture of xylem towards root-branch trees, regardless of species, to optimize the potential of water conductivity was confirmed.

Our results suggest that stem base protects the xylem of the main stem against the risk of embolism due to the presence of narrower vessels. The presence of hydraulic bottlenecks is evident in the transition from the root to the stem, but the same cannot be said for the transition from stem to branch, especially since this trait was only observed in *X. aromatica*. The higher proportion of multiple vessels in the roots of *A. peregrina*, *C. langsdorffii*, and in the root and stem base in *X. aromatica* seems to indicate a tendency toward a more important investment in safer wood in the roots compared to the stem. Pit apertures showed no clear pattern, though this feature does not clearly influence conductivity along the tree. Results of dimensions and frequency of rays, fibers and dry biomass percentage do not clearly indicate how variations in these cells have an impact on mechanical strength on the wood of tree species studied in the present investigation. However, a decrease in vessel diameter from the root to the stem base, besides reducing hydraulic conductivity, may also impact mechanical strength by reducing empty spaces (vessel lumen).

ACKNOWLEDGEMENT

We are grateful to the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq "National Counsel of Technological and Scientific Development" for grants to Laura de Araújo Alves (108958/2010-8) and Caroline Bianca do Nascimento (108966/2010-0), and we are especially grateful to Sonia Godoy Campião for laboratory assistance. Authors are also thankful for the reviewers for their critical suggestions on the previous version of the manuscript.

REFERENCES

Aloni R. 2007. Phytohormonal mechanisms that control wood quality formation in young and mature trees. In Entwistle K, P Harris, J Walker eds. The Compromised Wood Workshop. Christchurch, New Zealand. The Wood Technology Research Centre, University of Canterbury. p. 1-22.

Anfodillo T, G Petit, A Crivellaro. 2013. Axial conduit widening in woody species: a still neglected anatomical pattern. *IAWA Journal* 34(4): 352-364.

Baas P, FW Ewers, SD Davis, EA Wheeler. 2004. Evolution of xylem physiology. In Poole I, Hemsley A. eds. Evolution of Plant Physiology. London, UK. Elsevier Academic Press. p. 273-295. (Linnaean Society Symposium Series)

Berlyn GP, JP Miksche. 1976. Botanical Microtechnique and Cytochemistry. Ames, Iowa, United States of America. The Iowa State University Press. 326 p.

Bucci SJ, FG Scholz, G Goldstein, FC Meinzer, AC Franco, Y

Zhang, G Hao. 2008. Water relations and hydraulic architecture in Cerrado trees: adjustments to seasonal changes in water availability and evaporative demand. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 20(3): 233-245.

Burgert I, A Bernasconi, D Eckstein. 1999. Evidence for the strength function of rays in living trees. *Holz als Roh- und Werkstoff* 57(5): 397-399.

Butterfield RP, RP Crook, R Adams, R Mol'ris. 1993. Radial variation in wood specific gravity, fibre length and vessel area for two central American hardwoods: *Hyeronima alchorneoides* and *Vochysia guatemalensis*: natural and plantation grown trees. *Iawa Journal* 14(2): 153-161.

CEPAGRI (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura, BR). 2015. Clima dos Municípios Paulistas. Consulted 23 oct. Available in <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas>.

Choat B, A Cobb, S Jansen. 2008. Structure and function of bordered pits: New discoveries and impacts on whole plant hydraulic function. *New Phytologist* 177(3): 608-626.

Christensen-Dalsgaard KK, M Fournier, AR Ennos, AS Barfod. 2007. Changes in vessel anatomy in response to mechanical loading in six species of tropical trees. *New Phytologist* 176(3): 610-622.

Clearwater MJ, G Goldstein. 2005. Embolism repair and long distance water transport. In Holbrook NM, Zwienniecki MA eds. Vascular transport in plants. Amsterdam, Netherlands. Elsevier. p. 375-400.

Durigan G, ACG Melo, J Brewer. 2012. The root to shoot ratio of trees from open-and closed-canopy cerrado in south-eastern Brazil. *Plant Ecology & Diversity* 5(3): 333-343.

Fan ZX, SB Zhang, GY Hao, JW Ferry Slik, KF Cao. 2012. Hydraulic conductivity traits predict growth rates and adult stature of 40 Asian tropical tree species better than wood density. *Journal of Ecology* 100(3): 732-741.

Gartner BL, F Meinzer. 2005. Structure function relationships in sapwood water transport and storage. In Holbrook NM, MA Zwienniecki eds. Vascular transport in plants. Amsterdam, Netherlands. Elsevier. p. 307-332.

Gasson PE. 1987. Some implications of anatomical variations in the wood of pedunculate oak (*Quercus robur* L.), including comparisons with common beech (*Fagus sylvatica* L.). *IAWA Bulletin* 8(2): 149-166.

Goulart SL, Marcati CR. 2008. Anatomia comparada do lenho em raiz e caule de *Lippia salviifolia* Cham. (Verbenaceae). *Revista Brasileira de Botânica* 31(2): 263-275.

Hacke UG, JS Sperry, J Pittermann. 2005. Efficiency versus safety tradeoffs for water conduction in angiosperm vessels versus gymnosperm tracheids. In Holbrook NM, MA Zwienniecki eds. Vascular transport in plants. Amsterdam, Netherlands. Elsevier. p. 333-354.

IAWA (International Association of Wood Anatomists, NL). 1989. IAWA list of microscopic features for hardwood identification. *IAWA Bulletin* 10: 219-332.

Lee BJ, AG McDonald, B James. 2001. Influence of fiber length on the mechanical properties of wood-fiber/polypropylene prepreg sheets. *Material Research Innovations* 4(2):97-103.

Lintunen A, T Kalliokoski. 2010. The effect of tree architecture on conduit diameter and frequency from small distal roots to branch tips in *Betula pendula*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. *Tree Physiology* 30(11): 1433-1447.

- 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* 93(1): 23-33.
- Longui EL, GT Pires, AW Ballarin, JAR Machado. 2016. Shear strength parallel to grain with distinct ray orientation on four Brazilian wood species. *European Journal of Wood and Wood Products*. doi:10.1007/s00107-016-1129-8
- Machado SR, RA Rodella, V Angyalossy, CR Marcati. 2007. Structural variations in root and stem wood of *Styrax* (Styracaceae) from Brazilian forest and cerrado. *IWA Journal* 28(2): 173-188.
- Mattheck C, H Kubler. 1995. Wood - The internal optimization of trees. Berlin, Germany. Springer-Verlag. 129 p.
- Niklas K. 2000. Plant Biomechanics: an engineering approach to plant form and function. Chicago, United States of America. University of Chicago Press. 607 p.
- Oliveira-Filho AT, Ratter JA. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In Oliveira-Filho AT, Marquis RJ eds. The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna (P.S.). New York, USA. Columbia University Press. p. 91-120.
- Olson ME, JA Rosell. 2013. Vessel diameter-stem diameter scaling across woody angiosperms and the ecological causes of xylem vessel diameter variation. *New Phytologist* 197(4): 1204-1213.
- Palhares D, de Paula JE, Pereira LAR, Silveira CES. 2007. Comparative wood anatomy of stem, root and xylopodium of *Brosimum gaudichaudii* (Moraceae). *Iawa Journal* 28(1): 83-94.
- Petit G, A Crivellaro. 2014. Comparative axial widening of phloem and xylem conduits in small woody plants. *Trees: Structure and Function* 28(3): 915-921.
- Pratt RB, GB North, AL Jacobsen, FW Ewers, SD Davis. 2010. Xylem root and shoot hydraulics is linked to life history type in chaparral seedlings. *Functional Ecology* 24(1): 70-81.
- Quilhó T, I Miranda, H Pereira. 2006. Within-tree variation in wood fibre biometry and basic density of the urograndis eucalypt hybrid (*Eucalyptus grandis* x *E. urophylla*). *Iawa Journal* 27(3): 243-254.
- Reiterer A, I Burgert, G Sinn, S Tschegg. 2002. The radial reinforcement of the wood and its implication on mechanical and fracture mechanical properties - a comparison between two tree species. *Journal of Materials Science* 37(5): 935-940.
- Rowe N, T Speck. 2005. Plant growth forms: an ecological and evolutionary perspective. *New Phytologist* 166(1): 61-72.
- Scholz A, M Klepsch, Z Karimi, S Jansen. 2013. How to quantify conduits in wood? *Frontiers in Plant Science* 4: 1-11.
- Sperry JS, UG Hacke, J Pittermann. 2006. Size and function in conifer tracheids and angiosperm vessels. *American Journal of Botany* 93(10): 1490-1500.
- Tyree MT, MH Zimmerman. 2002. Xylem structure and the ascent of sap. New York, United States of America. Springer. 283 p.

Recibido: 05.08.16
Aceptado: 17.01.17

NOTAS

**Detection of *Colletotrichum pyricola* on urban trees
of *Embothrium coccineum* in Chile**

Detección de *Colletotrichum pyricola* asociado a árboles urbanos
de *Embothrium coccineum* en Chile

Mario Zapata ^{a*}, Alex Opazo ^b

*Corresponding author: ^a Servicio Agrícola y Ganadero, Laboratorio Regional Chillán, Unidad de Fitopatología, Claudio Arrau 738, Chillán, Chile, tel.: 56 42 2221235, mario.zapata@sag.gob.cl

^b Servicio Agrícola y Ganadero, División de Protección Agrícola y Forestal, Departamento de Sanidad Vegetal, Sub-Departamento de Vigilancia y Control de Plagas Forestales, Santiago, Chile.

SUMMARY

The genus *Colletotrichum* comprises several species in cryptic complexes that cannot be easily recognizable using morphological and cultural characteristics. As a consequence of the lack of morphological characters suitable for identification, DNA sequence analyses are now typically used as the primary basis in diagnosis and description of new species of *Colletotrichum*. In this study, based on a multi-locus phylogeny analysis, *C. pyricola* was identified on leaves of *Embothrium coccineum* in Chile, corresponding to the first report of this fungus in the country. *Colletotrichum pyricola* is a member of the *C. acutatum* complex, morphologically sharing features with several species of this group, being necessary the combination of morphological and molecular data for its identification. Species of *Colletotrichum* cause diseases in a wide range of hosts, making it important to establish an accurate diagnosis of the species for plant pathology or quarantine purposes.

Key words: *Colletotrichum pyricola*, *Embothrium coccineum*, anthracnose, morphological characteristics, multi-locus analysis.

