

2010
revista de extensión

ISSN 0718-2708

Año 5, Nº 9, 2010

ambienteFORESTAL



1

Facultad de
cfcn
Ciencias Forestales y de la
Conservación de la Naturaleza
Universidad de Chile

Elige las Soluciones Sostenibles de Arauco

Elegir las Soluciones Sostenibles de ARAUCO es elegir la más completa variedad de productos, servicios e información técnica para que tus proyectos de construcción y mueblería sean eficientes y amigables con el medioambiente. Y es que ayudar a mejorar nuestra calidad de vida, y la de las generaciones que siguen, **es sembrar futuro.**



ARAUCOPLY

FAPLAC

Trupan

durolac

DECOFRZ

CHOLGUAN

HILam

www.araucosoluciones.com



ARAUCO.
Sembramos Futuro.

REPRESENTANTE LEGAL

Javier González M.

DIRECTORA

Karen Peña R.

SUB DIRECTOR

Gabriel Mancilla E.

COMITÉ EDITORIAL

Miguel Castillo S.

Tomás Karsulovic C.

Rose Marie Garay M.

Amanda Huerta F.

Adelina Manríquez L.

Gabriel Mancilla E.

Karen Peña R.

CONTACTO

kpena@uchile.cl

ambienteforestal@uchile.cl

EDICIÓN Y PRODUCCIÓN

EDICIONES Y PRODUCCIONES

FRANCISCO PERRY E.I.R.L

ECITECNO E.I.R.L

Marcoleta 328 Of. 111

Teléfono 6659526 - 6657529

contacto: *ecitecnoeirl@gmail.com*

COORDINACIÓN Y
OPERACIONES

Francisco Perry O.

DISEÑO GRÁFICO

Francisco Curihuinca S.

Catherinne Palacios A.

cathy.palacios.a@gmail.com

IMPRESA

Impresora Icaro Ltda.

impresora@icaro.cl

FOTOS PORTADA

Fac. Cs. For. y Conserv de la Nat.

(A. Manríquez)

Paisaje Lengua (S. Donoso)

Paisaje Torres del Paine (K. Peña)

Foto principal (Francisco Perry)

Las opiniones expresadas son de exclusiva
responsabilidad de quienes las emiten.

Ambiente Forestal no se responsabiliza por el
contenido de los avisos publicitarios. Se autoriza
la reproducción parcial o total de sus contenidos
citando la fuente.

INDICE

INDICE

ÍNDICE 1

EDITORIAL 2

¿ Por qué certificar profesionales para el manejo del bosque nativo?..... 4
Julio Torres

Manejo de plantaciones de *Pinus radiata* y conservación de fauna silvestre ... 10
Sandra Uribe, Cristián Estades

Ecología de zonas semiáridas: caso de estudio El Rutal 17
Marcelo Sepúlveda M.

¿Qué problemas de conservación tienen las poblaciones de guanaco en Chile? .. 26
Benito A. González

Investigaciones orientadas a la conservación de *Nothofagus macrocarpa* (roble
de Santiago) en la localidad de Cerro El Roble 37
Cristian Pacheco, Sergio Donoso, Karen Peña-Rojas

Uso de Tecnología LIDAR en medición forestal..... 41
Patricio Corvalán V., Jaime Hernández R., Diego Valencia D.

Actividad enzimática ligninolítica en procesos de biodegradación de *Eucalyptus*
globulus 48
Ricardo Silva



PRODUCCIÓN FORESTAL Y SUSTENTABILIDAD

La cosecha de productos madereros necesariamente requiere de la corta de árboles o de porciones de éstos. Es por ello que la sociedad tiene una percepción negativa de la actividad forestal, considerándola como un proceso de degradación de los bosques. Corresponde entonces a los ingenieros forestales el desafío de explicar a la comunidad que dicha percepción es errónea.

En términos generales, la producción forestal es mucho más que la producción maderera. Es así como otros productos provenientes de la biomasa arbórea o de otros componentes del bosque, como los productos forestales no madereros, adquieren cada vez mayor importancia, particularmente para los sectores más desposeídos de la sociedad. Del mismo modo, en la medida que los países se desarrollan y las necesidades básicas son satisfechas, producción de agua, fauna silvestre, recreación y turismo, constituyen objetivos cada vez más importantes en los planes de ordenación forestal.

En relación a la producción maderera sustentable, se dispone de diversos modelos silviculturales que se pueden adaptar a cada caso particular. Todos ellos tienen en común la corta de árboles, constituyendo éste el principal mecanismo de que dispone el silvicultor para lograr los objetivos del manejo sustentable. Aparentemente, esto constituye una paradoja, pero no lo es, si se considera cómo funcionan naturalmente los bosques nativos.

Todos los sistemas silviculturales tienen base ecológica, por cuanto están inspirados en la dinámica de los bosques nativos. Es así como, el método de cortas sucesivas o método de protección se basa en la dinámica natural en bosques no perturbados, donde para que se produzca regeneración, deben morir árboles maduros o sobremaduros, liberando espacios para ser ocupados por el nuevo repoblado. A su vez, el método de selección, está inspirado en la dinámica regenerativa a nivel individual.

Los métodos de monte bajo y monte medio están basados en la reproducción vegetativa, mecanismo importante para preservar bosques jóvenes o aquellos ubicados en zonas áridas. Por otra parte, el método de corta a tala rasa, imita lo que ocurre con las catástrofes naturales, como incendios, ventiscas y terremotos, entre otros, en que luego del evento, el terreno es colonizado por especies de carácter pionero. Lo mismo ocurre con el método del árbol semillero, situación similar a la anterior, pero en que permanecen algunos individuos en pie que darán origen a la nueva población forestal.

En síntesis, la dinámica natural requiere de la creación de espacios a través de la muerte de árboles para la instalación de nueva regeneración. Esto mismo se hace en el manejo silvícola de formaciones nativas, pero con algunas modificaciones en cuanto a la longitud de los procesos y arreglo espacial de las cortas. El profesional encargado de la gestión, debe evaluar cada caso en particular y a la luz de lo que indica el conocimiento del comportamiento ecológico del ecosistema a intervenir, podrá tomar las decisiones más acertadas.

Los organismos de investigación existentes en el país y en particular la Universidad de Chile, han generado una gran cantidad de conocimientos, en base a estudios sobre el funcionamiento natural de los bosques que está disponible para los manejadores de bosques. Por tanto, toda la información hasta ahora recopilada, enmarcada en principios éticos y legales, constituye una base sólida para el uso sustentable de nuestros bosques.

Antonio Vita
Ingeniero Forestal
Director de Extensión
Facultad de Ciencias Forestales y de
la Conservación de la Naturaleza
Universidad de Chile

ASEMAFOR

Soluciones Económicamente Sustentables

www.asemafor.cl


ASESORIAS - ESTUDIOS

SERVICIOS AMBIENTALES

Y FORESTALES



CAPTURA DE CO₂



DIA - EIA



COMPENSACIONES
Ambientales y Forestales



PLANES DE MANEJO

FONO: 278 7973 - (9) 837 22 31

Av. Consistorial 2660 - Peñalolen

agonzalez@asemafor.cl - serforyambl@asemafor.cl



¿POR QUÉ CERTIFICAR PROFESIONALES PARA EL MANEJO DEL BOSQUE NATIVO?

Julio Torres C.

Ingeniero Forestal, Secretario Ejecutivo, Colegio de Ingenieros Forestales A.G., cifag@cifag.cl

INTRODUCCIÓN

La pregunta que titula este artículo podría incluso ser más generalista: ¿por qué certificar profesionales, cualquiera sea su especialidad? ¿Es necesario o sólo es una herramienta burocrática que carece de eficacia para propender al aseguramiento de la calidad profesional?

Se podría partir entregando los argumentos para **no implementar** un sistema de certificación profesional. En primer lugar, son las universidades las que entregan las habilidades, competencias y conocimientos para el desempeño de quienes se forman en ellas. Entregan el título y, a través de este título, “certifican” las habilidades profesionales de quienes lo poseen. ¿Por qué entonces generar un instrumento distinto del título profesional? Las universidades son quienes garantizan la calidad de los egresados y el Estado quien garantiza la calidad de las universidades. Bajo este supuesto estaríamos bien cubiertos.

En segundo lugar, cualquier sistema de certificación profesional, más allá del que entregan las universidades, es discriminatorio e impactará negativamente en la empleabilidad de los egresados.

Quienes no logren la certificación verán dificultado su ingreso al mundo laboral ya que serán descartados por los empleadores. En profesionales que ya tienen un bajo porcentaje de empleabilidad, como es el caso de los Ingenieros Forestales, generará un impacto más negativo aún.

Finalmente, el principal criterio de certificación de competencias profesionales lo ejerce el empleador. Es él quien evalúa indirectamente, a través de los antecedentes del profesional, su pertinencia, habilidad o competencia para el cargo al que está postulando. Entonces... ¿Para qué generar un instrumento que evalúe las competencias para el desempeño profesional? Además de costoso sería redundante.

Todos estos argumentos son atendibles. Pueden y deben ser analizados. Este análisis, sin embargo, debe contextualizarse en la realidad educacional chilena y en las tendencias que se observan en la educación superior tanto a nivel nacional como internacional.

PRIMER ARGUMENTO: **LA ACREDITACIÓN ES SUFICIENTE**

El contexto para abordar este argumento es la Ley N° 20.129 de 2006 que establece un sistema nacional de aseguramiento de la calidad de la educación superior.

Dentro de las funciones del sistema está la acreditación institucional, que consiste en el análisis de los **mecanismos existentes al interior de las instituciones para asegurar su calidad**, considerando tanto su existencia, como su aplicación y resultados.

Además de la acreditación institucional, se implementa la acreditación de carreras o programas, que consiste en el proceso de verificación de la calidad de las carreras o programas ofrecidos por las instituciones, **en función de sus propósitos declarados** y de los criterios establecidos por sus comunidades académicas y profesionales.

Estos instrumentos parecen los adecuados para garantizar o asegurar la calidad de la formación superior, sin embargo a nuestro juicio, no son suficientes para establecer si los egresados de las carreras están adecuadamente preparados y han adquirido las habilidades necesarias para el ámbito laboral. Estos instrumentos no acreditan el producto, es decir, al egresado. Se basan, como señala la ley, en una evaluación de cumplimiento de sus propios propósitos y criterios. No se evalúan criterios externos como es la competencia del egresado para hacer lo que su título profesional “garantiza que sabe hacer”.

¿Es necesaria entonces una evaluación externa?
¿Es necesario, por ejemplo, un examen habilitante para el ejercicio profesional? El que las instituciones y los programas estén acreditados, ¿no constituye acaso suficiente garantía para asegurar la calidad de la formación y de la excelencia que lograrán sus egresados?

Para responder estas preguntas y de paso abordar el primer argumento en contra de un sistema de certificación, podemos revisar dos campos profesionales que han avanzado en la aplicación de exámenes a los egresados: las carreras de pedagogía y medicina. Estas carreras, a diferencia del resto, están obligadas por la Ley 20.129 a acreditarse; estableciéndose plazos para ello y sanciones en caso de incumplimiento; sanciones asociadas a pérdidas de beneficios para los estudiantes que se matriculan en dichas instituciones (por ejemplo, acceso al crédito con aval del Estado).

Dada la relevancia social que estas profesiones tienen para el Estado y la población en general; existe una fuerte presión por evaluar la calidad de la formación profesional en estas disciplinas. De ello ha surgido en la ley la obligatoriedad de acreditación. Sin embargo, pareciera que el mismo Estado encuentra insuficiente esta herramienta de evaluación, ya que ha implementado sendos exámenes para evaluar la competencia de los egresados. El examen único nacional (EUNACOM) para medicina y la prueba INICIA para pedagogía. En el primer caso, es un examen creado por la Ley 20.261 de 2008, de rendición obligatoria para quienes desean optar a cargos o empleos de médico cirujano en los Servicios de Salud; en los establecimientos de carácter experimental creados por el artículo 6° de la ley N°19.650, y en los establecimientos de atención primaria de salud municipal.

En el caso de la prueba INICIA, es una evaluación no obligatoria. Aunque actualmente se discute la pertinencia de hacerla obligatoria y vinculante para acceder a cargos en el sistema público de enseñanza.

Los resultados en ambas pruebas muestran diferencias importantes entre los egresados de distintas instituciones, especialmente en el caso de las pedagogías, donde incluso los resultados dan cuenta que un importante porcentaje de egresados tienen apenas las competencias mínimas para desempeñarse como docente, o incluso están bajo dicho nivel.

Cabe destacar que estos resultados se obtuvieron para instituciones y programas que en su mayor parte están acreditados según la Ley 20.129. ¿Por qué sucede esto entonces? ¿Por qué los resultados son insuficientes? ¿No es acaso la acreditación suficiente garantía?

Evidentemente, bajo la actual modalidad de evaluación de los procesos de acreditación; no es garantía tener programas acreditados para producir profesionales competentes. Hay una brecha en carreras como pedagogía que perfectamente puede darse en otras profesiones.

Pilar Armanet, actual Vicerrectora Académica de la Universidad de las Américas y por años, Jefa de la División de Educación Superior del Ministerio de Educación, ha señalado que la calidad de la educación superior se debe garantizar con una tríada de instrumentos: la acreditación institucional, que avala la calidad de la institución en su conjunto, la acreditación obligatoria de las carreras, requisito ineludible para garantizar el cumplimiento de estándares de formación; y el examen habilitante para el ejercicio profesional.

Probablemente no es un tema fácil de implementar, ya que existe la opinión al interior de las instituciones de educación superior, de que este sistema vendría a amenazar la autonomía universitaria para la enseñanza.

SEGUNDO ARGUMENTO:

¿ES LA CERTIFICACIÓN DISCRIMINATORIA?

Sin duda lo es. Sin embargo, que sea discriminatoria no significa que sea arbitraria. La certificación busca entregar un atributo diferenciador, busca establecer una diferencia.