RESUMEN

El género *Colletotrichum* comprende varias especies crípticas dentro de complejos que no pueden ser fácilmente identificables usando características morfológicas y culturales. Como consecuencia de la falta de caracteres morfológicos adecuados para la identificación, los análisis de secuencias de ADN son comúnmente usados, en la actualidad, en el diagnóstico e identificación de nuevas especies. En este estudio, mediante análisis filogenético multi-locus se identificó a *C. pyricola* en hojas de *Embothrium coccineum*, correspondiente a primer reporte de este hongo en Chile. *Colletotrichum pyricola* pertenece al complejo de *C. acutatum*, morfológicamente comparte características con varias especies de este grupo, siendo necesario la combinación de datos morfológicos y moleculares para su identificación. Especies de *Colletotrichum* causan enfermedades en un amplio rango de hospederos, haciendo importante establecer con precisión el diagnóstico de la especie para fines fitopatológicos o de cuarentena.

Palabras clave: *Colletotrichum pyricola*, *Embothrium coccineum*, antracnosis, características morfológicas, filogenia multi-locus.

INTRODUCTION

Embothrium coccineum J.R. Forst. et G. Forst, known by the common names of notro, ciruelillo or fosforito, is a member of the Proteaceae family, endemic of the southern forests of South America whose latitude distribution in Chile extends from Curicó – Linares (35° S) to Tierra del Fuego (55° S) (Rovere *et al.* 2010). Due to its ornamental value, this species has been used in landscaping, park and garden designs, especially in public spaces (Teiller 2008). As a native species and part of the urban trees, it has been object of phytosanitary surveys by the Servicio Agrícola y

Ganadero (SAG). In surveillance activities carried out in May 2015, a *Colletotrichum* species associated with leaf spots was detected on *E. coccineum*, in the county of Chillán Viejo, region of Biobío, Chile. The affected tree was an isolated individual showing chlorosis symptoms and partial defoliation of branches. Preliminary results, using specific polymerase chain reaction (PCR) primers, identified the specie as *C. acutatum sensu lato* (Sreenivasaprasad *et al.* 1996, EPPO 2003). Currently it is known that *C. acutatum sensu lato* is a complex comprising about 30 species closely related, sharing hosts and morphological and cultural characteristics that require a multi-locus DNA

analysis for its correct identification (Damm *et al.* 2012). Due to that *C. acutatum sensu stricto* is part of this complex, and as a pathogen is considered a quarantine pest on several agriculture crops in Chile (SAG 2015), it is necessary to establish with precision the diagnostic of the detected species. Therefore, the main objective of this study was to determine the species of *Colletotrichum* found on *E. coccineum*, through the morphological and multi-locus molecular analysis.

METHODS

Samples and isolates. The sample analyzed corresponds to leaves of *Embothrium coccineum* collected in May of 2015, from an isolated tree, located in the urban park Bernardo O'Higgins of Chillán Viejo County (36°51'45" S, 72°23'46" W). The leaves with symptoms of anthracnose were left in a wet chamber at room temperature for seven days (18 ± 5 °C). After this period, abundant orange masses of conidia characteristic of the *Colletotrichum* genus was observed, from which monosporic cultures were established in potato dextrose agar (PDA, Merck 110130). One of the monosporic isolates was conserved for morphological and molecular studies, which was stored in the mycology collection of the Regional SAG Chillan Laboratory, with the number SAG:60192-2015.

Morphological analyses. The colony growth, color and texture were evaluated on the PDA culture medium, oatmeal agar (OA) (Smith *et al.* 2002) and synthetic nutrient agar (SNA) (Nirenberg 1976), incubated at 20 °C under alternating cycles of 12 h near UV light and darkness for 10 days. The measuring of the size of conidia and appressoria (n=30), as well as their morphological description, was completed only in SNA (Damm *et al.* 2012). Additionally, the size measurements of the conidia were completed *in vivo*, collected directly from leaves on *E. coccineum* maintained in a wet chamber. The microscopic preparations of the structures were done with 60 % lactic acid and afterwards were observed with a 100x objective using immersion oil. For the measuring of the structures, the software Piximetre version 5.6 was used.

Molecular analyses. From aerial mycelium growing on PDA, genomic DNA was extracted using the modified protocol of Cooke and Duncan 1997. The internal transcribed spacer (ITS), the intron 2 of the glyceraldehyde 3-phosphate dehydrogenase (GAPDH), part of the actin (ACT) and beta-tubulin 2 (TUB2) were amplified with the primer pairs ITS-5 / ITS-4 (White *et al.* 1990), GDF1 / GDR1 (Guerber *et al.* 2003), ACT-512F / ACT-783R (Carbone and Kohn 1999) and TUB2Fd / TUB4Rd (Aveskamp *et al.* 2009), respectively, according to the protocol described by Damm *et al.* (2012). The amplicons obtained were sent to MACROGEN Korea for sequencing in both directions with the primers mentioned before. The sequences ITS,

GAPDH, ACT and TUB2 resulting from the sequencing were aligned with another *C. acutatum* species complex belonging to the clade 5 according to Damm *et al.* 2012 (table 1), including *C. orchidophilum* as outgroup, using the algorithm Clustal-W of the software BioEdit 7.2.0. The phylogenetic reconstruction of the concatenated genes was done using criteria of maximum parsimony (MP) with a heuristic search and TBR (tree-bisection-reconnection) with the software PAUP 4.0b10 (Swofford 2003). The support of the internal topology of the phylogenetic tree was completed through the bootstrap analysis with 1,000 iterations.

RESULTS

The *Colletotrichum* isolate SAG:60192 showed different cultural characteristics according to the growth medium. Colonies on PDA were flat with entire margin, moderate grey aerial mycelium and orange mass conidia in the agar surface, with a radial growth of 32 mm in 10 days. Colonies on OA developed more aerial mycelium than that developed by colonies on PDA, but of lighter gray color with orange conidial masses mainly in the center of the dish, exhibiting a radial growth of 30 mm after 10 days. Colonies produced on OA were hyaline, with very low aerial mycelium and radial growth reaching only 26 mm in 10 days. The sizes of the conidia measured on *E. coccineum* leaves were 14,7 [15,8 - 16,2] 17,3 x 4,2 [4,6 - 4,8] 5,3 µm with a relationship L:W= 2,9 [3,3 - 3,5] 3,9 and in the SNA medium 14,9 [15,9 - 16,3] 17,3 x 4,2 [4,5 - 4,6] 4,8 µm with a relationship L:A = 3,1 [3,5 - 3,6] 4 (95 % of confidence). The conidia that formed both on the leaves and in the culture medium were hyaline, smooth-walled, aseptate, straight to cylindrical with one rounded and one acute end. Appressoria, measured on the back side of a plate with SNA medium, registered a size of 6,6 [8,8 - 9,8] 12 x 4,6 [5,6 - 6,1] 7,1 µm with a relationship L:W = 1,1 [1,5 - 1,7] 2,1 (95 % of confidence), with smooth edges and wavy, brown color, mostly oval, rarely irregular or elongated (figure 2). The morphological and cultural characteristics here studied were common to several members of *C. acutatum* species complex, making it not possible to establish a clear differentiation on the basis of these observations.

In the multi-locus phylogenetic analysis (gene boundary in the alignment: ITS: 1-540, GAPDH: 541-800, ACT: 801-1.048, TUB2: 1.049-1539), 1539 characters were processed, including the gaps, of which 94 were parsimony-informative. After a heuristic search using PAUP, six trees were retained. One of them is shown in figure 1 (Length of tree = 130 steps, consistency index (CI) = 0.82, homoplasy index (HI) = 0.18, retention index (RI) = 0.96, rescaled consistency index (RC) = 0.79). In this phylogenetic tree the isolate SAG:60192 can be observed forming a clade with *C. pyricola*, with 99 % bootstrap support for the node (figure 1). The pairwise distance between

Table 1. Species and strain information used in the phylogenetic analyses with NCBI GenBank accessions.
 Información de especies y aislados usados en el análisis filogenético con número de accesión de GenBank.

Species of <i>Colletotrichum</i>	Culture collection *	Host / Substrate	Country	Accession GenBank No			
				ITS	GAPDH	ACT	TUB2
<i>C. acerbum</i>	CBS 128530	<i>Malus domestica</i> Borkh.	New Zealand	JQ948459	JQ948790	JQ949780	JQ950110
<i>C. australe</i>	CBS 116478	<i>Trachycarpus fortunei</i> (Hook.) H. Wendl.	South Africa	JQ948455	JQ948786	JQ949776	JQ950106
	CBS 131325	<i>Hakea</i> sp.	Australia	JQ948456	JQ948787	JQ949777	JQ950107
<i>C. godetiae</i>	CBS 796.72	<i>Aeschynomene virginica</i> (L.) Britton, Sterns et Poggenb.	USA	JQ948407	JQ948738	JQ949728	JQ950058
	CBS 131332	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	Austria	JQ948429	JQ948760	JQ949750	JQ950080
	CBS 126512	Unknown	Netherlands	JQ948412	JQ948743	JQ949733	JQ950063
	IMI 351248	<i>Ceanothus</i> sp.	UK	JQ948433	JQ948764	JQ949754	JQ950084
	CBS 160.50	<i>Citrus aurantium</i> L.	Unknown	JQ948406	JQ948737	JQ949727	JQ950057
	CBS 133.44	<i>Clarkia</i> (hybrid)	Denmark	JQ948402	JQ948733	JQ949723	JQ950053
	IMI 351253	<i>Fragaria</i> × <i>ananassa</i>	UK	JQ948421	JQ948752	JQ949742	JQ950072
	CBS 171.59	<i>Juglans regia</i> L.	Unknown	JQ948405	JQ948736	JQ949726	JQ950056
	CBS 131331	<i>Juglans regia</i>	Austria	JQ948404	JQ948735	JQ949725	JQ950055
	IMI 362149b	<i>Laurus nobilis</i> L.	UK	JQ948427	JQ948758	JQ949748	JQ950078
	CBS 129942	<i>Mahonia aquifolium</i> (Pursh) Nutt.	Germany	JQ948428	JQ948759	JQ949749	JQ950079
	CBS 198.53	<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	Netherlands	JQ948432	JQ948763	JQ949753	JQ950083
	CBS 285.50	<i>Malus sylvestris</i>	Unknown	JQ948403	JQ948734	JQ949724	JQ950054
	CBS 155.25	Nut shell	Unknown	JQ948410	JQ948741	JQ949731	JQ950061
	CBS 193.32	<i>Olea europaea</i> L.	Greece	JQ948415	JQ948746	JQ949736	JQ950066
	CBS 130251	<i>Olea europaea</i>	Italy	JQ948413	JQ948744	JQ949734	JQ950064
	CBS 130252	<i>Olea europaea</i>	Italy	JQ948414	JQ948745	JQ949735	JQ950065
	CBS 126520	<i>Parthenocissus</i> sp.	Netherlands	JQ948426	JQ948757	JQ949747	JQ950077
	CBS 129911	<i>Podocarpus</i> sp.	South Africa	JQ948434	JQ948765	JQ949755	JQ950085
	CBS 129912	<i>Podocarpus</i> sp.	South Africa	JQ948435	JQ948766	JQ949756	JQ950086
	CBS 129913	<i>Podocarpus</i> sp.	South Africa	JQ948436	JQ948767	JQ949757	JQ950087
	CBS 126527	<i>Prunus avium</i> L.	UK	JQ948408	JQ948739	JQ949729	JQ950059
	CBS 126522	<i>Prunus cerasus</i> L.	Netherlands	JQ948411	JQ948742	JQ949732	JQ950062
	CBS 129934	<i>Prunus dulcis</i> (Mill.) D.A. Webb.	Israel	JQ948431	JQ948762	JQ949752	JQ950082