Una diferencia hacia adelante, que permita que los profesionales más competentes accedan a los trabajos para los cuales esas competencias son

las adecuadas. Y una diferenciación hacia atrás, que permita a quienes buscan ingresar a la educación superior; saber qué instituciones entregan un producto de calidad, es decir, una formación que permita al profesional adquirir las competencias definidas en su perfil de egreso.

El sistema, por lo tanto, debiera discriminar a quienes no tienen las competencias para desempeñar las labores que se requieren en el mercado laboral. ¿Es acaso negativo? ¿Se puede aspirar a la calidad sin marginar a quienes carecen de dicha calidad?

La baja empleabilidad es un tema sensible entre los profesionales forestales, sin embargo hay que analizar distintos escenarios:

- a. El profesional recién egresado o titulado que no cuenta con experiencia: si su formación fue la adecuada, es decir, la comprometida por la institución que lo formó; debería poder certificar sus competencias profesionales y superar un examen voluntario para obtener la certificación o un examen obligatorio para obtener la habilitación profesional.

En este caso existirá un indicador objetivo de calidad de la formación, de acceso público, que transparente la calidad de las instituciones de educación superior. En caso de obtener resultados insuficientes, obligará a la institución a replantearse sus procesos de enseñanza. En caso de obtener resultados destacados, premiará su compromiso con la calidad. No parece entonces algo negativo.

Si la formación del egresado fue inadecuada, el título profesional que se le entregó no reflejará sus verdaderas competencias y será valioso para el Estado, para la comunidad y para las universidades, contar con esta información. Para el Estado, debido a que eventualmente asignará recursos a esta institución y podrían no estar

siendo bien utilizados. Para la comunidad, debido a que directa o indirectamente son los futuros empleadores o usuarios de estos profesionales, y para la universidad, ya que le permite aplicar un proceso de mejora en su sistema de formación.

En cuanto a la situación del egresado, ésta sin duda es compleja, ya que invirtió en su formación con la esperanza de recibir las competencias para desenvolverse exitosamente en el campo laboral. Su empleabilidad efectivamente puede verse reducida. Sin embargo el sistema sería voluntario o vinculante sólo para puestos en el servicio público, que deberían, a diferencia de lo que ocurre actualmente, captar a profesionales de excelencia.

Además, la discriminación ya opera en la práctica de manera informal. Existe una discrecionalidad del empleador al contratar, basado en criterios como la institución de educación superior de donde proviene el postulante. Existe discrecionalidad (o discriminación) del empleador, que favorece a instituciones tradicionales con trayectoria e indicadores de calidad y descarta instituciones que le merecen reparos en la calidad de su formación. Esto ya existe y se basa en percepciones más que en indicadores objetivos. La certificación vendría a entregar un indicador más objetivo no sólo para los empleadores, sino para el estudiante que debe escoger dónde estudiar entre una gama de instituciones que ofrecen sus programas con agresivas campañas de “marketing” como si fueran electrodomésticos.

- b.** El profesional que luego de titularse no ejerció su profesión: existen muchos casos de profesionales desempeñándose en campos ajenos al área de la cual estudió. Ya sea por necesidad o por mejores posibilidades, esto es una realidad. Muchas veces adquieren importantes competencias a partir de su práctica laboral o formación de postgrado. Sin embargo, bajo el sistema educacional chileno, ese

profesional mantiene intactas sus competencias profesionales originales, ya que mantiene su título profesional, que es vitalicio (sin fecha de vencimiento) y puede regresar al campo inicial para el cual estudió a ejercer una profesión que en la práctica nunca ha ejercido.

Se puede argumentar que es función del empleador evaluar esta situación cuando quiere contratar a un profesional. Sin embargo, existen situaciones donde no es el criterio del empleador el que pesa, sino lo que autoriza la ley. Por ejemplo, el caso de los abogados, quienes tienen atribuciones que sólo ellos pueden ejercer; o el ingeniero forestal y los planes de manejo. ¿Acaso Conaf rechazaría un plan de manejo porque el profesional (titulado) que lo firma no ha ejercido en la práctica su profesión?

En estas situaciones sí es relevante que el profesional tenga las competencias que su profesión compromete para la sociedad.

- c.** El profesional competente por formación y experiencia: todos quienes actuamos como empleadores quisiéramos contar con profesionales competentes por formación y experiencia. Incluso si implicara un costo más alto asociado a remuneraciones, ya que estos profesionales necesariamente serán más demandados. La forma de conseguirlos es mediante una búsqueda curricular en la que se evalúen sus antecedentes de formación y de experiencia. La calificación de sus antecedentes de formación es subjetiva y dependerá de la percepción que el empleador tenga de las instituciones de formación o de la calidad de los programas que estudió el postulante. Esta percepción puede ser más importante que indicadores “objetivos” como la acreditación según la Ley 20.129. La calificación de sus antecedentes de experiencia también será subjetiva y en ella importará especialmente la afinidad de la experiencia previa del postulante con las necesidades del trabajo al que postula.

Bajo esta óptica el proceso es transparente (y discriminatorio, por cierto). Es lo que finalmente busca todo proceso de selección: evaluar, contrastar, discriminar, escoger.

TERCER ARGUMENTO:

EL EMPLEADOR EJERCE LA CERTIFICACIÓN DE COMPETENCIAS

Si bien este argumento es acertado y el rol del empleador es clave, porque es su demanda la que debe verse satisfecha; muchas veces ocurre que los empleadores o usuarios no tienen las capacidades para hacer una evaluación como la señalada. Por ejemplo, los pequeños propietarios de bosque nativo que requieren un ingeniero forestal que les elabore y eventualmente ejecuten un plan de manejo, ya sea para optar a una bonificación del Estado o simplemente para desarrollar una actividad económica.

- Las personas que requieren de asistencia legal pero carecen de las capacidades de selección para optar a los profesionales más competentes.
- Los padres que quieren saber la real capacidad y competencia de los profesores del establecimiento educacional en que tienen a sus hijos.
- Las personas que acuden a una consulta médica, ya sea ésta del servicio público o privado. ¿Funciona para ellos el concepto de “empleadores”? ¿Analizan los antecedentes de aquellos profesionales que los asisten laboralmente? Pareciera que no.

¿Sería recomendable entonces contar con un indicador objetivo de su competencia, más allá de su título profesional? ¿Valoraría la sociedad un instrumento como éste, que permitiera “discriminar” de mejor forma al momento de contratar los servicios profesionales de médicos, profesores, abogados o ingenieros forestales? Mucho dependerá esto, de

generar como sociedad, una cultura de fiscalizar y exigir calidad en los distintos ámbitos laborales en que los profesionales se desempeñen.

Volviendo al argumento de la discriminación, ¿qué pasaría con el profesor que le fue mal en la prueba INICIA (asumamos hipotéticamente que es obligatoria y vinculante)? ¿Debemos preocuparnos porque lo estamos discriminando? ¿Es esto negativo? Evidentemente dependerá del enfoque del análisis: si apunta a garantizar la calidad en la educación, entonces la discriminación es positiva. Si el enfoque es preocuparnos por la empleabilidad del profesional, entonces la discriminación sería negativa. El punto es discutir qué enfoque queremos privilegiar.

Independiente de la eventual aplicación de un sistema de certificación voluntaria en el corto plazo, es urgente cuestionarse y evaluar el actual sistema de formación universitaria. Abordar interrogantes como la validez de la habilitación profesional como herramienta para propender al mejoramiento de la calidad. ¿Entregaría mejores herramientas para la contratación de profesionales? ¿Afectaría negativamente la empleabilidad de determinadas profesiones? ¿Mejoraría la valoración de la sociedad por profesiones de las que actualmente se tiene una percepción negativa?

Son preguntas difíciles de responder, sin embargo importantes de plantear.

LA CERTIFICACIÓN EN EL CASO DEL BOSQUE NATIVO

En muchos aspectos, el manejo del bosque nativo participa de las situaciones antes descritas: cierta incapacidad del empleador o del usuario para evaluar objetivamente las competencias de los profesionales que ofrecen sus servicios, oferta profesional de calidades disímiles, recurso valioso para la sociedad y negativa percepción de la labor de los profesionales responsables de su manejo, falta de

atributos diferenciadores o indicadores objetivos para mejorar la contratación de profesionales.

Sumado a lo anterior, tenemos las escasas exigencias que los servicios forestales solicitan a quienes se desempeñarán como fiscalizadores, ministros de fe o revisores del trabajo realizado sobre este recurso. En el caso de los acreditadores forestales (Título V, Ley 20.283), que eventualmente vendrían a reemplazar la labor de los profesionales de Conaf, sólo se les exige el título profesional. No podía ser de otra manera, es el único instrumento con que contamos actualmente como garante de las competencias. En consecuencia, la pregunta que surge es si la certificación profesional es una variable relevante para propender al mejor manejo del bosque nativo. O bien, si se busca plantear la cuestión en términos más generales, ¿cuál es el peso de la formación del capital humano en la implementación de políticas de sustentabilidad de los recursos naturales, específicamente los recursos forestales? ¿Es relevante?

En una lista hipotética de diez acciones claves para avanzar en el manejo sustentable del bosque nativo ¿estaría incluida la variable formación de capital humano profesional? ¿O tal vez es secundaria y la capacitación a nivel técnico y de operarios es aun más urgente? ¿Tal vez sólo el incremento de los montos bonificados bastaría y todo lo demás es secundario?

Finalmente, se echa de menos en este análisis la opinión de los estamentos públicos relacionados con la actividad forestal. Conocer la visión de Conaf en relación a la formación profesional forestal en Chile, o su opinión sobre la sistemática caída de la matrícula y de los puntajes de ingreso en la profesión. ¿Cuál es el aporte que el Estado, a través del Ministerio de Agricultura y de la Conaf, hace para mejorar la calidad de la formación profesional en este ámbito? ¿Les preocupa?

Como señalaba el Dr. Fernando Hartwig hace casi veinte años atrás: *"En el diseño de la política forestal, resulta ineludible la determinación de los factores limitantes que han mantenido en el subdesarrollo un*

importante recurso natural renovable del país, así como la puesta en acción de elementos catalizadores que movilicen dinámicamente la producción del bosque nativo, asegurando su carácter renovable".

Tal vez la formación profesional sea en estos momentos, o llegue a ser en el corto plazo, uno de aquellos factores limitantes que menciona Hartwig. ■

MANEJO DE PLANTACIONES DE *Pinus radiata* Y CONSERVACIÓN DE FAUNA SILVESTRE⁽¹⁾

Sandra Uribe⁽²⁾ y Cristián F. Estades⁽³⁾

⁽²⁾ Ingeniera Forestal, Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. levsfor@uchile.cl
⁽³⁾ Ingeniero Forestal, Msc, PhD Wildlife Ecology, Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. cestades@uchile.cl

⁽¹⁾ El programa de investigación descrito ha contado con el apoyo de Fondecyt (proyectos 1990786 y 1080463), Fundación para la Innovación Agraria (FIA-PI-C-2003-1-F-51), International Foundation for Science (D/3532), Departamento de Investigación (Universidad de Chile), Zoological Society of Milwaukee County, MASISA SA, Arauco SA y Mininco SA.

INTRODUCCIÓN

Las plantaciones forestales generan más de un 30% de la producción mundial de madera pese a representar menos del 5% de las tierras forestadas (Hartley 2002). Aunque la producción de madera y biomasa es el principal objetivo de las plantaciones forestales, existe un creciente interés de la sociedad y entre las compañías forestales en mejorar el rol de estas plantaciones industriales en la conservación de la biodiversidad (Hartley 2002, Lindenmayer y Hobbs 2004, Hayes *et al.*, 2005).

La importancia de la aceptación pública en el éxito de las plantaciones forestales (Howe *et al.*, 2005), ha conducido a muchas compañías forestales a adoptar formalmente mejores prácticas de manejo en orden a conservar algo de la biodiversidad que está presente en sus terrenos. La idea que las plantaciones forestales son usualmente hábitat de más especies que la mayoría de los otros ambientes productivos artificiales (e.g. cultivos agrícolas, O'Loughlin 1995) y que, en la mayoría de los casos, algunas especies nativas pueden ser preservadas en plantaciones a través de modificaciones menores de técnicas de manejo forestal (Lindenmayer y Hobbs 2004), han llegado a ser un incentivo para la gestión

de los bosques productivos en la conservación de la biodiversidad.

El mejoramiento de la biodiversidad en las plantaciones es un principio funcional importante de la mayoría de los sistemas forestales de certificación (e.g. Certfor 2004, Forest Stewardship Council 2004). Sin embargo, en algunos aspectos, la información requerida para diseñar metas de manejo de la biodiversidad en plantaciones es insuficiente.

En Chile, las plantaciones de pino (*Pinus radiata*) cubren cerca de 1,6 millones de ha distribuidas principalmente entre las regiones del Maule y Bío-Bío, zonas que forman parte de lo que ha sido catalogado como hotspot mundial de biodiversidad (Myers *et al.*, 2000). A pesar de la importancia que tienen las plantaciones de pino para la economía chilena, el rol de estos bosques artificiales en la conservación de la biodiversidad no ha sido analizado adecuadamente (Estades y Escobar 2005). Sin embargo, existe evidencia creciente que las plantaciones de pino en la zona Centro sur de Chile albergan a un número significativo de especies animales, incluyendo vertebrados e invertebrados (Estades y Escobar 2005).

Uno de los desafíos de la gestión moderna de plantaciones es reducir los impactos ambientales negativos y mejorar los beneficios potenciales asociados a este tipo de cultivos. Desde hace más de una década, en el Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre se estudia la interacción entre la gestión de las plantaciones de pino y la fauna que las habita, con el fin de entregar elementos que permitan a los manejadores compatibilizar efectivamente la producción forestal con la conservación.

A continuación se resumen las principales preguntas sobre las que se basa el programa de investigación del Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre. Uno de los aspectos ecológicamente más importantes de las plantaciones de pino es el uso generalizado de la tala rasa como una técnica de cosecha. En general este método ha sido materia de un fuerte debate, porque existe la preocupación de que pueda causar significativos impactos ecológicos y estéticos. La tala rasa configura un sistema de perturbaciones que influye prácticamente en todos los procesos ecológicos que se desarrollan en las plantaciones. Por lo tanto, directa o indirectamente, prácticamente todas nuestras preguntas se relacionan a efectos de la tala rasa sobre la fauna.

EL ROL DEL SOTOBOSQUE

Un aspecto en que las plantaciones de pino claramente contrastan con los bosques naturales es la simpleza de su composición y estructura. Este elemento es una evidente limitante para el desarrollo de una

fauna diversa en estos bosques artificiales. Nuestros trabajos (e.g. Estades y Temple 1999) y de otros colegas (e.g. Nájera y Simonetti 2010) indican que un elemento clave en la presencia de animales en las plantaciones adultas es la presencia de un sotobosque desarrollado (Figura 1), puesto que éste provee de alimento, sitios de refugio y nidificación para muchas especies. Por otro lado, un matorral nativo desarrollado favorece el movimiento de animales invertebrados (Escobar 2009) y vertebrados (Tomasevic y Estades 2008) desde el bosque nativo al interior de las plantaciones. Este efecto es particularmente significativo en las plantaciones recientemente cosechadas donde la ausencia total de árboles tiende a desincentivar la presencia de animales especialistas de bosque.

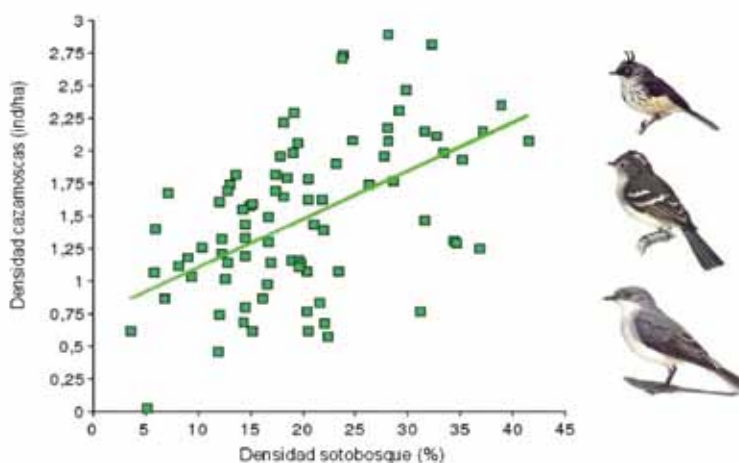


Figura 1: Efecto de la cobertura del sotobosque sobre la abundancia de aves del grupo de las cazamoscas en la comuna de Constitución.

LA TALA RASA Y EL MANEJO DE LA CONECTIVIDAD BIOLÓGICA

La cosecha mediante tala rasa produce una discontinuidad evidente en la cubierta vegetal. Esto afecta de manera importante la capacidad de movimiento de muchos animales de bosque, los cuales



Figura 2: Fajas de pino como corredores biológicos.

pueden percibir a las áreas cosechadas como zonas inhóspitas o experimentar un mayor riesgo de muerte.

En un experimento a escala real realizado en las comunas de Quirihue y Pelluhue, se probó la utilidad de dejar fajas de pino para conectar parches de vegetación nativa en áreas cosechadas (Figura 2). La figura 3 muestra el diseño básico del experimento. Se establecieron cuatro tratamientos en los que se dejó una parcela cuadrada de 40x40 m en una plantación de pino adulto (el resto se cosechó) a una distancia de

100 m de una quebrada con bosque nativo. En el caso A, la parcela quedó completamente aislada del bosque y en los casos B y C, la parcela quedó unida por fajas de 10 y 40 m, respectivamente. El testigo (D) tuvo la misma disposición espacial con la diferencia de que la plantación no se cosechó formando una superficie continua de pino. Tanto los tratamientos como el testigo se replicaron tres veces.

En cada parcela se liberaron 15 individuos de *Abrothrix longipilis* (Figura 4) marcados con un crotal

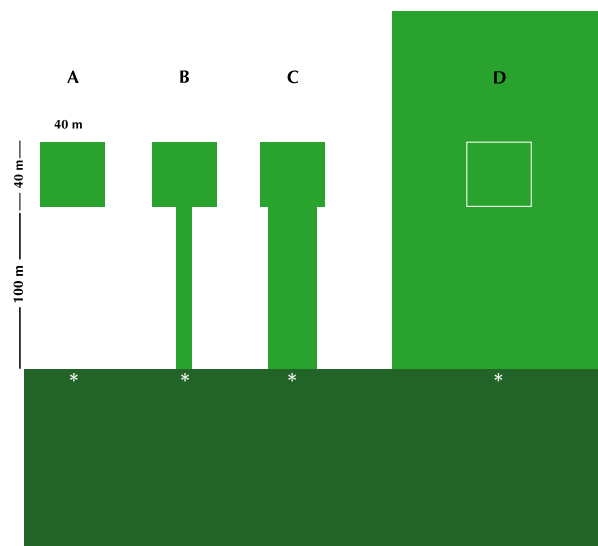


Figura 3: Esquema de los tratamientos para evaluar el rol de fajas de pino como corredores biológicos. A. Sin corredor. B. Corredor de 10 m de ancho. C. Corredor de 40 m de ancho. D. Testigo. Verde claro: plantación de pino, Verde oscuro: bosque nativo, Blanco: plantación cosechada. Los asteriscos blancos representan el punto donde se realizaron las capturas para evaluar el movimiento de los individuos.



Figura 4: Macho adulto de *Abrothrix longipillis* (Ratón de pelo largo) con radiotransmisor.

de acero y se evaluó el movimiento de los individuos hacia la vegetación nativa donde se instalaron trampas de captura viva. Este experimento se repitió durante las épocas reproductivas 2004-2005, 2005-2006 y 2006-2007. La Figura 5 muestra los resultados de la tasa promedio de captura por tratamiento. Se observa que sin la presencia de un corredor existe algo de movimiento pero que éste se incrementa significativamente con un corredor de 10 m. Curiosamente, el corredor de 40 m tuvo un menor efecto, probablemente debido a que algunos individuos se establecieron en él, en vez de avanzar hacia las quebradas. Finalmente, en el caso del testigo, la tasa de captura fue mínima debido a que los ratones liberados en la parcela se dispersaron en todas direcciones.

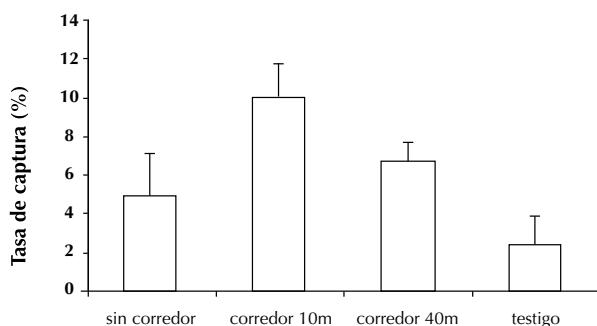


Figura 5: Tasa de captura de *Abrothrix longipillis* en los distintos tratamientos descritos en la Figura 4.

Análisis similares con otras especies confirman la utilidad de fajas de pino para canalizar el movimiento de fauna de bosque en paisajes con plantaciones sometidas a tala rasa, pero sugieren que distintas especies responden de manera diferente a variables de diseño como el ancho del corredor.

LA IMPORTANCIA DE LAS QUEBRADAS CON VEGETACIÓN NATIVA

Las quebradas con vegetación nativa inmersas en plantaciones de pino representan zonas importantes de concentración de fauna, incluso aquellas de pequeña superficie (Estades y Temple 1999, Grez *et al.*, 2006). Con el fin de determinar la importancia de las quebradas con vegetación nativa en la conservación de aves en plantaciones de pino, se realizó un estudio en la comuna de Quirihue donde se evaluó la abundancia de aves de bosque en quebradas con vegetación nativa rodeadas de tres tipos de vegetación: bosque nativo (control), plantaciones de pino y plantaciones recientemente explotadas. Para este fin, se utilizó como índice de abundancia la tasa de captura de individuos mediante redes de niebla (Figura 6).

La figura 7 muestra que tanto la tasa de captura total como la riqueza de especies de aves de bosque fueron mucho más altas en las quebradas rodeadas de áreas cosechadas que en aquellas rodeadas de



Figura 6: Macho de Picaflor (*Sephanoides sephanioides*) capturado en una red de niebla.

plantaciones adultas o de bosque nativo. Este patrón se debe muy probablemente a la relocalización de las aves que habitaban las plantaciones recientemente explotadas, lo que destaca la importancia de las quebradas como sitio de refugio para la fauna durante el período de cosecha.

TAMAÑO DEL ÁREA DE COSECHA

En la tala rasa, una importante variable de manejo es el tamaño individual de las áreas de cosecha. Grandes superficies de cosecha son más económicos debido a que una mayor cantidad de madera es removida en un momento y se necesita construir una menor cantidad de caminos. Por otro lado, grandes áreas cosechadas producen efectos indeseables tales como un incremento en la erosión y pérdida de suelo (e.g. Iroumé *et al.*, 2006).

La mayoría de los estudios que tratan con el efecto de la cosecha de plantaciones de coníferas sobre

comunidades animales, han mirado las diferencias en las faunas presentes en bosques maduros y en áreas cosechadas por tala rasa (e.g. Mannan y Meslow 1984), y la mayoría concuerda con que la persistencia de algunas especies de bosque requieren grandes proporciones de bosque maduro (e.g. Beier *et al.*, 2002). Sin embargo, no está claro cómo el tamaño del área de cosecha individual puede afectar la biodiversidad animal en plantaciones de pino.

Actualmente se desarrolla un proyecto (Fondecyt 1080463) que pretende determinar la relación entre la superficie promedio de los rodales cosechados y el número de especies animales presentes en paisajes dominados por plantaciones de pino en la zona Centro Sur de Chile, y, de esta forma, estimar un rango de superficies cosechadas que maximicen el número de especies presentes en paisajes dominados por pino en esta región del país.

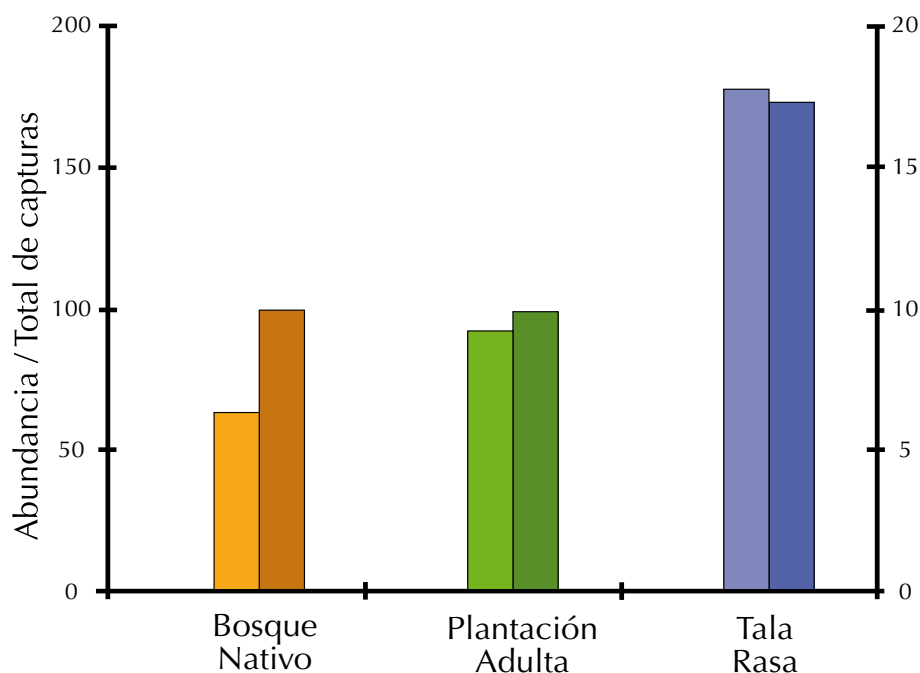


Figura 7: Abundancia y riqueza de especies de aves de bosque en quebradas rodeadas de bosque nativo, plantaciones adultas de pino y plantaciones cosechadas.



Figura 8: Relocalización de *Abrothrix longipillis* después de la tala rasa de plantaciones.

En este proyecto se está probando la hipótesis de que el número total de especies presentes en un paisaje dominado por plantaciones de pino alcanza un máximo en superficies intermedias cosechadas, debido a una relación positiva y negativa entre el tamaño promedio de corta y especies de hábitat abiertos y especies de bosque, respectivamente. La relación proporcional entre las superficies cosechadas y las especies de hábitat abiertos, se explica por el requerimiento de grandes áreas por parte de la mayoría de las especies de pradera. La relación inversa entre las superficies cosechadas y las especies de bosque, estaría dada por una disminución del éxito de relocalización natural de animales en grandes áreas de cosecha.

En relación a este último punto, mediante el uso de radiotransmisores (Figura 4) se investiga el éxito de relocalización de roedores desde áreas cosechadas a los potenciales refugios colindantes (Figura 8).