Continue

Table 1 Continued

	IMI 376331	<i>Prunus</i> sp.	Norway	JQ948409	JQ948740	JQ949730	JQ950060
	IMI 381927	<i>Rubus idaeus</i> L.	Turkey	JQ948438	JQ948769	JQ949759	JQ950089
	CBS 862.70	<i>Sambucus nigra</i> L.	Netherlands	JQ948437	JQ948768	JQ949758	JQ950088
	CBS 129951	<i>Fritis</i> sp.	UK	JQ948430	JQ948761	JQ949751	JQ950081
	CBS 129917	<i>Schinus molle</i> L.	Mexico	JQ948441	JQ948772	JQ949762	JQ950092
	CBS 129809	<i>Solanum betaceum</i> Cav.	Colombia	JQ948439	JQ948770	JQ949760	JQ950090
<i>C. johnstonii</i>	IMI 357027	<i>Citrus</i> sp.	New Zealand	JQ948443	JQ948774	JQ949764	JQ950094
	CBS 128532	<i>Solanum lycopersicum</i> L.	New Zealand	JQ948444	JQ948775	JQ949765	JQ950095
<i>C. kinghornii</i>	CBS 198.35	<i>Phormium</i> sp.	UK	JQ948454	JQ948785	JQ949775	JQ950105
	CBS 631.80	<i>Ascoecenda</i> sp.	USA	JQ948152	JQ948482	JQ949473	JQ949803
<i>C. orchidophilum</i>	CBS 102054	<i>Phormium</i> sp.	New Zealand	JQ948448	JQ948779	JQ949769	JQ950099
<i>C. phormii</i>	CBS 118201	<i>Phormium</i> sp.	New Zealand	JQ948449	JQ948780	JQ949770	JQ950100
	CBS 199.35	<i>Phormium</i> sp.	UK	JQ948447	JQ948778	JQ949768	JQ950098
	CBS 118191	<i>Phormium</i> sp.	South Africa	JQ948453	JQ948784	JQ949774	JQ950104
	CBS 118197	<i>Phormium</i> sp.	New Zealand	JQ948450	JQ948781	JQ949771	JQ950101
	CBS 124953	<i>Phormium</i> sp.	Netherlands	JQ948452	JQ948783	JQ949773	JQ950103
	CBS 483.82	<i>Phormium tenax</i> J.R. Forst. et G. Forst.	New Zealand	JQ948451	JQ948782	JQ949772	JQ950102
<i>C. pyricola</i>	CBS 118194	<i>Phormium</i> sp.	Germany	JQ948446	JQ948777	JQ949767	JQ950097
	CBS 128531	<i>Pyrus communis</i> L.	New Zealand	JQ948445	JQ948776	JQ949766	JQ950096
<i>C. rhombiforme</i>	CBS 129953	<i>Olea europaea</i>	Portugal	JQ948457	JQ948788	JQ949778	JQ950108
	CBS 131322	<i>Vaccinium macrocarpon</i> Aiton.	USA	JQ948458	JQ948789	JQ949779	JQ950109

*CBS: Culture collection of the Centraalbureau voor Schimmelmcultures, Fungal Biodiversity Centre, Utrecht, The Netherlands; IMI: Culture collection of CABI Europe UK Centre, Egham, UK.

our isolate SAG:60192 and the CBS reference of *C. pyricola* showed 99.7 % of similarity in the sequenced regions (four nucleotides of difference in the data set). In contrast, pairwise comparisons among the eight other *Colletotrichum* species included in the analysis identified similarities of 90-99 %. The DNA sequences for the ITS, GAPDH, ACT, TUB2 obtained in this study were deposited in GenBank with the accession numbers KU963516, KU963517, KU963518 and KU963519, respectively.

DISCUSSION

In this study, a combination of morphological characteristics and a multi-locus phylogenetic analysis enabled the identification of *Colletotrichum pyricola* on leaves of *Embothrium coccineum*, being this determination the first report of this fungus in Chile. Even though the morphological and cultural characteristics observed in the *Colletotrichum* isolate SAG:60192 correspond to the *C. pyricola*

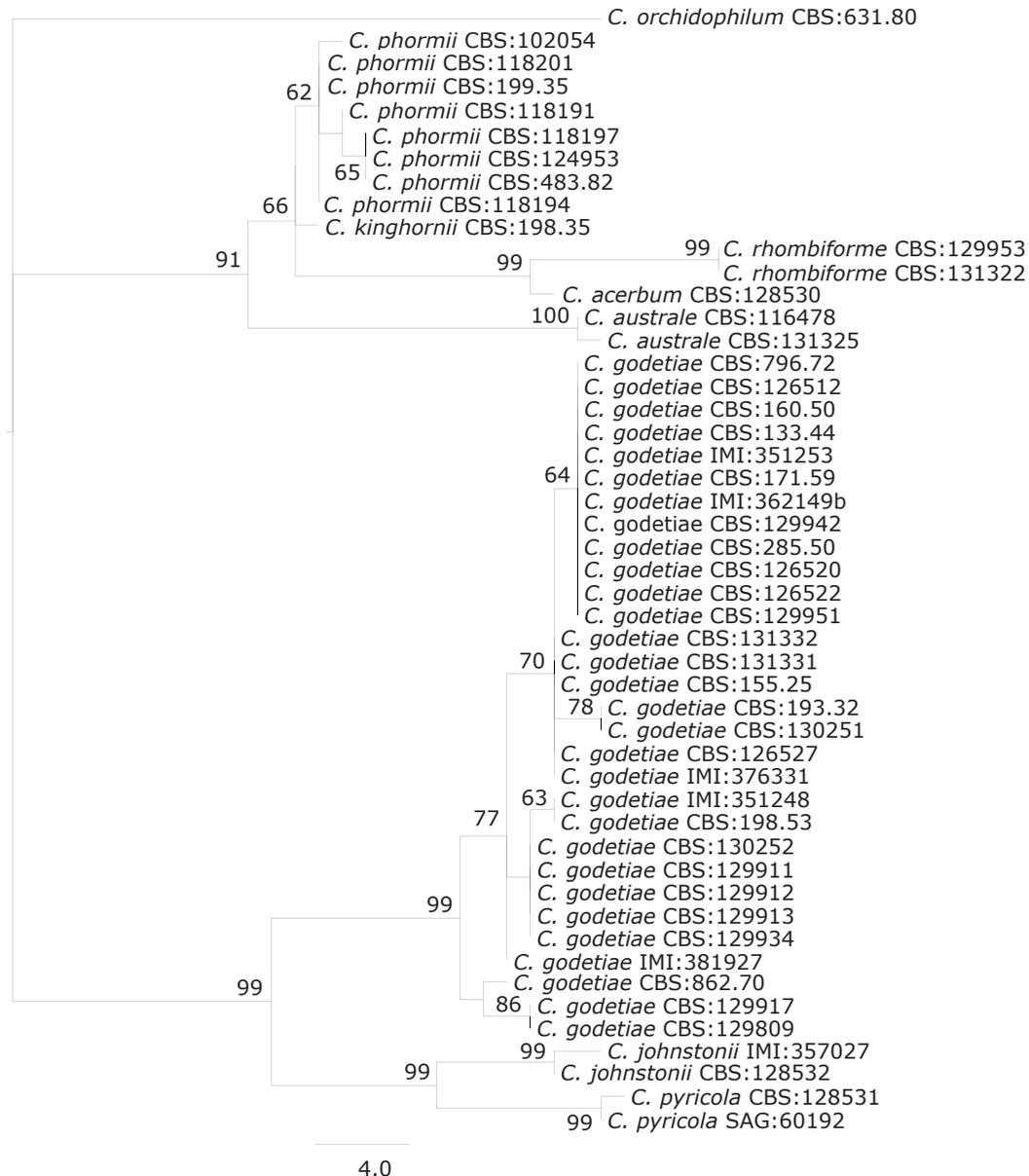


Figure 1. One of the most parsimonious trees obtained from heuristic search of the combined ITS-GAPDH-ACT-TUB2 sequences alignment. The bootstrap values higher than 60 after 1,000 replicates are shown above the nodes. The tree was rooted in *Colletotrichum orchidophilum*.

Uno de los árboles filogenéticos más parsimoniosos obtenidos de una búsqueda heurística del alineamiento ITS-GAPDH-ACT-TUB2. Sobre los nodos se muestran valores de bootstrap mayores a 60, luego de 1.000 replicaciones. El árbol fue enraizado en *Colletotrichum orchidophilum*.

description, their identification can be difficult because of overlapping ranges of conidial size and variation in colony characteristics with other members of the *C. acutatum* species complex. In fact, *C. pyricola* may not be clearly distinguishable from *C. johnstonii* using any morphological or cultural characteristics (Damm *et al.* 2012). To overcome taxonomic problems associated with these traditional identification methods, DNA sequence analyses are now

typically used as the primary basis in diagnosis and description of new species of *Colletotrichum* (Bailey 1997, Cannon *et al.* 2012, Liu *et al.* 2016). Based on the multilocus analysis using ITS, GAPDH, ACT and TUB2 sequences, we have identified clearly *C. pyricola*, one of the 29 species known in the complex *acutatum*. Furthermore, this mycological determination has the additional value of discarding the presence of *C. acutatum* sensu stricto, a