BIBLIOGRAFÍA

- BEIER, P., M. VAN DRIELEN Y B.O. KANKAM. 2002. Avifaunal collapse in West African forest fragments Conservation Biology 16: 1097-1111
- Certfor. 2004. Estándar CERTFOR. Manejo Forestal Sustentable. [online]. <http://www.certfor.org>
- ESCOBAR, M.A.H. 2009. Efecto selectivo de las plantaciones de Pino radiata (*Pinus radiata* D. Don) sobre la comunidad de artrópodos del follaje de Nothofagus, en el bosque Maulino de la región central de Chile. Memoria Ingeniero Forestal. Facultad de Ciencias Forestales, U. de Chile.
- ESTADES C.F. Y M.A.H. ESCOBAR. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la Cordillera. en Smith-Ramírez C, JJ Armesto & C Valdovinos (eds) Historia, biodiversidad y ecología de los bosques de la Cordillera de la Costa. Editorial Universitaria, Santiago: 606-622.
- ESTADES C.F Y S.A. TEMPLE. 1999. Deciduous-forest bird communities in fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. Ecological Applications 9: 573-585.

- Forest Stewardship Council. 2004. FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship. [online]. <http://www.fsc.org>.
- GREZ, A.A., J.A. SIMONETTI & R.O.BUSTAMANTE (EDITORES). 2006. Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas. Editorial Universitaria.
- HARTLEY, M.J. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management* 155: 81-95.
- HAYES, J.P., S.H. SCHOENHOLTZ, M.J. HARTLEY, G. MURPHY, R.F. POWERS, D. BERG, Y S.R. RADOSEVICH, STEVEN. 2005. Environmental Consequences of Intensively Managed Forest Plantations in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry* 103: 83-87.
- HOWE, G.T., B. SHINDLER, B. CASHORE, E. HANSEN, D. LACH, Y W. ARMSTRONG. 2005. Public influences on plantation forestry. *Journal of Forestry* 103: 90-94.
- IROUMÉ, A, O. MAYEN Y A. HUBER. 2006. Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. *Hydrological Processes* 20: 37-50.
- LINDENMAYER, D.B. Y R.J. HOBBS. 2004. Fauna conservation in Australian plantation forests - a review. *Biological Conservation* 119:151-168
- MANNAN, R.W. Y E.C. MESLOW. 1984. Bird populations and vegetation characteristics in managed and old-growth forests, northeastern Oregon. *Journal of Wildlife Management* 48:1219-1238.
- MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, CG MITTERMEIER, GAB DA FONSERCA Y J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NÁJERA, A. Y J.A. SIMONETTI. 2010. Enhancing Avifauna in Commercial Plantations. *Conservation Biology* 24:319-324.
- O'LOUGHLIN, C. 1995. The sustainability paradox—an examination of the plantation effect—a review of the environmental effects of plantation forestry in New Zealand. *New Zealand Forestry* 39:3-12
- TOMASEVIC, J.A Y C.F. ESTADES. 2008. Effects of the structure of pine plantations on their “softness” as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 255 : 810-816 ■

ECOHIDROLOGÍA DE ZONAS SEMIÁRIDAS: CASO DE ESTUDIO EL RUTAL

Marcelo Sepúlveda M.⁽¹⁾

⁽¹⁾Departamento de Gestión Forestal y su Medioambiente.
Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile.
msepulve@uchile.cl

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas semiáridos son sistemas complejos, condicionados por el comportamiento incierto de las lluvias. En Chile, estas áreas ocupan alrededor de 2,0 millones de hectáreas (Riquelme *et al.*, 2004) y sobre ellas se desarrollan las más diversas actividades humanas aún cuando la disponibilidad de agua es escasa. Lo anterior ha contribuido a que sean catalogadas como zonas altamente vulnerables a perturbaciones producto de un potencial cambio climático, razón por la cual están recibiendo atención científica y académica (D'Odorico y Porporato, 2006).

Actualmente estos ecosistemas se están estudiando en función de la respuesta de la vegetación a la hidrología local usando un enfoque integrado o ecohidrológico. La ecohidrología se ha constituido en una disciplina que se ha encargado de homologar escalas espaciales y temporales de los componentes clima-suelo-vegetación. La definición más aceptada es aquella que la señala como "la ciencia que intenta describir los mecanismos hidrológicos que son la base de los patrones y procesos ecológicos" (Rodríguez-Iturbe, 2000). Se le considera además como una herramienta que responde a los nuevos requerimientos en la gestión del agua y de cuencas, dada su

transversalidad temática, integración de disciplinas y homogenización de escalas de trabajo (Zalewski, 2000).

Investigaciones en ecohidrología tuvieron su inicio oficial en el Massachusetts Institute of Technology (MIT) a fines de la década de los 70. Fue el profesor P. S. Eagleson quien se interesó en estudiar los procesos que ocurren en el ecosistema considerando a la vegetación como un indicador de su salud. Los resultados de su trabajo se publicaron en once artículos en la revista *Water Resources Research* en octubre de 1978 y posteriormente su libro "*Ecohydrology: Darwinian expression of vegetation form and function*", recoge más de 20 años de investigación en dicha línea (Eagleson, 2002).

En 1999, el profesor Rodríguez-Iturbe y colaboradores proponen un modelo de balance hídrico estocástico a escala puntual con el cual caracterizan la dinámica de la humedad del suelo y su variabilidad espacio-temporal. Los resultados de esta línea de investigación son presentados en el libro "*Ecohydrology of Water-Controlled Ecosystems: Soil Moisture and Plant Dynamics*" (Rodríguez-Iturbe y Porporato, 2004), el cual se complementa con el trabajo "*Dryland Ecohydrology*" (D'Odorico y Porporato, 2006), el que profundiza el efecto de la hidrología en el ciclo de

nutrientes, en los patrones espaciales de la vegetación y en la respuesta del ecosistema a disturbios naturales y humanos.

El presente artículo tiene como objetivo fundamental presentar una visión general y transversal sobre ecohidrología y su potencial aplicación en Chile como una herramienta que permita apoyar el entendimiento y modelación de ecosistemas semiáridos, considerando a la productividad vegetal total como variable de respuesta.

HIDROLOGÍA Y VEGETACIÓN DE ZONAS SEMIÁRIDAS

Se ha establecido que las zonas semiáridas tienen una importancia espacial, por ubicarse en áreas de transición climática siendo por ello más susceptibles y vulnerables a variaciones atmosféricas (Salas, 2000). Para la zona central de Chile, entre Valparaíso y Concepción, se ha determinado un clima mediterráneo que entre sus subdivisiones se encuentra el tipo semiárido, el que se caracteriza por una marcada sequía estival (entre diciembre y marzo) (Di Castri y Hayek, 1976; León y Squeo, 2004; Sepúlveda, 2010).

La escasez de agua, propia de las zonas semiáridas, ha determinado la existencia de flora compuesta por especies de metabolismo C_3 y sólo algunas especies C_4 y CAM¹. Esta ha desarrollado ciertas adaptaciones al estrés hídrico y térmico, ya sea evitando tales períodos o bien, haciendo modificaciones estructurales individuales o a nivel comunitario. Respecto a este último, dos hipótesis se han desarrollado para explicar la convivencia y estabilidad entre diferentes tipos funcionales de plantas en ambientes semiáridos: la primera corresponde a la "hipótesis de dos-capas" propuesta por Walter en 1971 (Ogle y Reynolds, 2004), mientras que la segunda, trata la "hipótesis pulso-reserva" propuesta por M. Westoby y K. Bridges, la cual fue publicada oficialmente por Noy-

Meir (1973). Ambas hipótesis apuntan a establecer que se produce una diferenciación de nicho dada por las distintas profundidades que alcanzan las raíces según tipo funcional de planta. Así los árboles desarrollan estructuras que llegan hasta las capas más profundas del suelo, en donde se mantiene por más tiempo la humedad aportada por pulsos largos de lluvia, mientras que las herbáceas desarrollan raíces más superficiales influenciadas por pulsos cortos de lluvia y sometidas a pérdidas de agua en transpiración y evaporación.

De acuerdo a lo anterior, la dinámica del agua en el suelo es una de las variables centrales que ayudan a caracterizar la respuesta de la vegetación y a su vez, relacionarla con los pulsos de precipitaciones (Baudena *et al.*, 2007). La figura 1, muestra el comportamiento de las series temporales de la fracción de área cubierta con vegetación (denotada por "b", que varía entre 0 y 1) y el grado de saturación, denotada por "s" ($0 \leq s \leq 1$). El comportamiento diferenciado de la serie de cobertura vegetal de acuerdo a valores promedio y valores máximos, permite establecer que se dan ciertas adaptaciones de la vegetación a la disponibilidad de humedad del suelo.

De acuerdo con D'Odorico y Porporato (2006), Eagleson (2002) y Muñoz *et al.* (2008), las estrategias de la vegetación, para hacer frente tanto a períodos de sequía como de superávit, son de diferente índole. Estas adaptaciones van desde la organización de las especies en el espacio hasta cambios fisiológicos en raíces y hojas.

Para el caso de Chile y a nivel de comunidades vegetales, los ambientes semiáridos tienden a estar cubiertos espontáneamente por arbustos deciduos de verano y herbáceas estacionales. Especies como *Colletia ulicina* (Gilt) "Crucero" y *Trevoa trinervis* (Miers) "Tevo" evitan períodos secos eliminando sus hojas. Otras presentan un agrupamiento en el espacio determinado por la presencia de especies catalogadas como "levantadores hidráulicos" tales como *Porlieria chilensis* Johnst. "Guayacán" (Muñoz *et al.*, 2008).

1 CAM por su sigla en inglés Crassulacean Acid Metabolism

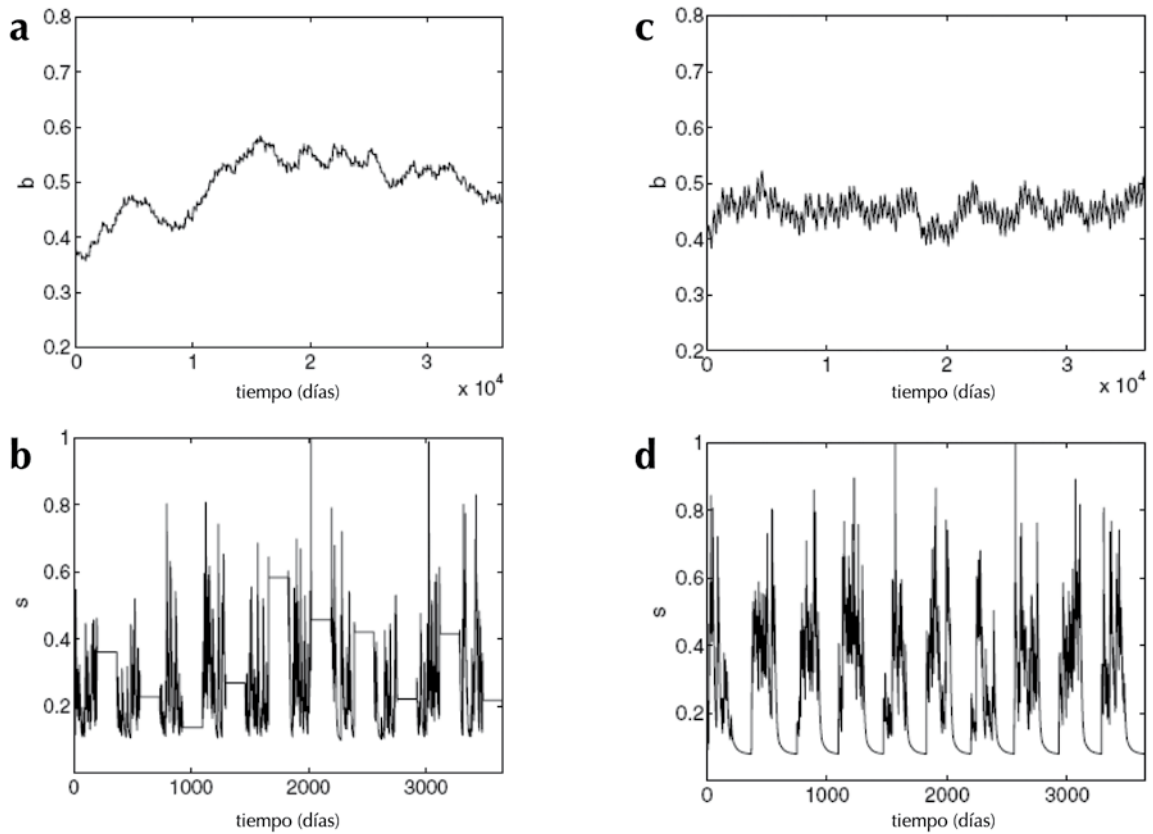


Figura 1. Comportamiento de series temporales de cobertura vegetal y grado de saturación del suelo. Las figuras a y b, consideran los valores promedio tanto de cobertura como de contenido de humedad. Mientras que las figuras c y d, muestran el comportamiento considerando valores singulares y actividad vegetal en la estación seca (sin lluvias) (Fuente: (Baudena, et al., 2007))

DINÁMICA DE LA HUMEDAD DEL SUELO Y SU MODELACIÓN ECOHIDROLÓGICA

En la relación clima-suelo-vegetación, se da una complejidad en los procesos determinada por una alta no linealidad. Al respecto, se han desarrollado una serie de modelos que estiman el contenido de humedad del suelo en base a un balance hídrico, partiendo de lo propuesto por Eagleson (1978), quien describe el movimiento vertical del agua entre la superficie y estratos inferiores desde el punto de vista probabilístico. Posteriormente Laio *et al.* (2001) y Rodríguez-Iturbe, *et al.* (1999) desarrollan un modelo estocástico de humedad del suelo a escala puntual (Ec. (1)) considerando la topografía del terreno (Ec. (2)).

$$nZ_r \frac{ds(t)}{dt} = R(t) - I(t) - Q[s(t), t] - E[s(t), t] - L[s(t)] + \Phi_{lat} \quad \text{Ec.(1)}$$

$$\Phi_{lat} = Z_r \frac{\partial}{\partial x} \left[K_{lat}(s) \left(S(x) + \frac{\partial \psi_s}{\partial x} \right) \right]$$

Ec.(2)

Este modelo matemático corresponde a una ecuación diferencial estocástica de primer orden, no-lineal en s , condicionada por un ruido típicamente no-gaussiano determinado por las precipitaciones. Es un modelo discreto en el tiempo (por eventos) integrado puntual y verticalmente en una capa de suelo.