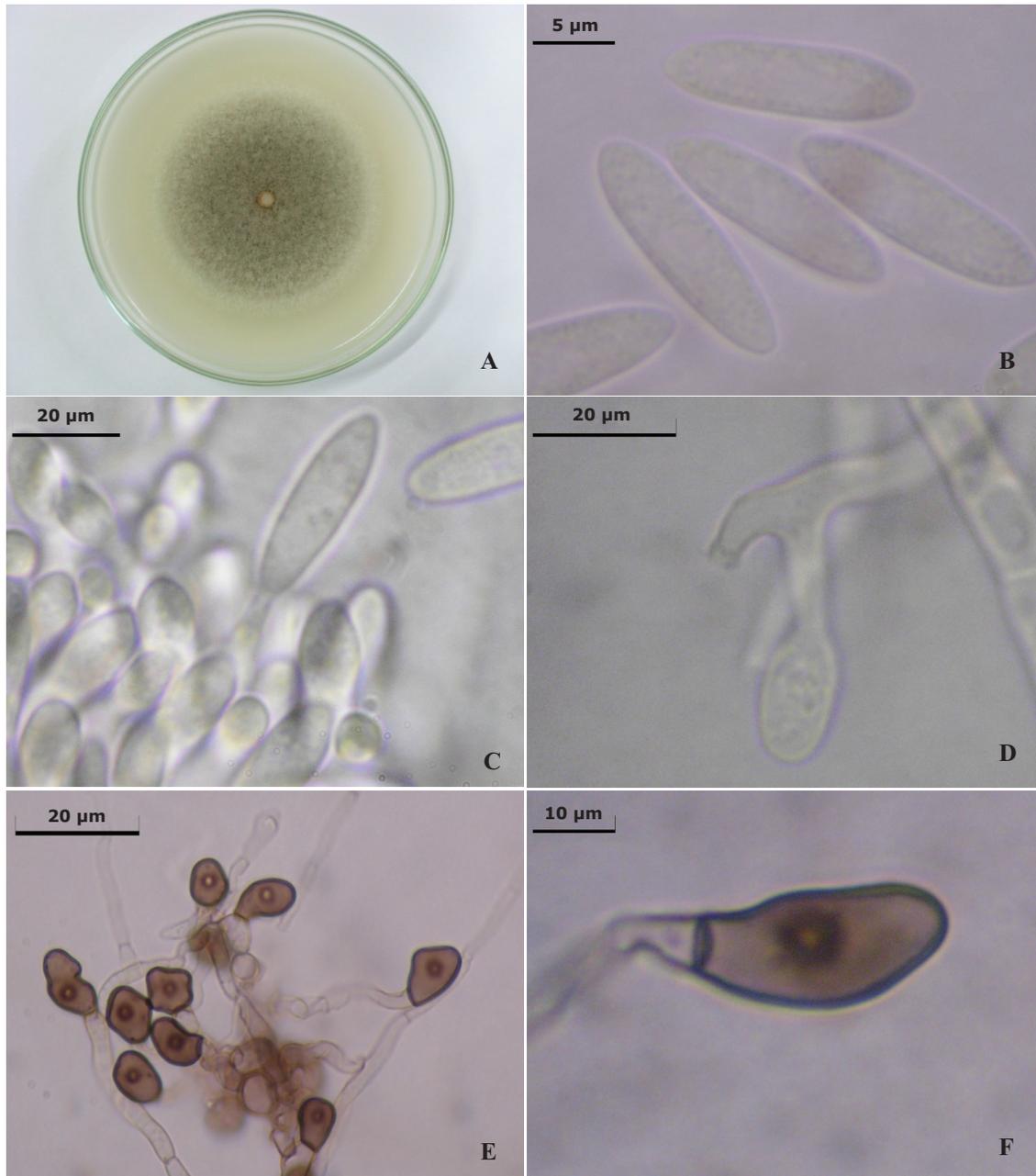


Figure 2. Morphology of *Colletotrichum pyricola* observed for the isolate SAG:60192: A. Colony on OA at 10 days. B. Conidia. C-D. Conidiophores. E-F. Appressoria.

Morfología de *Colletotrichum pyricola* para el aislado SAG:60192: A. Colonia en OA a los 10 días. B. Conidia. C-D. Conidioforos. D. Apre-sorios.

quarantine pest for Chile, which is an important pathogen on strawberry (SAG 2015, CABI 2016).

Colletotrichum pyricola was recently described from fruits rot of *Pyrus communis* L., appearing to be endemic to New Zealand and no other information exists about hosts, distribution and pathological significance (Damm *et al.* 2012). Many species belonging to the genus *Colletotrichum* are causal agents of plant diseases, generally referred to as anthracnose, on a wide range of economically important agricultural crops. For this reason, a future line of research should consider if *C. pyricola* is associated with the genus *Pyrus* or other hosts in Chile, and determine its pathological relevance.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors would like to thank Rodolfo Yévenes of the SAG Chillán for sample collection, the technical team of the Unidad de Fitopatología del Laboratorio Regional Chillán for the anonymous work that they performed in this identification, Gloria Cuevas, Head of the Unidad de Fitopatología and María Teresa Illesca, Head of the Laboratorio Regional Chillán, both for granting the necessary facilities to complete this work, and finally, Marcos Béeche of the División de Protección Agrícola y Forestal of SAG Central, for supporting this technical-scientific dissemination.

REFERENCES

- Aveskamp MM, GJ Verkley, J. de Gruyter, MA Murace, A Perallo, JHC Woudenberg, JZ Groenewald, PW Crous. 2009. DNA phylogeny reveals polyphyly of *Phoma* section *Peyronellaea* and multiple taxonomic novelties. *Mycologia* 101:363-382.
- Baylei J. 1997. rDNA sequencing. An essential guide to the taxonomy and diagnosis of *Colletotrichum*. In Dehne H-W, G Adam, M Diekmann, J Frahm, A Mauler-Machnik, P van Halteren eds. *Diagnosis and Identification of Plant Pathogens*. Proceedings of the 4th International Symposium of the European Foundation for Plant Pathology, Bonn, Germany, September 9-12, 1996. p. 47-51.
- CABI (Centre for Agricultural Bioscience International, UK). 2016. Invasive Species Compendium. *Colletotrichum acutatum* data sheet. Centre for Agricultural Bioscience International. Accessed Sep. 13, 2016. Available in <http://www.cabi.org/isc/datasheet/14889>.
- Cannon PF, U Damm, PR Johnston, BS Weir. 2012. *Colletotrichum* - current status and future directions. *Studies in Mycology* 73:181-213
- Carbone I, LM Kohn. 1999. A method for designing primer sets for speciation studies in filamentous ascomycetes. *Mycologia* 91:553-556.
- Cooke DEL, JM Duncan. 1997. Phylogenetic analysis of *Phytophthora* species based on the ITS1 and ITS2 sequences of ribosomal DNA. *Mycological Research* 101:667-677.
- Damm U, PF Cannon, JHC Woudenberg, PW Crous. 2012. The *Colletotrichum acutatum* species complex. *Studies in Mycology* 73:37-113.
- EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization, FR). 2003. EPPO Standards: Diagnostic protocols for regulated pests. PM 7/20-41. Paris, France.
- Guerber JC, B Liu, JC Correll, PR Johnston. 2003. Characterization of diversity in *Colletotrichum acutatum* sensu lato by sequence analysis of two gene introns, mtDNA and intron RFLPs, and mating compatibility. *Mycologia* 95:872-895.
- Liu F, M Wang, U Damm, PW Crous, L Cai. 2016. Species boundaries in plant pathogenic fungi: a *Colletotrichum* case study. *BMC Evolutionary Biology* 16:81.
- Nirenberg HI. 1976. Untersuchungen über die morphologische und biologische Differenzierung in der *Fusarium*-Sektion *Liseola*. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem* 169:1-117.
- Rovere AE, VR Chalcoff. 2010. *Embothrium coccineum*: J. R. Forst. et G. Forst. *Kurtziana* 35: 23-33.
- SAG (Servicio Agrícola y Ganadero, CL). 2015. Resolución Exenta N° 3759/2015. Modifica la Resolución Exenta N° 3.080, de 2003, que establece criterios de regionalización en relación a las plagas cuarentenarias para el territorio de Chile. Accessed Oct. 21, 2016. Available in <https://www.leychile.cl/Navegar?idNorma=1078133&idParte=9603889&idVersion=2015-06-05>.
- Smith H, MJ Wingfield, TA Coutinho. 2002. The role of latent *Sphaeropsis sapinea* infections in post-hail associated dieback of *Pinus patula*. *Forest Ecology and Management* 164: 177-184.
- Sreenivasaprasad S, K Sharada, AE Brown, PR Mills. 1996. PCR-based detection of *Colletotrichum acutatum* on strawberry. *Plant Pathology* 45: 650-655.
- Swofford DL. 2003. PAUP* 4.0: Phylogenetic Analysis Using Parsimony (* and other methods). Version 4. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates.
- Teillier S. 2008. Plantas de Chile en parques y jardines del mundo. *Chloris Chilensis* 11(2).
- White TJ, T Bruns, S Lee, J Taylor. 1990. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA genes for phylogenetics. In Innis MA, Gelfand DH, Sninsky JJ, White TJ eds. *PCR Protocols: a guide to methods and applications*. New York, USA. Academic Press. p. 315-322.

Recibido: 30.03.16
Aceptado: 20.10.16

How is the land use-cover changing in drinking water catchments in the coastal range of south-central Chile (35° – 38.5° S)?

¿Cómo está cambiando la cobertura del uso del suelo en las cuencas proveedoras de agua potable de la zona costera del centro-sur de Chile (35° - 38,5° S)?

Jorge León-Muñoz ^{a*}, Cristian Echeverría ^b, Rodrigo Fuentes ^b, Felipe Aburto ^b

*Corresponding author: ^a Traful consultores SpA, Concepción, Chile, jorgeleon@trafulconsultores.cl

^b Universidad de Concepción, Facultad de Ciencias Forestales, Victoria 631, Concepción, Chile

SUMMARY

Different studies on land use-cover change (LUCC) have revealed substantial loss of native forests in south-central Chile in the last decades. However, little information exists about LUCC in drinking water catchments (DWC) affected by water scarcity. We analyzed the LUCC in 25 catchments that supply water to urban and rural communities in the coastal range of south-central Chile, between 1986 and 2011. Results showed that 21 DWC exhibited an increase in intensity of land uses, from native forest and shrublands to forest plantations of exotic species. A higher rate of deforestation was observed in unprotected catchments ($2.7\% \pm 1.5 \text{ year}^{-1}$) than in catchments protected by the State ($0.5\% \pm 0.4 \text{ year}^{-1}$). Our spatio-temporal assessment of LUCC at the catchment scale reveals the high degree of pressure in land condition in critical DWC. It is urgent to develop a landscape planning strategy to conserve drinking water source areas in changing landscapes.

Key words: water supply, land use-cover, native forest, forest plantations.