La ecuación considera a $s(t)$ como variable estado y que corresponde al grado de saturación del suelo ($0 \leq s(t) \leq 1$); n ($0 \leq n \leq 1$), es la porosidad del suelo; Z_r , profundidad de las raíces (en mm); t tiempo (días); $R(t)$ altura de agua caída promedio por evento (mm día⁻¹); $I(t)$, es la cantidad de agua interceptada por el follaje (mm día⁻¹); $Q[s(t), t]$,

cantidad de agua que escurre en cada paso de tiempo (mm día^{-1}); $E[s(t), t]$, altura de agua evapotranspirada en cada paso de tiempo (mm día^{-1}); $L[s(t), t]$, altura de agua que se pierde por percolación profunda, es decir, fuera del horizonte donde se concentran las raíces (mm); Φ_{lat} , flujo neto por contribuciones laterales (mm). Para el caso de la Ec.(2); x , es la dimensión horizontal; $S(x)$, es la pendiente local; $K_{lat}(s)$ conductividad hidráulica lateral (mm.día^{-1}) y Ψ_s , es el potencial hídrico del suelo. El modelo no considera la propagación del frente húmedo, la variación espacial de la humedad ni la distribución de las raíces (Sepúlveda, 2010).

MODELACIÓN ECOHIDROLÓGICA EN EL PREDIO EL RUTAL, TIL-TIL.

El predio El Rutal está ubicado a 58 km por la Ruta 5 al norte de la ciudad de Santiago y es propiedad de la empresa Aguas Andinas. La superficie total alcanza los $18,9 \text{ km}^2$ y en ella se describieron ocho unidades homogéneas de suelo mediante la implementación de 25 calicatas y 70 puntos de muestreo con bastón pedológico ubicadas aleatoriamente en el predio. En cada calicata se realizó un reconocimiento del perfil, midiéndose el espesor de cada horizonte y la presencia de raíces. Se obtuvo además una muestra de 1 kg de suelo que fue llevada a laboratorio donde se midieron y estimaron algunos parámetros tales como porosidad, contenido de arcilla, contenido de humedad, materia orgánica y textura.

La comunidad vegetal dominante se caracterizó en base a tres campañas de terreno (invierno de 2007, primavera de 2008 y verano de 2009). Esta correspondió a una asociación *Acacia caven* (Mol.) Mol - *Flourensia thurifera* (Mol.) D.C. que para el período 2000-2008 manifestó máximos de actividad fotosintética entre fines de junio e inicio de noviembre (Sepúlveda, 2010).

El registro diario de precipitaciones para el período 2000-2008 se obtuvo de la estación meteorológica Polpaico ($33^\circ 07' \text{ S}$, $70^\circ 49' \text{ O}$, 541 m s.n.m.) ubicada a 12 km al sureste del predio. Esta serie se analizó en base a la frecuencia λ (evento día^{-1}) y a la magnitud α (mm evento^{-1}).

La respuesta de la comunidad vegetal para el período se analizó mediante el uso del índice EVI (*Enhanced Vegetation Index*, índice vegetal mejorado) (Huete *et al.*, 1999), obtenido del conjunto de datos MOD13Q1.5 de imágenes MODIS/TERRA, disponibles en el sitio web del U.S. Geological Survey de 16 días de resolución temporal (dos imágenes por mes) y 250 m de resolución espacial. Esta última determinó un área mínima de análisis de 6,25 ha, el cual da la ventaja de reducir los efectos de la topografía local en el área de estudio. Este índice varía entre -1,0 (nula productividad vegetal) y +1,0 (máxima productividad vegetal).

Las imágenes fueron trabajadas con el programa ENVI 4.2 de Research Systems Inc. con el cual se extrajo una sub-imagen o escena del sitio estudiado mediante la creación de una máscara. Para cada escena se realizó el cambio de sistema de referencia a coordenadas UTM, Datum WGS84, Zona Huso 19 Sur para posteriormente almacenarlas en formato ASCII y ser tratadas en ArcMap 9.2 de ArcGIS 9, desde donde se traspasaron y almacenaron en formato raster. Este formato permitió realizar el cruce automático con la información vectorial generada para el área de estudio y así obtener el número de píxeles por polígono y los valores de EVI (acumulado en los 15 días, el promedio, la desviación estándar, el máximo y el mínimo) para las unidades homogéneas de suelo (UHS).

Para obtener una solución a la Ec.(1), se consideró que la infiltración queda representada por $\varphi[s(t), t] = R(t) - I(t) - Q[s(t), t]$, para lo cual se asumió que una fracción de h (altura de agua caída, en mm) puede ser infiltrada, debido a que cuando la lluvia caída excede la capacidad de almacenamiento de la columna de suelo determinada por $nZ_r(1-s)$,

se genera escorrentía, de manera que este proceso se modeló como un proceso Hortoniano determinado por $Min[h, nZ_r(1-s)]$. La estimación de la infiltración consideró entonces la cuantificación en terreno de la profundidad activa (o efectiva) del suelo (Z_r). Por su parte, la Intercepción $I(t)$ se basó en la determinación de un umbral Δ determinado por el tipo vegetal involucrado (Laio *et al.*, 2001) y que se entrega para diferentes tipos funcionales de plantas de ambientes semiáridos.

A la suma entre evapotranspiración y percolación ($\chi[s(t), t] = E[s(t), t] + L[s(t), t]$) se llamó “pérdidas” (mm día⁻¹). Su estimación se realizó primero para cada componente y luego de manera conjunta. Un mayor detalle se entrega en (Sepúlveda, 2010).

La solución a la Ec.(1) se implementó en MatLab 7.1(R14) y consideró llevar la Ec.(1) a la forma de un problema de valor inicial (P.V.I.) para luego utilizar el esquema numérico de diferencias finitas explícitas en el espacio, considerando un punto representativo para cada unidad homogénea de suelo j en el área de estudio ($j = 1, \dots, 8$) tal como lo entrega la Ec.(3).

$$s_{t+1}^j = \left(\frac{\varphi_t^j}{nZ_r} - \frac{\chi_t^j}{nZ_r} \right) \cdot \Delta t + s_t^j$$

Ec.(3)

Donde el paso de tiempo dt equivale a Δt e igual a 1 (1 paso por día) y $\Delta s = s_{t+1}^j - s_t^j$ y s_{t+1}^j corresponde al valor de la humedad en la unidad de suelo j para el tiempo $t+1$. De acuerdo a lo anterior, s_t^j corresponde al valor conocido (medido en terreno el 14 de marzo de 2007) en el tiempo $t = 0$ el cual se asume representativo para todas las UHS del área de estudio.

La verificación de los resultados obtenidos por el modelo numérico para el período de análisis (01 enero 2000 al 31 diciembre 2008) se realizó replicando las experiencias de Castellaro y Squella (2006) y Montaldo *et al.* (2008), como también generando las curvas de

comportamiento de “pérdidas” entregadas por Laio *et al.* (2001).

Los valores de entrada a la solución numérica se entregan en la tabla 1. La validación se realizó en base a bibliografía, dada la escasez de información para el área de estudio. Los resultados que entrega el modelo, se almacenaron en un archivo MS Excel y corresponden a valores diarios del grado de saturación del suelo ($s(t)$), escorrentía superficial ($Q[s(t), t]$) y pérdidas ($\chi[s(t), t]$). Se generaron series diarias para cada unidad homogénea de suelo (UHS), presentándose en este caso la serie de $s(t)$, correspondiente a la UHS – 8 (Figura 2). Estos valores fueron agregados a una escala mensual (valores promedio diario mensual), para ser consistentes con los que entrega el EVI, cuyo comportamiento para las ocho UHS se presentan en la figura 3.

La integración de los valores promedio diario mensuales de $s(t)$ y EVI se realizó usando modelos estocásticos autorregresivos sobre las variables estandarizadas periódicamente de la serie $s(t)$. Para el caso de la UHS – 8, correspondió a uno del tipo autorregresivo de primer orden (AR(1) con $\phi_j = 0,549$ RMSE=0,72; MSE=0,52) tal como lo presenta la Ec.(4) que considera la nomenclatura de Box y Jenkins, donde EVI_{est} corresponde a la variable estandarizada periódicamente, B al coeficiente autorregresivo y al error.

$$(1 - 0,549B)EVI_{est} = \varepsilon_t$$

Ec.(4)

Aplicando la Ec.(4), y obteniendo los residuos (diferencia entre los valores EVI observados y EVI estimados con el AR(1)) se realizó el ajuste de modelos tipo Función de Transferencia (FT) para pronosticar los valores promedio diario mensual de EVI siguiendo el procedimiento que presenta [19]. Para la UHS – 8 se seleccionó el modelo FT cuyos residuos seguían una distribución normal y no presentaban coeficientes de la función de autocorrelación con valores significativos a un nivel de confianza del 95%. Este correspondió a uno de segundo orden (FT(2,1,1), ver Ec.(5)) con parámetros

ajustados $\delta_1 = 0,311$; $\delta_2 = 0,106$; $\omega_0 = -0,009$ y $\omega_1 = 0,063$, que minimizan la varianza del error, con $RMSE=0,641$, $MSE=0,411$, $r = 0,84$ y $P < 0,05$.

$$(1 - \delta_1 B - \delta_2 B^2) Y_t = (\omega_1 B) X_{t-1} + \eta_t$$

Ec.(5)

La figura 4, entrega el pronóstico del EVI (respuesta vegetal) para la UHS – 8 usando el modelo FT ajustado y se compara gráficamente con la serie EVI mensual observada para el período en cuestión.

Parámetro	Unidad	Valor	Referencia
$S_h^{(1)}$	Adimensional	0,19	Estimado usando SPAW con datos de terreno. (Laio et al, 2001)[8]
$S_w^{(2)}$	Adimensional	0,27	
$S^*^{(3)}$	Adimensional	0,41	
$S_{fc}^{(4)}$	Adimensional	0,76	
$E_w^{(5)}$	mm día ⁻¹	0,13	(Laio et al 2001, Montaldo et al, 2008, Rodríguez - Iturbe et al, 1999)[8], [10], [15]
$b^{(6)}$	Adimensional	11	(Laio et al, 2001, Rodríguez - Iturbe et al, 1999)[8] y [15]
Z_r	mm	1000 (unidad suelo 1, 2, 5 y 6)	Medido en terreno.
		700 (unidad suelo 3,4 y 7)	
		300 (unidad suelo 8)	
K_s	mm día ⁻¹	130 (unidad suelo 1 a la 7)	Estimado en laboratorio con datos de terreno.
		60 (unidad suelo 8)	
n	Adimensional	0,52 (unidad suelo 1 a 6)	
		0,46 (unidad suelo 7 a 8)	

Tabla 1. Valores para los parámetros de entrada al modelo de balance hídrico del suelo. (1), (2), (3) y (4) corresponden a grados de saturación umbrales válidos para todas las unidades de suelo. S^* , saturación donde la planta comienza a cerrar los estomas en respuesta al estrés hídrico, S_w , donde la planta comienza a marchitarse,

S_h , grado al punto higroscópico y S_{fc} grado a la capacidad de campo; (5) E_w , es la evaporación diaria promedio en el punto de marchitez de la planta y (6) b , el índice de distribución del tamaño de poros.

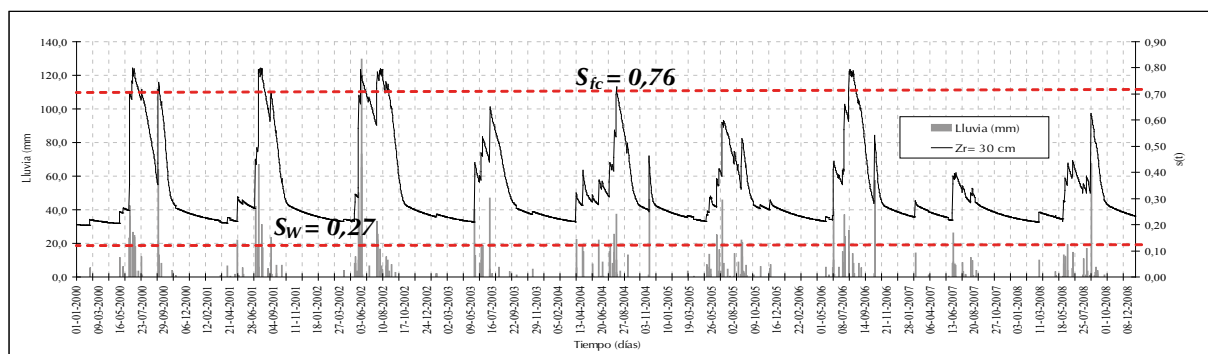
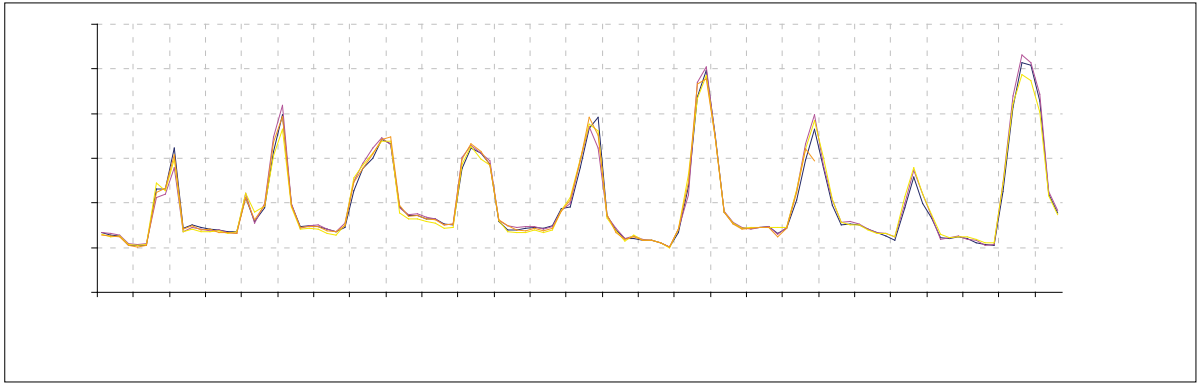


Figura 2. Estimación del contenido de humedad el suelo $s(t)$ para la unidad homogénea (UHS) – 8 en el área de estudio.