RESUMEN

Durante las últimas décadas numerosos estudios sobre cambio de cobertura y uso de suelo (CCUS) han reportado una significativa pérdida de bosque nativo en la zona centro sur de Chile. A pesar de esto, existe poca información sobre el CCUS en cuencas abastecedoras de agua para consumo humano emplazadas en zonas de escasez hídrica. Fue analizado el CCUS acontecido entre los años 1986 y 2011 en 25 cuencas proveedoras de agua a comunidades rurales y urbanas de la zona costera del centro sur de Chile. Los resultados evidenciaron un fuerte CCUS en 21 de las cuencas analizadas, con una marcada trayectoria de cambio desde bosque nativo y matorrales a plantaciones forestales de especies exóticas. En este contexto, se registró una alta tasa anual de deforestación en aquellas cuencas que no se encuentran oficialmente protegidas ($2,7\% \pm 1,5 \text{ año}^{-1}$), caso contrario al observado en cuencas emplazadas dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) ($0,5\% \pm 0,4 \text{ año}^{-1}$). Así, la evaluación espacio-temporal del CCUS reveló la existencia de un alto grado de presión sobre áreas críticas para el abastecimiento de agua para consumo humano, siendo urgente impulsar estrategias de planificación para la conservación de cuencas críticas inmersas en un paisaje cambiante.

Palabras clave: provisión de agua, cobertura y uso de suelo, bosque nativo, plantaciones forestales.

INTRODUCTION

The United Nations established access to drinking water as a fundamental human right in 2010 (UN 2010). However, changes in socioeconomic, political, and cultural driving forces and climatic conditions are causing a substantial imbalance between water availability and demand (Alcamo *et al.* 2007). In Chile, the National Strategy for Water Resources (2012-2025) considers water a unique, scarce and strategic resource essential for human life and the preservation of the environment (MOP 2013). Despite this, current efforts in water resource management in Chile have been concentrated on the design and operation of

infrastructure such as dams and reservoirs (MOP 2013) though not on understanding the attributes of catchments that support water supply.

It is widely recognized that land use-cover (LUC) is an important attribute of a catchment (Brown *et al.* 2005, Huber *et al.* 2010). A clear understanding of the influence of the LUC is key in identifying the probable impacts that it may have on water supply (NSW 2010). Research conducted on catchments in south-central Chile has identified a strong relationship between runoff and forest cover types (Lara *et al.* 2009). Catchments dominated by well-conserved native forests tend to maximize and ensure high standards of water supply (Nuñez *et al.* 2006). Accordin-

gly, some countries have promoted public policies on LUC compatibility in public drinking water source areas (NSW 2010). Changes in LUC have the potential to increase the pressure on water balance (Iroumé and Palacios 2013), especially in areas where water scarcity has not been solved.

The coastal range of south-central Chile has been associated with recurrent summer-autumn water shortages (MOP 2016). Additionally, intense land use-cover change (LUCC) associated with loss in native forest cover over the last decades has been reported in this part of Chile (Echeverría *et al.* 2006). Despite the need to ensure water supply in this part of the country, there is no clear understanding of the current trend in LUCC in drinking water catchments (DWC) in a landscape seriously affected by human pressures.

In this note, we analyzed the LUCC (rates, trajectories and spatial patterns) in catchments that supply water to urban and rural communities in the coastal range of south-central Chile (35° – 38.5° S). This assessment of LUCC at the catchment scale will inform about the pressures cu-

rently affecting critical DWC embedded in an intensely transformed landscape. We hypothesize that DWC exhibit a lower proportion of natural forest than other uses as a result of a historical shift from native forest and shrublands towards more intensive human-related land uses, being this shift higher in magnitude in unprotected catchments.

METHODS

Study area. We assessed 25 catchments (1.5 - 96.7 km²) that provide drinking water to urban (22) and rural communities (3) in the coastal range of south-central Chile (35° – 38.5° S). The water withdrawal points, granted for surface water rights by the Chilean General Direction of Waters (DGA), were used for the delimitations of the study catchments. Four of these catchments are located within the Nonguén National Reserve, a protected unit owned by the State's National System of Protected Areas (SNASPE) while the rest of the catchments are not officially protected (figure 1). The annual precipitation in the area ranges bet-

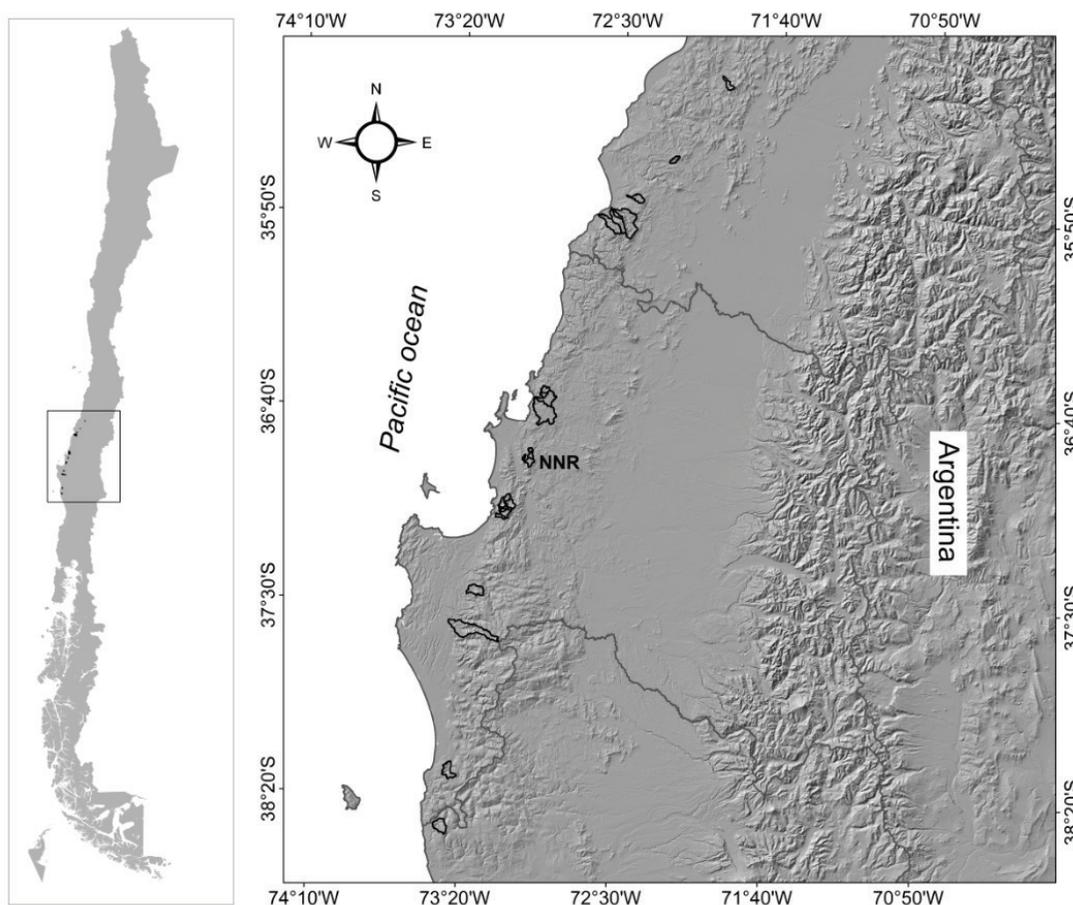


Figure 1. Drinking water catchments analyzed in the coastal range of south-central Chile (35° – 38.5° S). NNGR shows the catchments located within the National System of Protected Forest Areas (Nonguén National Reserve).

Cuencas proveedoras de agua para consumo humano estudiadas en la zona costera del centro sur de Chile. La sigla NNGR identifica las cuencas emplazadas dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (Reserva Nacional Nonguén).

ween 890 and 1120 mm year⁻¹, and the mean temperature varies from 10.7 to 13.5 °C. The fragmentation and conversion of native forests have led to the creation of mosaics where native forests coexist with shrublands, agricultural and pasturelands and forest plantations of exotic species, as well as invasive species (Echeverría *et al.* 2006).

Land use-cover change. Delimitations of the study catchments were conducted using ArcGIS 10.2 software (ArcHydroTools) and a digital elevation model (DEM) generated at a 30-m spatial resolution (Shuttle Radar Topography Mission SRTM, ASTER GDEM). Catchment delimitation was validated using spatial data generated by the General Water Directorate of Chile and field-based verification points.

In the study catchments, we analyzed the spatial arrangement of LUC types, based on Landsat satellite scenes (Path 233, Row 088) acquired for the years 1986 and 2011. Scene selection considered the total cover of the study area, cloudiness levels, and the summer season. The selected images were corrected geometrically, radiometrically and topographically. The ENVI program 4.5 was hence used with maximum likelihood and training points to classify the images based on field training points (880 points for 1986 and 615 points for 2011) and validation points for the accuracy assessment using aerial photography and Google earth imagery for areas of difficult access (409 points for 1986 and 536 points for 2011). The types of LUC were defined based on the National Vegetation Resources Mapping categories (CONAF *et al.* 1999). The following LUC were used: native forest, forest plantation of exotic species (forest plantations, invasive species), shrublands, agricultural and pasturelands, bare soil and water. The native forest cover considered old growth and secondary forests.

Changes in LUC between 1986 and 2011 were analyzed using IDRISI Land Change Modeler (Clark 2006). We identified major trajectories of LUCC and their contributions to these changes. In addition, the rate of deforestation of native forests was estimated (Echeverría *et al.* 2007a) and spatial patterns of all LUC types were analyzed using FRAGSTAT 3.3 software (McGarigal *et al.* 2002). Since the variables were not normally distributed, a nonparametric Wilcoxon signed rank test was used to determine if the LUCC between time intervals were significantly different ($P < 0.05$). The analysis was performed using the statistical software SPSS version 19.0.

RESULTS

We obtained a global accuracy of 86.4 % for the 1986 scene and 88.7 % for the 2011 scene (table 1). The highest precision was obtained by forest plantations (1986: 91.2 % and 2011: 96.6 %), followed by agriculture and pastureland (1986: 87.5 % and 2011: 92.4 %). The lowest accuracy was obtained by shrublands in 1986 (76.7 %) because

this LUC showed a spectrum very similar to that shown by young forest plantations (table 1).

The spatial and temporal patterns of LUCC showed that most of the study catchments exhibited a substantial increase in the area covered by forest plantations in 2011 (figures 2 and 3). These areas covered by forest plantation were previously occupied by native forest and shrublands in 1986 (figures 2 and 3). These patterns of LUCC were also observed in the buffer area of the study catchments (figure 4). In 24 of the 25 study catchments, we found loss of native forest at a mean annual rate of $2.4 \% \pm 1.6$, with values higher than 2.5 % in more than half of the catchments (figure 3). The total native forest area significantly declined from 27.4 % to 19.2 % for all the catchments ($Z: -4.211 P < 0.001$). Similarly, shrublands significantly decreased from 14.5 % in 1986 to 8.15 % in 2011 ($Z: -3.673 P < 0.001$). Conversely, the areas covered by forest plantations significantly increased ($Z: -4.372 P < 0.001$) from 53.8 % in 1986 to 70 % in 2011 in the 25 catchments. Most of the catchments presented an increase in forest plantation higher than 30 % (figure 3). Agricultural land did not present significant changes ($P < 0.775$).