S_{fc} es el grado de saturación a la capacidad de campo y S_w grado de saturación al punto de marchitez permanente.



temporales y espaciales entre variables, en este caso la influencia de la humedad del suelo en el EVI o respuesta vegetal global. La variabilidad observada y modelada de esta última no estaría determinada únicamente por procesos biológicos determinísticos sino también por procesos de uso histórico del recurso y que ciertamente los valores pronosticados no recogen, por estar en función sólo de $s(t)$.

En términos generales, una modelación ecohidrológica aplicada a ecosistemas semiáridos, se constituye como una herramienta que nos permite un entendimiento avanzado de cómo gestionar estos ecosistemas sin modificar significativamente y sustancialmente sus procesos fundamentales. Del mismo modo, el uso de sensores remotos en hidrología debe ser fomentado ya que nos permiten reconstruir series históricas de variables biológicas asociadas a procesos físicos (precipitación, evaporación, transpiración, infiltración, entre otros), aportando información para realizar un seguimiento continuo y un mejoramiento en los ajustes a los modelos que se deseen implementar. En dicho contexto, el uso de modelos hidrológicos estocásticos y de sensores remotos acoplados a modelos ecohidrológicos, permiten incorporar el dinamismo espacio-temporal propio de los sistemas naturales, dejando atrás modelos determinísticos de respuesta global y estática, ampliamente usados en Chile.

BIBLIOGRAFÍA

- BAUDENA, M., BONI, G., FERRARIS, L., VON HARDENBERG, J y PROVENZALE, A. (2007) Vegetation response to rainfall intermittency in drylands: Results from a simple ecohydrological box model. *Advances in Water Resources* 30:1320–1328.
- CASTELLARO, G. y SQUELLA, F. (2006) Modelo Simple de Simulación para la Estimación del Crecimiento, Fenología y Balance Hídrico de Praderas Anuales de Clima Mediterráneo. *Agricultura Técnica* (Chile) 66(3):271-282 (Julio-Septiembre).
- DI CASTRI, F. y HAYEK, E. (1976) Bioclimatología de Chile. Vicerrectoría Académica – Universidad Católica de Chile. Editorial Universidad Católica de Chile. 163 pp.
- D'ODORICO, P. y PORPORATO, A. (2006) Dryland Hydrology. P. D'Odorico and A. Porporato Editors. Springer. ISBN-10 1-4020-4260-4 (e-book).
- EAGLESON, P. S. (1978) Climate, soil, and vegetation: 1. Introduction to water balance dynamics. *Water Resources Research* 14(5): 705–712.
- EAGLESON, P. S. (2002) Ecohydrology: Darwinian expression of vegetation form and function. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 443 pp.
- HUETE, A., JUSTICE, C. y LEEWEN, W. (1999) MODIS vegetation index (MOD 13). Algorithm theoretical basis document ATBD13. Disponible en http://modis.gsfc.nasa.gov/data/atbd/atbd_mod13.pdf
- LAIO, F., PORPORATO, A., RIDOLFI, L. y RODRIGUEZ-ITURBE, I. (2001) Plants in Water-controlled Ecosystems: Active Role in Hydrological Processes and Response to Water Stress: II Probabilistic Soil Moisture Dynamics. *Adv. Water Res.* 24 (7): 707–723.
- LEÓN, M. y SQUEO, F. (2004) Levantamiento hidráulico: la raíz del asunto. En: Fisiología Ecológica en Plantas: Mecanismos y respuestas a estrés en los ecosistemas. Hernán Merino Cabrera Editor. EUV Valparaíso, Chile. Pp 99-109.
- MONTALDO, N., ALBERTSON, J. y MANCINI, M. (2008) Vegetation Dynamics and Soil Water Balance in a Waterlimited Mediterranean Ecosystem on Sardinia, Italy. *Hydrol. Earth Syst. Sci* 12, 1257–1271.
- MUÑOZ, M., SQUEO, F., LEÓN, TRACOL, Y. y GUTIERREZ, J. (2008) Hydraulic lift in three shrub species from the Chilean coastal desert. *Journal of Arid Environments* 72: 624–632
- NOY-MEIR, I. (1973) Desert ecosystems: Environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 25-51.

- OGLE, K. y REYNOLDS, J. (2004) Plant responses to precipitation in desert ecosystems: integrating functional types, pulses, thresholds, and delays. *Oecología* 141: 282 – 294.
- RIQUELME, J., PÉREZ, C. y YOSIKAWA, SH. (2004) Manejo y Prácticas Conservacionistas del Suelo para un Desarrollo Sustentable del Secano. Centro de Investigación Regional Quilamapu. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Ministerio de Agricultura. Chillán, Chile. 200 p.
- RODRIGUEZ-ITURBE, I., PORPORATO, A., RIDOLFI, L., ISHAM, V. y COX, D. (1999) Probabilistic Modelling of Water Balance at a Point: The role of Climate, Soil and Vegetation. *Proc. R. Soc. London, Ser. A.*, 455: 3789-3805.
- RODRIGUEZ-ITURBE, I. (2000) Ecohydrology: A Hydrology Perspective of Climate-Soil-Vegetation Dynamics. *Water Resources Research*, 36 (1): 3-9.
- RODRIGUEZ-ITURBE, I. y PORPORATO, A. (2004). Ecohydrology of Water-Controlled Ecosystems: Soil Moisture and Plant Dynamics, Cambridge Univ. Press, Cambridge. 442 pp.
- SALAS, J. D. (2000) Hidrología de zonas áridas y semiáridas. *Ingeniería del Agua*, 7(4): 409-429.
- SANCHEZ-PEÑA, D. (1987) Estadística. Modelos y Métodos. Vol 2. Métodos lineales y series temporales. Alianza Universidad Texto, Madrid.
- SEPÚLVEDA M. (2010). Dinámica de la humedad del suelo y su influencia en la respuesta vegetal de un ambiente semiárido. Tesis Magíster en Ingeniería. Escuela de Ingeniería. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. 122 p.
- ZALEWSKI M. (2000) Ecohydrology — the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering* 16: 1–8. ■

¿QUÉ PROBLEMAS DE CONSERVACIÓN TIENEN LAS POBLACIONES DE GUANACO EN CHILE? ⁽¹⁾

Benito A. González ^{(2) (3)}

⁽²⁾ Ingeniero Agrónomo, Laboratorio de Ecología de Vida Silvestre, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. bengonza@uchile.cl

⁽³⁾ Grupo Especialista en Camélidos Sudamericanos Silvestres, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (GECS/CSE/UICN)

⁽¹⁾ Proyecto Tesis Doctoral,

Programa de Doctorado en Ciencias Silvoagropecuarias y Veterinarias, Universidad de Chile

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas el aumento en la percepción del valor de la diversidad biológica ha hecho que se desarrollen diversas estrategias de conservación para evitar la extinción de especies (Young, 2000). Muchas de estas se basan en la identificación y control de los procesos que hacen que las poblaciones declinen en el tiempo (Caughley, 1994). Entre las especies amenazadas en Chile está el guanaco (*Lama guanicoe*), camélido sudamericano nativo que habita ambientes abiertos y semi-abiertos (Franklin, 1982, González *et al.*, 2006), cuya abundancia en la zona austral lo ha hecho conocido en el ámbito forestal. Allí ramonea brotes y hojas de la lenga, lo que afecta el crecimiento y regeneración de rodales sujetos a manejo en Tierra del Fuego (Cavieres y Fajardo, 2005). También es conocida su población en el Parque Nacional Torres del Paine, donde su alta densidad y tolerancia a la presencia humana hace de ellos un atractivo turístico (Franklin *et al.*, 1997). Sin embargo, esta imagen pública de especie “sin problemas”, contrasta diametralmente con la situación que viven otras poblaciones a lo largo del país. Incluso las ya mencionadas están sujetas a factores antrópicos que podrían afectar los esfuerzos de protección que lo han llevado a recuperarse. Por ello, el objetivo de

este artículo es describir los principales problemas de conservación que enfrenta actualmente la especie en nuestro país.

ESTADO DE CONSERVACIÓN

El guanaco ha reducido su distribución un 25% (Ceballos y Ehrlich, 2002) y su abundancia ha disminuido a un 3%, estimada actualmente en cerca de 900.000 individuos (González, datos no publicados) desde la llegada de los europeos. Pese a estas cifras, la especie está clasificada como “de Preocupación Menor” con una tendencia numérica estable a nivel mundial (Baldi *et al.*, 2008). Esta designación está basada en su amplia distribución, la existencia de poblaciones abundantes y su presencia en áreas silvestres protegidas (Baldi *et al.*, 2008). Sin embargo, las poblaciones de Perú, Bolivia y Uruguay presentan serios problemas, por lo están consideradas allí en Peligro de Extinción.

En Chile se estima un total superior a 70.000 ejemplares con abundancias locales heterogéneas. La Isla Grande de Tierra del Fuego concentra la mayor población, mientras que en el resto del país existen grupos de decenas, cientos o de algunos miles de guanacos (Tabla 1). Estas cifras podrían

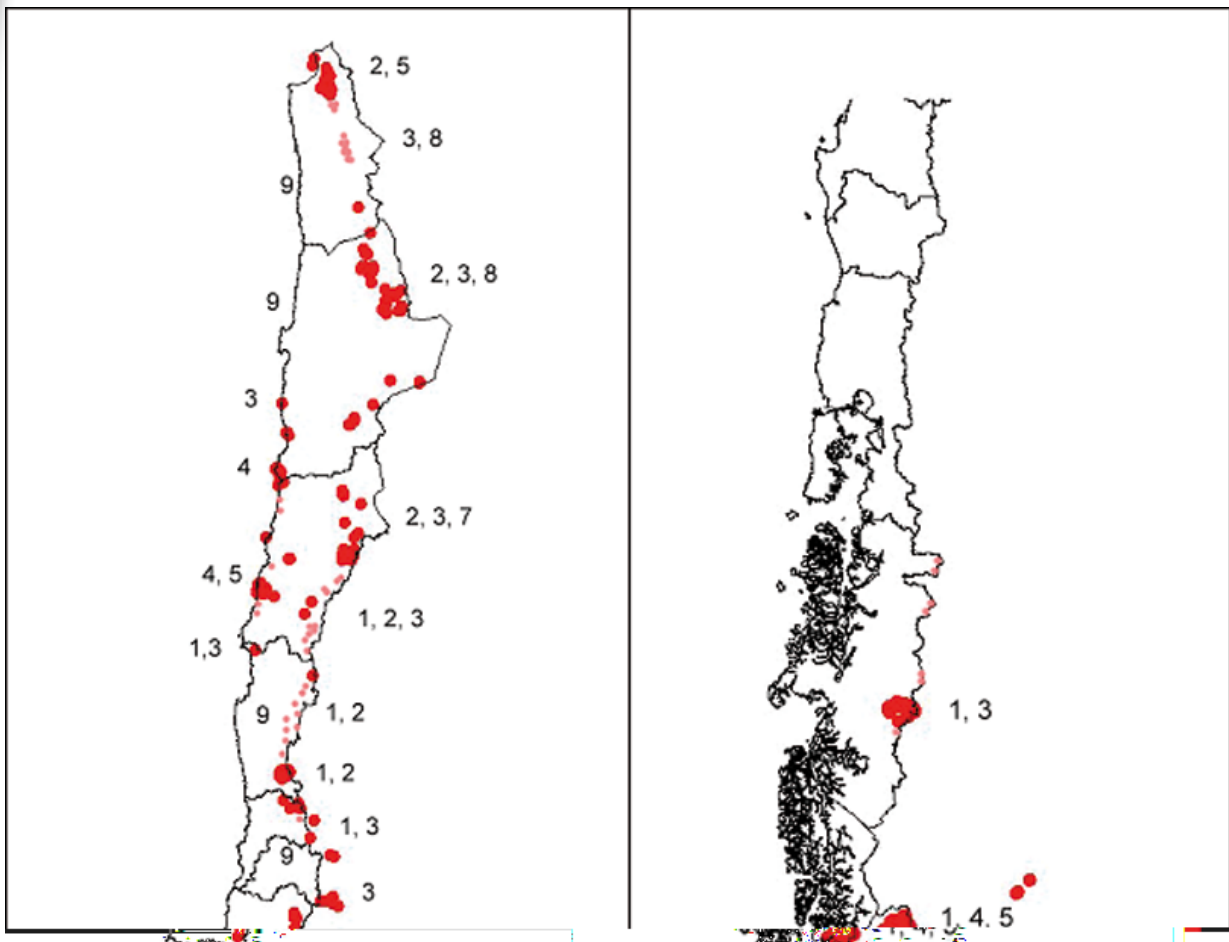
aumentar si se incorporan aquellos individuos de áreas no monitoreadas. Estas abundancias, junto a otras variables, han sido la base para realizar las diferentes clasificaciones en estados de amenaza. La Corporación Nacional Forestal, CONAF, basada en la opinión de expertos, lo clasificó como Vulnerable (Glade, 1988). Por otro lado, en base a la distribución, tamaño poblacional, ecosistemas que ocupa, entre otros, el guanaco ha sido clasificado también como Vulnerable (Cofré y Marquet, 1999). El reglamento de la Ley de Caza N° 19.473 (Servicio Agrícola y Ganadero, 1998) clasifica al guanaco de acuerdo a zonas administrativas, estando en el norte, centro y sur, clasificado como En Peligro de Extinción, mientras que en la zona austral, como Vulnerable. Adicionalmente, el Reglamento de Clasificación de Especies (Ministerio Secretaría General de la Presidencia 2005) clasifica al guanaco entre la región de Arica y Parinacota hasta la región de los Lagos como Vulnerable, y en la regiones de Aysén y Magallanes como Fuera de Peligro. Finalmente, a nivel de regiones político-administrativas, se considera al guanaco extinto en tres regiones, en Peligro de Extinción en siete, y en dos como Vulnerable. Sólo en la región de Magallanes y Antártica Chilena está Fuera de Peligro (Glade, 1988).

REGIÓN	LUGAR	Total Lugar	Total Región (Est. Cons.)	Referencia
XV	Putre	1.231	1.231(V)	Sielfeld, 2004
II	P.N. Lullailloco,	38	133 (P)	Cunazzay Benoit, 2003
II	P.N. Tatio	15		Cunazza, 1992
II	P.N Río Frio,	55		Cunazza, 1992
II	P.N. Paposo	25		Cunazza, 1992
III	P.N. Pan de Azucar	66	1.034 (P)	CONAF, 2008
III	R.N. Llanos de Challe	900		CONAF, 2008
III	Pedernales Salar Negro Fco	68		CONAF, datos no public.
IV	La Serena cordillera	100	785 (P)	Estimado
IV	Choros	100		Estimado
IV	Illapel cordillera	585		Novoa, com.pers.
V	Alto Petorca y Alicahue	500	500 (P)	Cunazza, 1991
RM	Santiago cordillera	10	10 (P)	Estimado
VI	R.N. Río Cipreses	195	245 (P)	Cunazzay Benoit, 2003
VI	San Fernando cordillera	50		Frank, com. pers
VIII	R.N. Alto Bio Bio	20	20 (P)	Cunazza, 1992
XI	Valle Chacabuco,	3.000	3.140 (V)	Corti, com.pers.
XI	R.N. Cerro Castillo	20		Cunazza, 1995
XI	R.N. Lago Jeinimeni,	30		Cunazza, 1995
XI	R.N. Cochrane,	90		Cunazza, 1995
XII	P.N. Torres del Paine	6.098	67.505 (F)	Traba et al., en prep.
XII	P.N. Pali-Aike	210		Cunazzay Benoit, 2003
XII	Tierra del Fuego N	5.376		Silva, 1997
XII	Tierra del Fuego C-S	39.192		CONAMA, 2009
XII	Tierra del Fuego S	16.429		Conama 1997
XII	Isla Navarino	200		Estimado
TOTAL			74.603 (V)	

Tabla 1: Estimación poblacional y estado de conservación del guanaco (*Lama guanicoe*) por región administrativa en Chile de acuerdo con los estándares de Glade (1988): E = Extinto, P = Peligro de Extinción, V = Vulnerable, F = Fuera de Peligro de Extinción.

FACTORES QUE AFECTAN A LAS POBLACIONES DE GUANACO EN CHILE

Los factores que afectan a la especie muchas veces actúan en conjunto u operan de forma diferenciada temporal y espacialmente (Figura 1). Otros problemas no han sido abordados como el cambio climático, el cual sería un factor que está afectando a la biodiversidad mundial (Root *et al.*, 2003). A continuación se indican los principales problemas que enfrenta la especie.



1: Competencia potencial con el ganado; 2: Modificación y exclusión del hábitat; 3: Caza ilegal; 4: Perros; 5: Barreras al desplazamiento; 6: Actividades de uso mal planificadas; 7: Enfermedades; 8: Hibridismo con camélidos sudamericanos domésticos; 9: Poblaciones extintas y prontas a extinguirse.

Figura 1: Mapa con presencia de guanacos (confirmada en rojo, y probable en rosado) y principales factores de amenaza.

Competencia potencial con el ganado

La competencia es un factor que modula la estructura de comunidades, siendo la segregación

de la dieta un mecanismo que contribuye a la coexistencia entre las especies (Owen-Smith, 2002). La introducción de ganado puede producir competencia

por alimentación con el guanaco (Baldi *et al.*, 2001, Puig, *et al.*, 2001)). A escala regional se observa que la ocupación de hábitats de guanaco para uso ganadero ha provocado su desplazamiento hacia zonas marginales donde el ganado disminuye su densidad (Baldi *et al.*, 2001, Pedrana, *et al.*, 2010, Raedeke, 1980). A escala local, pese a que se observa un uso de hábitat diferencial entre guanacos y ovinos, existe un intenso solapamiento espacial en algunas zonas, lo que es la causante del actual conflicto (Iranzo *et al.*, 2010). La competencia con otros herbívoros introducidos como caprinos, bovinos, equinos y asnos, está escasamente documentado en Chile, sin embargo su importancia puede ser alta en lugares de baja oferta de recursos como es la zona cordillerana y norte de Chile.

Modificación y exclusión del hábitat

El cambio en el uso de suelo ha causado la declinación de muchas especies a través de la pérdida, modificación y fragmentación de los hábitat (Foley *et al.*, 2005). En la Patagonia Argentina, la presencia del guanaco se relaciona positivamente con una mayor distancia a centros poblados y a una menor presencia de ganado, más que a factores ambientales o naturales (Pedrana *et al.*, 2010). Las actividades extractivas a

gran escala que deterioran el hábitat del guanaco, tales como la minería, paradójicamente han contribuido a la protección y a la recuperación de las poblaciones gracias a sus políticas medioambientales. Al ser propietarios de grandes superficies no explotadas y eliminar de ellos la presencia de ganado y la caza, han provocado que los guanacos se mantengan o aumenten numéricamente (12, Novoa com. pers.). Adicionalmente, la relación de respeto entre el personal de la minería con los animales, ha permitido que los guanacos hayan disminuido su distancia de huida frente a las personas (obs. pers.). Modificaciones abruptas del hábitat, tal como el incendio ocurrido en el verano de 2005 en el Parque Nacional Torres del Paine que quemó cerca de 12.000 has, produjo cambios en la cubierta vegetal, la que pasó de ser principalmente arbustiva a otra dominada por especies pratenses. A un año del incendio se observó un aumento en la densidad de animales y de grupos familiares en áreas quemadas, debido a la mejora de la calidad nutritiva de la vegetación y mejor detectabilidad de depredadores. Sin embargo, el sobrepastoreo y pisoteo podría tener un efecto negativo sobre estas zonas actualmente preferidas, produciendo un deterioro del hábitat para el guanaco a mediano plazo (González *et al.*, in prep.).



Figura 2: Guanacos y ovinos coexistiendo en Patagonia (Fotografía: Cristian Estades).

La exclusión del hábitat también afecta localmente a algunas poblaciones de guanaco. Recientemente se cercaron varios poblados de la zona precordillerana de Chile, en la región de Arica y Parinacota, debido al impacto que tienen el guanaco y la taruca sobre los cultivos de terraza (Sielfeld, 2004). Desafortunadamente esta medida extrema refleja el conflicto y la competencia por recursos hídricos y

forraje entre la comunidad y la fauna silvestre. Algo similar se realizó en Tierra del Fuego para excluir guanacos de una zona privada de manejo forestal (Torres, 2009). Se requiere hacer un manejo integrado del conflicto donde se incorpore un monitoreo del efecto de la exclusión de hábitats sobre parámetros poblacionales de la especie.

Caza ilegal

La caza es un tipo de uso que establece el hombre sobre la fauna silvestre, el que proporciona bienes y servicios a quienes practican esta actividad, tanto a nivel tradicional como comercial. Sin embargo, la caza ilegal, la caza mal planificada y la sobreexplotación han sido causantes de pérdida de biodiversidad. El guanaco es una especie que ha sido cazada desde la llegada del hombre a Sudamérica (Franklin, 1982). Desde la colonización Europea, el guanaco se cazó para consumo, comercializar su piel, extraer las piedras bezoares de uso medicinal y excluirlos de áreas de interés ganadero. Actualmente se cazan guanacos en Chile por diversión, para la comercialización de carne fresca, la elaboración de charqui, la alimentación de perros ovejeros, y posiblemente para extraer pieles y traficar su fibra, entre otras. La actividad de caza del guanaco se encuentra regulada por la Ley de Caza. Es así como se ha permitido la caza controlada de animales en poblaciones abundantes en Tierra del Fuego y en la región de Aysén con el objetivo de reducir el conflicto con la actividad forestal y ganadera, orientándose hacia el uso de la carne. Afortunadamente es posible tipificar genéticamente a los animales para diferenciar aquellos cazados legalmente, de aquellos cazados furtivamente, siendo una herramienta útil en casos forenses (Marín *et al.*, 2009).

El impacto de los perros

El depredador natural del guanaco es el puma (Franklin *et al.*, 1999). Ante éste, el guanaco posee una serie de mecanismos defensivos como detección y alarma, vivir en grupos, selección de hábitats, entre otros, que permiten una mejor detectabilidad del depredador (Bank *et al.*, 2003, Franklin, 1982, Marino

y Baldi, 2008). También posee una musculatura preparada para carreras cortas de alta velocidad (González-Schnake *et al.*, 2000) que le permite escapar del ataque por acecho y sorpresa de este felino. Los perros asilvestrados, vagos e incluso domésticos atacan a los guanacos con una técnica de caza totalmente diferente, ya que establecen jaurías a través de las cuales son capaces de sostener largas persecuciones sobre crías, juveniles y adultos hasta alcanzarlos (obs. pers.). Los ataques de perros producen la muerte de los guanacos inmediatamente o posteriormente por efecto de las mordeduras, y muchas veces no van acompañados de su consumo. Como consecuencia las poblaciones silvestres de guanaco evitan esas áreas y se desplazan hacia otras zonas de menor calidad o que no están bajo protección. La actualización del reglamento de la Ley de Caza, planificada para el 2011, contemplaría el manejo de los perros asilvestrados, considerándolos como una especie dañina, lo que ofrecerá un marco de acción a diferentes estrategias para evitar este problema.

Barreras al desplazamiento

El guanaco depende de su movimiento para su sobrevivencia, puesto que muchos de los recursos, de los cuales dependen, son escasos o se encuentran distribuidos de forma heterogénea en el paisaje. También, al ser gregarios, la búsqueda y formación de grupos sociales son procesos dinámicos que dependen del movimiento. La importancia de esta conducta se acentúa cuando existen restricciones al acceso a dichos recursos debido a factores climáticos, pudiéndose observar movimientos migratorios (Ortega y Franklin, 1995) o movimientos de respuesta a factores antrópicos, como la presencia de ganado, cacería, turismo mal planificado y depredación, entre otros. Las barreras al desplazamiento, como las causadas principalmente por cercos ganaderos (Figura 2 y 3) en Patagonia y en menor medida por algunos caminos en el norte y centro de Chile, impiden el movimiento de los animales, causan mortalidad por entrapamiento (Figura 3) o atropello, segregación de grupos, posible abandono de crías y/o un mayor riesgo de depredación.



Figura 3: Cría de guanaco enredada en cerco ganadero en la Patagonia (Fotografía: Benito A. González).

No se han evaluado las consecuencias a mediano y largo plazo de estas barreras en la persistencia de las poblaciones de guanaco, sin embargo, es posible tomar medidas al respecto para reducir el efecto del cercado y de los caminos tomando como base la experiencia en otros ungulados.

Actividades de uso mal planificadas

El uso sustentable de fauna silvestre es una alternativa de valorización de la fauna a través de la utilización racional de los bienes tangibles que producen o, de aquellos beneficios no consuntivos. En la actualidad el guanaco está siendo utilizado para producción de carne exótica a través de la caza controlada (Skewes *et al.*, 2000), obtención de fibra fina a través de esquilas de animales en cautividad y silvestres (Bas y González, 2000, Montes *et al.*, 2006), y uso turístico. Actividades de uso como éstas podrían afectar a las poblaciones de guanaco si son realizadas sin los protocolos recomendados. Existe información para realizar esquilas adecuadas en animales en cautiverio y silvestres. Por otro lado, la caza está regulada, monitoreando las poblaciones para asegurar su persistencia en el tiempo. Finalmente el turismo (Figura 4), considerado una actividad de bajo impacto en la fauna y acorde con la conservación, podría afectar a las poblaciones de guanaco debido a que el turista puede ser percibido como un depredador por los animales, generándoles stress, cambiando sus conductas y produciendo su desplazamiento



Figura 4: Guanacos fotografiados por turistas en el Parque Nacional Torres del Paine (Fotografía: Pablo Acebes).

hacia otras zonas (Frid y Dill, 2002). En el caso de poblaciones altamente visitadas, como las del Parque Nacional Torres de Paine, las distancias de fuga son bajas y se relacionaría con la habituación a la presencia humana (Malo *et al.*, 2009). Esto no ocurre en poblaciones donde el turismo es bajo y las poblaciones son cazadas (Donadio y Buskirk, 2006), por ello se requieren estimar las distancias mínimas de acercamiento ante las cuales el guanaco cambia sus estados conductuales, y zonificar áreas de acceso turístico para reducir el impacto de las personas.

Enfermedades

Los guanacos silvestres habitualmente poseen una carga natural de endoparásitos que no produce cuadros clínicos (Cunazza, 1991). Sin embargo, a veces la carga endoparasitaria se exagera debido a condiciones ambientales como la escasez de forraje o la interacción con ganado (Beldomenico *et al.*, 2003). Entre los ectoparásitos, el guanaco es afectado por la sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabies* var. *aucheniae*) la cual es altamente contagiosa, produciéndoles prurito, debilidad e incluso la muerte (Cunazza, 1991). En Tierra del Fuego, la incidencia de sarna ha aumentado (Skewes *et al.*, 2004), debido al aumento de la población de guanacos. Sin embargo, casos recientes en poblaciones poco abundantes de la zona cordillerana de la región de Atacama, están provocando debilitamiento y mortalidad de un alto porcentaje de ejemplares (J. Andaur, com. pers.).