The unprotected catchments exhibited a substantial replacement of native forest by forest plantation (figure 3). In 1986, 13 catchments were mainly covered (> 50 % of the area) by forest plantation; in 2011, as many as 20 catchments were dominated by this land use. Conversely, in 1986, native forest was the prevailing land cover in seven catchments; in 2011, only four catchments presented native forest as the main land cover. These four catchments were located in the SNASPE (figure 3).

The landscape metrics showed a tendency toward the formation of a mosaic dominated by human-related land uses in unprotected catchments (figures 3 and 5). In these catchments, the largest patch index of native forest declined sharply from 1986 until 2011, representing by the end of this period less than 1 %. The juxtaposition index for these unprotected catchments increased between 1986 and 2011. Conversely, the protected catchments showed a low adjacency between patches of native forest and anthropic land uses in both study years (figure 5).

DISCUSSION

Worldwide, there is growing concern regarding water security (Alcamo *et al.* 2007). In Europe, approximately 50 % of catchments will present water scarcity by 2030 (EC 2012). This scenario has been primarily related to variations in magnitude and distribution of rainfall (droughts and extreme events), and LUCC among other variables (Sun *et al.* 2008). Our results reveal that in the coastal range of south-central Chile (35° – 38.5° S) DWC are also exhibiting an increase of human-related land uses with significant loss of native forest and shrublands. Additionally, the catchments show an increase in the area of forest plantations from 1986 to 2011, becoming the dominant

Table 1. Confusion matrices of 1986 and 2011 Landsat scenes. NF: native forests; FP: forest plantation of exotic species; SHR: shrublands; APL: Agricultural and pasturelands; UA: urban areas.

Matrices de confusión para las escenas Landsat de los años 1986 y 2011. NF: bosque nativo; FP: plantaciones forestales exóticas; SHR: matorrales; APL: agricultura y praderas; UA: áreas urbanas.

Image	Classified data	Reference data (number of points)					Total	Error commission (%)	User accuracy (%)
		NF	FP	SHR	APL	UA			
1986	NF	74	9	5	0	0	88	15.9	84.1
	FP	7	93	2	0	0	102	8.8	91.2
	SHR	2	10	59	0	0	71	16.9	83.1
	APL	0	0	11	119	6	136	12.5	87.5
	UA	0	0	0	12	63	75	16.0	84.0
	Total	83	112	77	131	69	409		
	Error omission (%)	10.8	17.0	23.4	9.2	8.7			
	Producer's accuracy (%)	89.2	83.0	76.6	90.8	91.3			
Overall classification accuracy: 86,4 %									
2011	NF	95	20	5	0	0	120	20.8	79.2
	FP	5	170	1	0	0	176	3.4	96.6
	SHR	5	16	69	0	0	90	23.3	76.7
	APL	0	0	8	127	3	138	8.0	92.0
	UA	0	0	0	5	75	80	6.3	93.8
	Total	105	206	83	132	78	536		
	Error omission (%)	9.5	17.5	16.9	3.8	3.8			
	Producer's accuracy (%)	90.5	82.5	83.1	96.2	96.2			
Overall classification accuracy: 88,7 %									

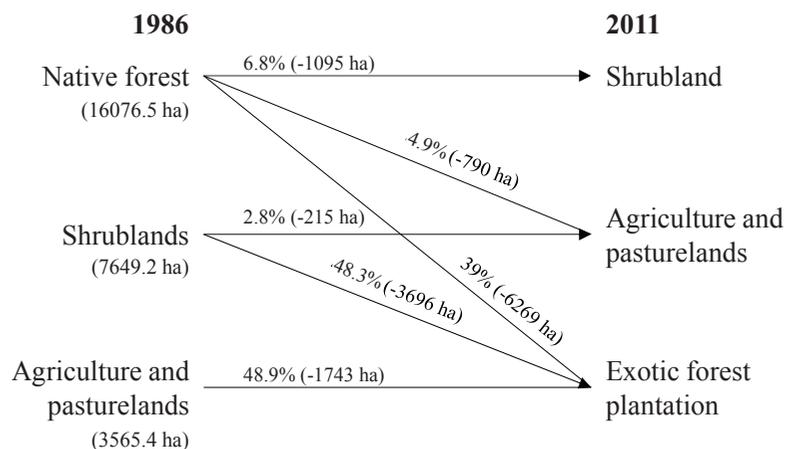


Figure 2. Major change trajectories and their contributions to the net change of the respective land use-cover type in 1986.

Principales trayectorias de cambio y sus contribuciones a la variación neta del respectivo tipo de cobertura y uso de suelo del año 1986.

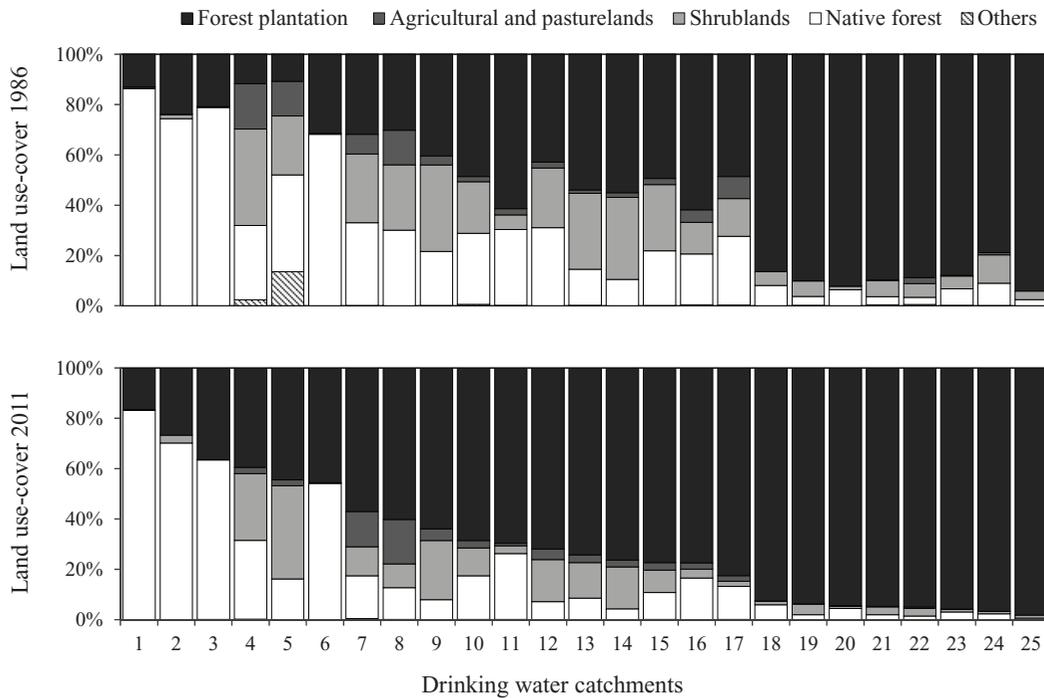


Figure 3. Land cover change (1986 and 2011) for 25 drinking water catchments in the coastal range of south-central Chile. The class “Others” corresponds to bare soil and water bodies. The catchments numbers 1, 2, 3 and 6 are located within the National System of Protected Forest Areas. Catchments are arranged according to the increase of anthropic land uses (forest plantation of exotic species plus agricultural and pastureland).

Cambio de cobertura de suelo (años 1986 y 2011) en 25 cuencas proveedoras de agua para consumo humano ubicadas en la zona costera del centro sur de Chile. La clase Otros contiene las superficies de suelo descubierto y cuerpos de agua. Las cuencas número 1, 2, 3 y 6 se emplazan dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Las cuencas se encuentran ordenadas respecto al incremento de usos de suelo antrópicos (plantaciones forestales de especies exóticas más superficies agropecuarias).

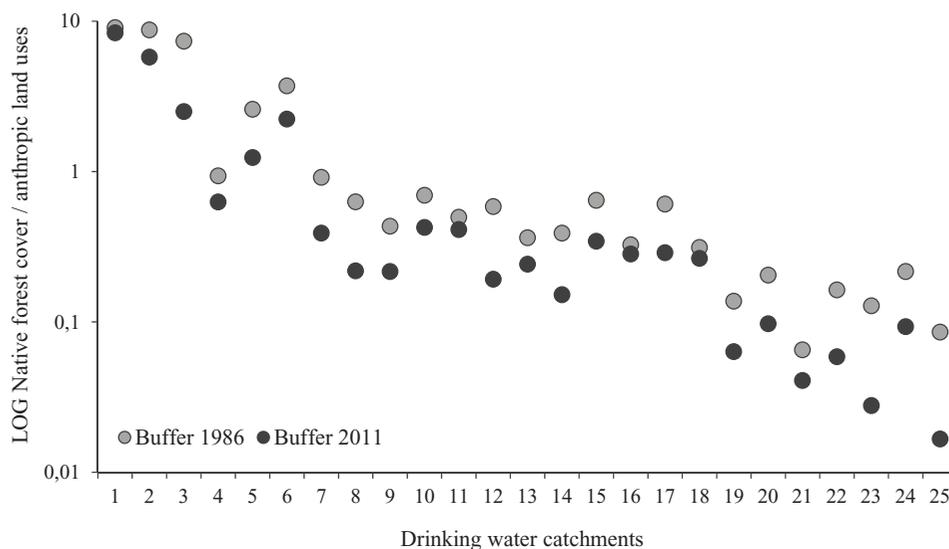


Figure 4. Ratio between native forest cover and anthropic land uses (forest plantation of exotic species plus agricultural land) at the buffer-stream scale (90 m). The catchments numbers 1, 2, 3 and 6 are located within the National System of Protected Forest Areas. Catchments are arranged according to the increase of anthropic land uses (see figure 3).

Relación entre las coberturas de bosque nativo y usos antrópicos (plantaciones forestales exóticas y superficies agropecuarias) a escala de las zonas riparianas (90 m). Las cuencas números 1, 2, 3 y 6 se emplazan dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado. Las cuencas se encuentran ordenadas respecto al incremento de usos de suelo antrópicos (ver figura 3).

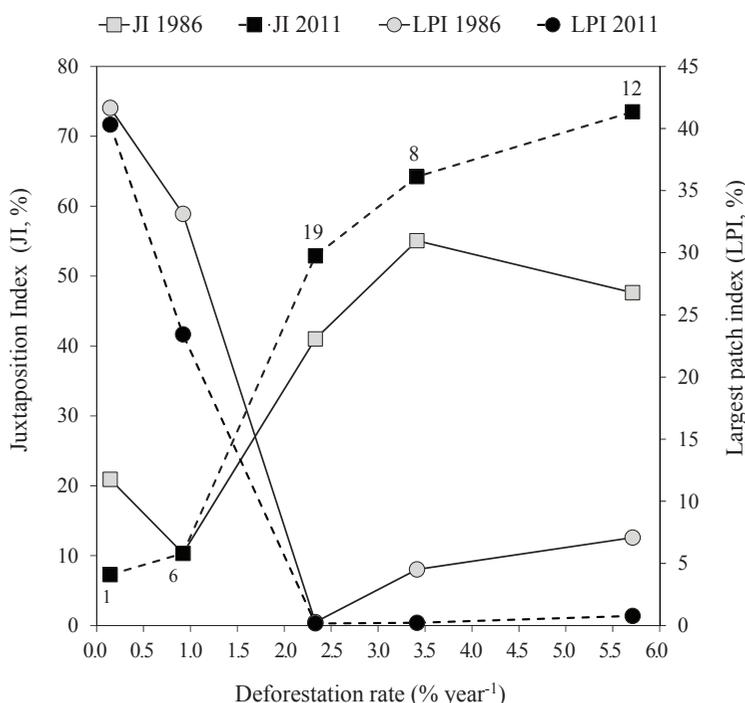


Figure 5. Landscape metrics from 1986 to 2011 for five catchments representative of the deforestation rate of the 25 study catchments. LPI: native forest largest patch index; JI: juxtaposition index. The numbers show the unprotected catchments (8, 12, and 19) and catchments located within the National System of Protected Forest Areas (1, 6) (see figure 3).

Métricas de paisaje calculadas para los años 1986 y 2001 en 5 cuencas representativas de las tasas de deforestación estimadas en las 25 cuencas de estudio. LPI: índice del parche más grande de bosque nativo; JI: índice de yuxtaposición. Los números indican las cuencas emplazadas fuera (8, 12, 19) y dentro (1, 6) del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (figura 3).

land use type in most of the DWC. This pattern was associated with an increase in the degree of adjacency between patches of native forest and different anthropic land uses, mainly forest plantations.

In south-central Chile, evidence shows that after 30 years of replacing native forest by plantations of exotic species, a decline in runoff was observed along with an alteration of downstream water users (Iroumé and Palacios 2013). This may be of particular concern in drinking-water catchments where increase in evapotranspiration rates could lead to a decline in water availability for human consumption. Stand-based studies located in the coastal range in southern Chile show a higher total evapotranspiration (EVPT) in forest plantations of exotic species (45-48 %) than that shown by native forest (30 %) for the same study area and year (Huber and Trecaman 2004, Echeverría *et al.* 2007b). Higher EVPT rates (80 %) have been reported in forest plantations located in the coastal range of south-central Chile (Huber and Trecaman 2004), near the study area of the present study, where water scarcity is a recurrent situation (MOP 2016).

Some countries have established strict regulations to protect and conserve DWC (NHMRC 2011). For instance, Western Australia's Water Resources has developed plans

and guidance that establish LUC compatibility criteria for public drinking water source areas (NSW 2010). In Chile, this kind of strategy has been rarely applied. The Nonguén National Reserve is one of the few exceptions, where water supply for human consumption has been ensured by the State (> 32,000 inhabitants). However, most of the DWC studied here are not protected by the State and are affected by the same intense dynamics of LUCC to those reported for the entire landscape (Echeverría *et al.* 2006). A high rate of deforestation was observed in unprotected catchments ($2.7\% \pm 1.5 \text{ year}^{-1}$), while in the Nonguén National Reserve it was only $0.5\% \pm 0.4 \text{ year}^{-1}$. According to our results, native forest cover in un-protected catchments is decreasing at a high rate, while there is an increment in fast-growing exotic forest plantations as well as invasive species.

Our spatio-temporal assessment of LUCC at the catchment scale reveals that there is a high degree of pressure in land condition in critical DWC. Therefore, it is urgent to develop a landscape planning strategy to ensure adequate drinking water supply for the communities living on or near these catchments. This strategy should ideally consider large-scale restoration programs to recover ecosystem processes that are essential to secure a long term and more resilient water supply for these communities. Furthermore,

we suggest the creation of a monitoring network for these DWC that could provide robust continuous information to support scientifically based decisions for a proper management of water resources.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to FONDECYT project 1140531. We are also grateful for the collaboration of Sergio Espinoza, Cristhian Valdebenito Olate, and Cristina Rodríguez.

REFERENCES

- Alcamo J, M Flörke, M Märker. 2007. Future long-term changes in global water resources driven by socio-economic and climatic changes. *Hydrological Sciences Journal* 52(2): 247-275. DOI: 10.1623/hysj.52.2.247
- Brown A, L Zhang, A T McMahon, A Western, R Vertessy. 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology* 310(1-4): 28-61. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2004.12.010
- Clark L. 2006. IDRISI Andes. Guide to GIS and Image Processing Clark University, 327.
- CONAF, CONAMA, BIRF (Corporación Nacional Forestal, CL; Comisión Nacional del Medioambiente, CL; Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento, US). 1999. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Informe nacional con variables ambientales. Santiago, Chile.
- EC (European Commission, UE). 2012. A blueprint to safeguard Europe's water resources. Communication from the Commission (COM 2012) 673.
- Echeverría C, D Coomes, J Salas, J Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130(4): 481-494. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.01.017
- Echeverría C, A Huber, F Taberlet. 2007a. Estudio comparativo de los componentes del balance hídrico en un bosque nativo y una pradera en el sur de Chile. *Bosque* 28(3): 271-280. DOI: 10.4067/S0717-92002007000300013
- Echeverría C, L Cayuela, R Manson, D Coomes, A Lara, J.M Rey Benayas, J. M, A.C Newton. 2007b. Spatial and temporal patterns of forest loss and fragmentation in Mexico and Chile. In A Newton ed., Biodiversity loss and conservation in fragmented forest landscapes: The forest of Montane Mexico and temperate South America. CABI International.
- Huber A, R Trecaman. 2004. Eficiencia del uso del agua en plantaciones de *Pinus radiata* en Chile. *Bosque* 25(3): 33-43.
- Huber A, A Iroume, C Mohr, C Frene. 2010. Efecto de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. *Bosque* 31(3): 2019-230. DOI: 10.4067/S0717-92002010000300006.
- Iroumé A, H Palacios. 2013. Afforestation and changes in forest composition affect runoff in large river basins with pluvial regime and Mediterranean climate, Chile. *Journal of Hydrology* 505: 113-125. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.09.031
- Lara A, C Little, R Urrutia, J McPhee, C Álvarez-Garretón, C Oyarzún, D Soto, P Donoso, L Nahuelhual, M Pino, I Arismendi. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258(4): 415-424. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.01.004
- McGarigal K, S Cushman, M Neel, E Ene. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps.
- MOP (Ministerio de Obras Públicas, CL). 2016. Atlas del agua, Chile 2016. Consulted 28 jun. 2016. Available in <http://www.dga.cl/atlasdelagua/Paginas/default.aspx>
- MOP (Ministerio de Obras Públicas, CL). 2013. Estrategia Nacional de Recursos Hídricos. Consulted 28 jun. 2016. Available in http://www.mop.cl/Documents/ENRH_2013_OK.pdf
- NHMRC, NRMCC (National Health and Medical Research Council, AU; National Resource Management Ministerial Council, AU). 2011. Australian drinking water guidelines 6. Version 3.1 Updated March 2015.
- NSW (New South Wales Government, AU). 2010. 2010 Audit of the Sydney Drinking Water Catchment. Consulted 28 jun. 2016. Available in <http://www.environment.nsw.gov.au/resources/water/10973AuditSDWCvol1.pdf>
- Núñez D, L Nahuelhual, C Oyarzún. 2006. Forests and water: The value of native temperate forests in supplying water for human consumption. *Ecological Economics* 58(3): 606-616. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2005.08.010
- Sun G, S McNulty, J Moore, E Cohen. 2008. Impacts of multiple stresses on water demand and supply across the Southeastern United States. *Journal of the American Water Resources Association* 44(6): 1441-1457. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2008.00250.x
- UN (United Nations). 2010. The Human Right to Water and Sanitation, G.A. Res. 64/292, UN DOC. A/RES/64/292. Consulted 28 jun. 2016. Available in <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N09/479/35/PDF/N0947935.pdf?OpenElement>

Recibido: 28.06.16
Aceptado: 03.11.16

Árbitros que colaboraron con revista Bosque el año 2016

Árbitro	Institución
Felipe Aburto	Universidad de Concepción, Chile
Pablo Aceñolaza	CONICET, Argentina
Manuel Acevedo	Instituto Forestal, Chile
Miguel Acosta Mireles	INIFAP, México
Mauricio Aguayo	Universidad de Concepción, Chile
Oscar Aguirre Calderón	Universidad Autónoma de Nuevo León, México
Erol Akkuzu	Kastamonu University, Turkey
Iciar Alberdi	INIA, España
Marta Albornoz	Centro Ceres, Chile
Adison Altamirano	Universidad de La Frontera, Temuco, Chile
Alfredo Alvarado	Universidad de Costa Rica
Miguel Álvarez	University of Bonn, Alemania
Javier Amigo	Universidad de Santiago de Compostela, España
Armando Aparicio	Universidad Veracruzana, México
Deborah Apgaua	Universidade Federal de Lavras, Brasil
Luis Apiolaza	University of Canterbury, New Zealand
Ana Arambarri	Universidad Nacional de La Plata, Argentina
Cassyo de Araujo Rufino	Universidade Federal de Pelotas, UFPel, Brasil
Ana Carolina Araújo	Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Brasil
Juan Carlos Aravena	Universidad de Magallanes, Chile
Burak Aricak	Kastamonu University , Turkey
Emanuel Armoni Costa	Universidade do Estado de Santa Catarina, Brasil
María Eugenia Arozena	Universidad de La Laguna, España
Marcelo Arturi	Universidad Nacional de La Plata , Argentina
Víctor Bandala	Instituto de Ecología A.C., México
Anderson Barbosa	Universidade Federal de Viçosa, Brasil
Héctor Barrero	Universidad de Pinar del Rio, Cuba
Antonio Carlos Batista	Universidade Federal do Paraná, Brasil
Edilson Batista de Oliveira	EMBRAPA Florestas, Brasil
José Bava	CIEFAP, Esquel, Chubut, Argentina
Pablo Becerra	Pontificia Universidad Católica de Chile
Daniela Biondi Batista	Universidade Federal do Paraná , Brasil
Stella Bogino	Universidad Nacional de San Luis, Argentina
Ilyas Bolat	Bartın University, Turkey
Marilia Borgo	The Nature Conservancy (TNC), Brasil
Eduardo Botto	INTA Castelar, Buenos Aires, Argentina
Martha Brand	Universidade do Estado de Santa Catarina, Brasil
Carlos Buduba	EEA INTA, Esquel, Argentina
Cristina Burrola	Universidad Autónoma del Estado de México

Lucía Caldato	Universidade Federal de Santa Maria, Brasil
Juan Caldentey	Universidad de Chile
Pablo Camus	Pontificia Universidad Católica de Chile
Omar Carrero	GRANFLOR, Brasil
Miguel Castillo	Universidad de Chile
Víctor Manuel Cetina	Colegio de Postgraduados, México
Mario Chacón	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Costa Rica
Luis Chauchard	Universidad Nacional del Comahue, San Martín de Los Andes, Argentina
José Climent	INIA-Forest Research Centre, España
Verónica Codesido	CINAM-Lourizán, España
Marta Collantes	Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Argentina
Eduardo Corbelle	Universidade de Santiago de Compostela, España
Pablo Cornejo	Universidad de La Frontera, Temuco, Chile
Paulo Corti	Universidad Austral de Chile
Patricio Corvalán	Universidad de Chile
Thiago Augusto da Cunha	Universidad Federal do Acre (UFAC), Brasil
Maura da Cunha	Universidade Estadual do Norte Fluminense, Brasil
Rogério Luiz da Silva	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil
Carlos de Melo	Instituto Federal de Goiás, Brasil
Natalia Dias	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Brasil
Sergio Donoso	Universidad de Chile
David Donoso	Escuela Politécnica Nacional del Ecuador
Carlos Eleto Torres	Universidade Federal de Viçosa, Brasil
Ilker Ercanli	Çankiri Karatekin Üniversitesi Orman Fakültesi, Turkey
Habip Eroglu	Karadeniz Technical Universty, Turkey
Murat Ertekin	Necmettin Erbakan University, Turkey
Marina Fleury	Universidad de Chile
Urbano Fra Paleu	University of Extremadura, España
Filipe Franca	Universidade Federal de Lavras, Brasil
Juan Gallego Fernández	Universidad de Sevilla, España
Leandro Galon	Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS, Brasil
Jorge García	Universidad de Sevilla, España
María de los Ángeles García	INTA EEA Concordia, Argentina
Javier García Pérez	Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Italia
Salvador Gezan	University of Florida, USA
Yuriana Gómez Ortiz	Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México
Héctor Gonda	Universidad Nacional Patagonia San Juan Bosco, Argentina
Daniel González	Universidad de Concepción, Chile
Marta González	Instituto Forestal, Chile
Eric Gorgens	Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Brasil
Serdar Gozutok	Abant İzzet Baysal University, Turkey
Corina Graciano	Universidad Nacional de La Plata, Argentina

María de los Ángeles Grande	Universidad Politécnica de Madrid, España
Fernando Guerra	Universidad de Talca, Chile
Pablo Guerrero	Universidad de Concepción, Concepción
Selcuk Gümüs	Karadeniz Technical University, Turkey
Mónica Gutiérrez	Servivio Agrícola y Ganadero (SAG), Chile
Javier Gyenge	INTA EEA Balcarce, Argentina
Adriana Hissae Hayashi	Instituto de Botânica, Núcleo de Pesquisa em Anatomia, Brasil
Guillermo Íñiguez	Universidad Politécnica de Madrid, España
Silvina Ippi	Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina
Andrés Iroumé	Universidad Austral de Chile
Jesús Izco	Universidad de Santiago de Compostela, España
Enrique Jardel	Universidad de Guadalajara, México
Jaime Jiménez	University of North Texas, USA
Enrique Jurado	Universidad Autónoma de Nuevo León, México
Aydin Kahriman	Artvin Çoruh University, Turkey
Omar Kara	Karadeniz Technical University, Turkey
Om Katel	Royal University of Bhutan, Bhutan
Cristóbal Kay	International Institute of Social Studies, The Netherlands
Dagma Kratz	Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil
Lucas Landi	IRB-CIRN-INTA Castelar, Argentina
Antonio Lara	Universidad Austral de Chile
Matthew Larcombe	University Of Tasmania, Australia
Mirtha Latsague	Universidad Católica de Temuco, Chile
Jorge León	Universidad de Concepción, Chile
Christian Little	Instituto Forestal, Chile
Joan Llusà Benet	CREAF, España
Gabriel Loguercio	CIEFAP, Argentina
Solon Jonas Longhi	Universidad Federal de Santa Maria, Brasil
Juan Adolfo López	EEA INTA Bella Vista, Corrientes, Argentina
Javier López Upton	Colegio de Postgraduados, México
Fabiola López	Instituto de Ecología, México
Manuel Lucas	Universidad de Castilla La Mancha, España
Belén Luna	Universidad de Castilla-La Mancha, España
Pedro Machado	Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil
Paula Marchelli	INTA, Argentina
Celia Martínez	CETEMAS, España
Cristina Martínez	Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México
Ana Paola Martínez	Universidad Nacional Autónoma de México
Guillermo Martínez Pastur	CADIC-CONICET, Argentina
Francisco Mauro	Universidad Politécnica de Madrid, España
Juliana Mendes de Oliveira	Universidade Federal do Oeste do Pará, Brasil
Miguel Menezes	Instituto Florestal de São Paulo, Brasil

Joaquín Molero	Universidad de Granada, España
Lia Montti	Universidad Nacional de Tucumán, Argentina
Freddy Mora	Universidad de Talca, Chile
Juan Pablo Mora	Instituto de Ecología y Biodiversidad, Chile
Rodrigo Morales	Universidad Austral de Chile
Mariano Morales	IANIGLA, CCT-CONICET-MZA, Argentina
Enrique Morelli	Universidad de la República, Uruguay
Roberto Moreno	Universidad Autónoma de Chile
Roger Moya	Instituto Tecnológico de Costa Rica
Shujaul Mulk Khan	Quaid-i-Azam University Islamabad , Pakistán
Sabine Müller-Using	INFOR, Chile
Evaldo Muñoz	Embrapa Florestas, Brasil
Fernando Muñoz	Universidad de Concepción, Chile
José Navarrete	Universidad el Bío Bío, Chile
Celso Navarro	Universidad Católica de Temuco, Chile
Marcio Carlos Navroski	Universidade do Estado de Santa Catarina, Brasil
Sidney Novoa	Instituto de Pesquisas Ecológicas-IPÊ, Brasil
José Miguel Olano	Universidad de Valladolid, España
Carlos Oyarzún	Universidad Austral de Chile
Ulas Yunus Ozkan	Istanbul Üniversitesi, Turkei
Götz Palfner	Universidad de Concepción, Chile
Aníbal Pauchard	Universidad de Concepción, Chile
Allan Pelisari	Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil
Víctor Pérez	Universidad Nacional de Formosa, Argentina
Andrés Pérez Latorre	Universidad de Málaga, España
Félix Pérez	Universidad Politécnica de Madrid, España
Raúl Pezzutti	Forestal Bosques del Plata S.A., Argentina
Helena Pinto Lima	Universidade Federal Rural Do Rio de Janeiro, Brasil
Frida Piper	Centro de Investigación en Ecosistemas de la Patagonia, Chile
Elias Pipinis	Aristotle University of Thessaloniki, Grecia
Roberto Pizarro	Universidad de Talca, Chile
Margarita Préndez	Universidad de Chile
Álvaro Promis	Universidad de Chile
Javier Puntieri	Universidad Nacional de Río Negro, Argentina
Víctor Quintanilla	Universidad de Santiago de Chile
Harley Quinto Mosquera	Universidad Nacional de Colombia
Zulay Quinto Valoyes	Universidad de Valencia, España
Sergio Ramos	EEA Concordia INTA, Argentina
Cristiane Fioravante Reis	Embrapa Florestas Goiânia, Brasil
Darcy Ríos	Universidad de Concepción, Chile
Dante Arturo Rodríguez	Universidad Autónoma Chapingo , México
Roberto Rodríguez	Universidad de Concepción, Chile

Sonia Roig	Universidad Politécnica de Madrid, España
Aldo Rolleri	Universidad Austral de Chile
Claudia Romero	University of Florida, USA
Angélica Romero Manzanares	Colegio de Postgraduados, México
Cecilia Ruiz	Universidad Austral de Chile
Patricia Sáez	Universidad de Concepción, Chile
Christian Salas	Universidad de La Frontera, Temuco, Chile
Jorge Sánchez	Instituto de Ecología y Sistemática, Cuba
Víctor Sandoval	Universidad Austral de Chile
Marco Sandoval	Universidad de Concepción, Chile
Eugenio Sanfuentes	Universidad de Concepción, Chile
Rómulo Santelices	Universidad Católica del Maule, Chile
Bartolomeo Schirone	University of Tuscia, Italia
Lauri Amândio Schorn	Universidade Regional de Blumenau, Brasil
Francisco Senra	Universidad de Huelva, España
Alejandra Sepúlveda	Universidad Católica de Temuco, Chile
Elisa Silvera	Universidad de la República, Uruguay
Ahmet Sivacioglu	Kastamanu University, Turkey
Pramod Sivan	Rubber Research institute of India
Fatih Sivrikaya	Kahramanmaras Sütçü Imam University, Turkey
Yowhan Son	Korea University, Korea
Cristian Torres	Universidad Nacional del Comahue, Argentina
Daniel Valadao	Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Brasil
Enrique Valencia	University of South Bohemia, Czech Republic
Susana Valle	Universidad Austral de Chile
Benedicto Vargas	Instituto Tecnológico de El Salto, Durango, México
Alejandro Velázquez Montes	Universidad Nacional Autónoma de México
Alejandro Velázquez Martínez	Colegio de Postgraduados, México
Rodrigo Vergara	Universidad de Florida, USA
Ricardo Villalba	Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales (IANIGLA), Argentina
José Villanueva	INIFAP, México
Antonio Vita	Universidad de Chile
Christian Wehenkel	Universidad Juárez del Estado de Durango, México
Ivar Wendling	EMBRAPA, Brasil
James Worth	Forestry and Forest Products Research Institute, Japan
Jaqueline Xelhuantzi	CE Centro-Altos de Jalisco, México
Pablo Yapura	Universidad Nacional de La Plata, Argentina
Mustafa Yilmaz	Bursa Technical University, Turkey
Carlos Zamorano	Universidad Austral de Chile
Hayati Zengin	Düzce University, Turkey
Alejandra Zúñiga	Universidad Austral de Chile

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^a, Nombre2 Apellido2^{b*}, Nombre3 Apellido3^{a,b}

^aUniversidad Uuu, Facultad Ffff, Departamento de Dddd, Ciudad, País.

*Autor de correspondencia: ^bInstituto 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 fue 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, CO₂ 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

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 ingresados en la plataforma de edición *on line* de eQuipu (<http://www.equipu.cl/>): <http://www.revistabosque.equipu.cl/index.php/revistabosque>. Si presenta dificultades para el envío, puede remitirlo por correo electrónico a 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 deshonesto 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) o revisar la información adicional de nuestra página web 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>, www.equipu.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**