Enfermedades infecciosas bacterianas, como tuberculosis o brucelosis, o virales como fiebre aftosa o rabia, han sido diagnosticadas sólo en camélidos domésticos (Fowler, 1989), sin embargo no hay registros de casos en poblaciones silvestres de guanaco (Karesh *et al.*, 1998, Pérez *et al.*, 2005).

Hibridismo con camélidos sudamericanos domésticos

Los camélidos sudamericanos son especies válidas que pueden hibridarse entre sí y dar descendencia fértil. La cruce de guanacos con llamas ha sido reportada en condiciones de cautividad (Gray, 1954), sin embargo la hibridación de poblaciones silvestres con llamas ha sido escasamente documentada (Mac Donagh, 1940). En zonas altas de las regiones de Tarapacá y Antofagasta existen grupos de camélidos domésticos que poseen fenotipo guanaco, o grupos mixtos conformados por guanacos y llamas. Las consecuencias ecológicas, poblacionales y genéticas de este hibridismo no han sido estudiadas.

Poblaciones extintas y prontas a extinguirse

Las extinciones locales pueden representar la pérdida de capital biológico importante, debido al efecto sobre el ecosistema y los servicios que estos proveen (Ceballos y Ehrlich, 2002). Sin embargo estas son poco atendidas, ya que generan menos impacto en la opinión pública y científica al ser comparada con la extinción de una especie (Hughes *et al.*, 1997, Rosser y Mainka, 2002). En Chile la extinción local de guanacos se evidencia al contrastar la distribución actual con antecedentes arqueológicos y datos históricos (Miller, 1980). Las poblaciones de la zona mediterránea de Chile central habrían desaparecido con el aumento de la población humana y cambio de uso de suelo luego de la colonización europea (Miller, 1980). En la obra de Claudio Gay del siglo XIX aparecen dos ilustraciones de guanacos en áreas de la región del Bío Bío, donde actualmente no existen. Más recientemente, el grupo de guanacos que vivía en Cerro Moreno, en la Región de Antofagasta, se dejó de



Figura 5: Un ejemplar de guanaco de la Isla Navarino, una población muy cercana a la extinción local (Fotografía: Benito A. González).

avistar durante la década de los cincuenta (Mann *et al.*, 1953). Lo mismo habría sucedido con grupos de guanaco de la zona montañosa de Chacabuco en la Región Metropolitana (Gajardo, com.pers.).

Una de las poblaciones que tienen un alto riesgo de extinción debido a la caza y al ataque de perros, es la que habita Isla Navarino (Figura 5). Su número es desconocido, pero cada vez se requiere de un mayor esfuerzo para encontrar ejemplares (obs.pers.). No se están tomando acciones para revertir esta situación.

ACCIONES DE CONSERVACIÓN

Las acciones se han enfocado hacia la generación de un cuerpo legal que protege a individuos y promueve el manejo sustentable de poblaciones, y a través de la protección *in situ* por medio de la creación de áreas silvestres, protegiendo a poblaciones y su hábitat. También se han realizado traslocaciones las que no han tenido éxito en establecer poblaciones viables en el tiempo. Recientemente, en Noviembre de 2010, se realizó un taller de expertos para definir un plan de acción para la conservación del guanaco en la macrozona norte y centro, el cual orientará y priorizará las actividades a realizar para enfrentar los problemas que presenta esta especie.

Legislación

El guanaco está protegido por una serie de convenios internacionales y por la legislación chilena (Iriarte, 2000). Cabe destacar entre ellas el convenio CITES (Convención Internacional sobre el Comercio de Flora y Fauna Silvestre), donde el guanaco se ubica en el Apéndice II, lo cual significa que es posible realizar un comercio internacional regulado de sus productos. A nivel nacional actúa la Ley de Caza N° 19.473, la cual establece su prohibición de caza en todo el país (Servicio Agrícola y Ganadero, 1998), pudiéndose realizar su manejo en lugares específicos, tanto *in situ* como *ex situ*, que cuenten con antecedentes biológico-

poblacionales, y bajo una fuerte fiscalización por parte del Servicio Agrícola y Ganadero.

Áreas Protegidas

En Chile existen 13 áreas silvestres protegidas por el Estado (SNASPE), que listan dentro de su fauna al guanaco. La superficie de estas áreas alcanza el 5% aproximadamente del hábitat que históricamente ha utilizado la especie en Chile (Cunazza, 1992). También son de importancia las áreas protegidas privadas que poseen poblaciones de guanacos, los que aumentan la superficie de protección al doble. La preocupación de algunas mineras en la zona centro y norte, y de ONGs en la zona austral han permitido aumentar la superficie de protección para la especie. El principal problema que poseen algunos terrenos privados, es la carencia de protección legal, incentivos y planes de manejo que aseguren una gestión sustentable (Pauchard y Villarroel, 2002). Adicionalmente, algunas de las áreas de protección no cumplirían con el tamaño mínimo que sustente una población viable de 500 individuos (Simonetti y Mella, 1997), por lo que es importante aplicar acciones más allá de sus límites, como generar áreas *buffer*, proteger los hábitat promoviendo su conectividad, entre otros.

BIBLIOGRAFÍA

- BALDI, R.; ALBON, S.D. y ELSTON, D.A. (2001) Guanacos and sheep: evidence for continuing competition in arid Patagonia. *Oecologia* 129: 561–570.
- BALDI, R.; PELLIZA-SBRILLER, A.; ELSTON, D. y ALBON, S. (2004) High potential for competition between guanacos and sheep in Patagonia. *Journal of Wildlife Management* 68: 924-938.
- BALDI, B.; LICHTENSTEIN, G.; GONZÁLEZ, B.; FUNES, M.; CUÉLLAR, E.; VILLALBA, L.; HOCES, D. y PUIG, S. (2008) *Lama guanicoe*. En: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. www.iucnredlist.org <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/11186/0>, visitado 01/12/2010.

- BANK, M.; SARNO, R. y FRANKLIN, W. (2003) Spatial distribution of guanaco mating sites in southern Chile: conservation implications. *Biological Conservation* 112: 427-434.
- BAS, F. y GONZÁLEZ, B. (2000) Current advances in research and management of the guanaco (*Lama guanicoe*) in Chile. *Ciencia e Investigación* 27: 51-65.
- BELDOMENICO, P.M.; UHART, M.; BONO, M.F.; MARULL, C.; BALDE, R. y PERALTA, J.L. (2003) Internal parasites of free-ranging guanacos from Patagonia. *Veterinary Parasitology* 118: 71-77.
- CAUGHLEY, G. (1994) Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- CAVIERES, L.A. y FAJARDO, A. (2005) Browsing by guanaco (*Lama guanicoe*) on *Nothofagus pumilio* forest gaps in Tierra del Fuego, Chile. *Forest Ecology and Management* 204: 237-248.
- CEBALLOS, G. y EHRlich, P.R. (2002) Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. *Science* 296: 904-907.
- COFRÉ, H. y MARQUET, P. (1999) Conservation status, rarity and geographic priorities for conservation of Chilean mammals: an assessment. *Conservation Biology* 88: 53-68.
- CONAMA (1997) Evaluación de Impacto Ambiental "Proyecto Río Condor, Trillium".
- CORTÉS, A.; MIRANDA, E. y LÓPEZ-FORTÉS, F. (2006) Abundancia y dieta del camélido *Lama guanicoe* en un ambiente altoandino del norte-centro de Chile. En: *Geoecología de los Andes desérticos*. La Alta Montaña del Valle del Elqui (Cepeda, J., ed), pp 383-411. Ediciones Universidad de La Serena. La Serena. Chile.
- CUNAZZA, C. (1991) El guanaco, una especie de la fauna silvestre con futuro. *Boletín Técnico* N° 47, Corporación Nacional Forestal.
- CUNAZZA, C. (1992). The guanaco, Chile. En: *South American camelids: an action plan for their conservation* (Torres, H., ed), pp 16-18. IUCN/GECS, Gland, Switzerland.
- CUNAZZA, C.; PUIG, S. y VILLALBA, L. (1995) Situación actual del guanaco y su ambiente. En: *Técnicas para el manejo del guanaco* (Puig, S. ed.), pp. 27-50. GECS, CSE, UICN.
- CUNAZZA, C. y BENOIT, I. (2003) Censo de especies de fauna 1995 –2002, censos de áreas de concentración de fauna 1995 – 2002. Corporación Nacional Forestal.
- DONADIO, E. y BUSKIRK, S. (2006) Flight behavior in guanacos and vicuñas in areas with and without poaching in western Argentina. *Biological Conservation* 127:139-145.
- FOLEY, J.A.; DE FRIES, R.; ASIER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBAS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N. y SNYDER, P.K. (2005) Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570-574.
- FOWLER, M. (1989) *Medicine and Surgery of South American Camelids*. 1st/Ed. Iowa State University Press, Ames.
- FRANKLIN, W. (1982). Biology, ecology and relationship to man of the South American camelids. En: *Mammalian biology in South America* (Mares, M.A. y Genoways, H.H., eds), pp. 457-489. Vol. Pymatuning Symp. Ecol. Spec. Publ. Vol 6. Lab. of Ecol and Univ. of Pittsburg, Pittsburg.
- FRANKLIN, W.; BAS, F.; BONACIC, C.; CUNAZZA, C., y SOTO, N. (1997) Striving to manage Patagonia guanacos for sustained use in the grazing agroecosystems of southern Chile. *Wildlife Society Bulletin* 25: 65-73.
- FRANKLIN, W.L.; JOHNSON, W.; SARNO, R. y IRIARTE, A. (1999) Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in southern Chile. *Biological Conservation* 90: 33-40.
- FRID, A. y DILL, L. (2002) Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6: 11.
- GLADE, A. ED. (1988). *Lista Roja de los vertebrados de Chile*. CONAF.
- GONZÁLEZ-SCHNAKE, F.; ISLAS, A.; LÓPEZ-RIVERO, J.L.; QUEZADA, M. y GONZÁLEZ,

- H. (2000) Caracterización histoquímica y morfométrica de las fibras del músculo *semitendinosus* del guanaco (*Lama guanicoe*). *Agro-Ciencia* 16: 73-80.
- GONZÁLEZ, B.A.; PALMA, R.E.; ZAPATA, B. y MARÍN, J.C. (2006) Taxonomic and biogeographic status of guanaco *Lama guanicoe* (Artiodactyla, Camelidae). *Mammal Review* 36: 157-178.
 - GRAY, A.P. (1954) Mammalian hybrids. Slough, Commonwealth, Animal Boureaux.
 - Hughes, J.B.; Daily, G.C. y Ehrlich, P.R. (1997) Population Diversity: Its Extent and Extinction. *Science* 278:689-692.
 - IRANZO, E.; GONZÁLEZ, B.A.; ACEBES, P.; ESTADES, C.; MALO, J.E.; ZAPATA, B.; GALAZ, J.L. y TRABA, J. (2010) Segregación de hábitat del guanaco (*Lama guanicoe*) y la oveja (*Ovis aries*) en la Patagonia Chilena: ¿efectos competitivos o selección diferencial? XIII Congreso Nacional y X Iberoamericano de Etología, 21-25 de Septiembre de 2010, Ciudad Real, España.
 - IRIARTE, A. (2000) Normativa legal sobre conservación y uso sustentable de vicuña y guanaco en Chile. En: Manejo Sustentable de la Vicuña y el Guanaco (González, B.; Bas, F.; Tala, C. y Iriarte, A., Eds.), pp 209-221. SAG, PUC, FIA. Santiago, Chile.
 - KARESH, W.B.; UHART, M.M.; DIERENFELD, E.S.; BRASELTON, W.E.; TORRES, A.; HOUSE, C.; PUCHE, H. y COOK, R.A. (1998) Health evaluation of free-ranging guanaco (*Lama guanicoe*). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 29: 134-141.
 - MAC DONAGH, E.J. (1940) Observaciones sobre guanacos cruzados con llamas. *Revista del Museo de la Plata, Zoología* 10: 63-84.
 - MALO, J.E.; GONZÁLEZ, B.A.; TRABA, J.; ESTADES, C.F.; ACEBES, P.; GALAZ, J.L. y ZAPATA, O.B. (2009) Modulation of guanaco (*Lama guanicoe*) flight behaviour by tourist use in Torres del Paine region. The 10th International Mammalogical Congress. Mendoza, Argentina, 9 – 14 August 2009.
 - MANN, G.; ZAPFE, H. y MELCHER, G. (1953) Colonias de guanaco - *Lama guanicoe* - en el desierto septentrional de Chile. *Investigaciones Zoológicas Chilenas I*, 11-13.
 - MARÍN, J.C.; CORTI, P.; SAUCEDO, C. y GONZÁLEZ, B.A. (2009) Application of DNA forensic techniques for identifying poached guanacos (*Lama guanicoe*) in Chilean Patagonia. *Journal of Forensic Sciences* 54: 1073-1076.
 - MARINO, A. y BALDI, R. (2008) Vigilance Patterns of Territorial Guanacos (*Lama guanicoe*): The role of reproductive interests and predation risk. *Ethology* 114: 413-423.
 - MILLER, S. (1980) Human influence on the distributional and abundance of wild Chilean mammals: prehistoric-present. PhD dissertation, University of Washington.
 - MINISTERIO SECRETARÍA GENERAL DE LA PRESIDENCIA (2005) Reglamento para la Clasificación de Especies de Fauna y Flora Silvestre según Estado de Conservación. Gobierno de Chile.
 - MONTES, M.C.; CARMANCHAHI, P.D.; REY, A. y FUNES M.C. (2006) Live shearing free-ranging guanacos (*Lama guanicoe*) in Patagonia for sustainable use. *Journal of Arid Environment* 64: 616-625.
 - ORTEGA, I.M. y FRANKLIN, W. (1995) Social organization, distribution and movements of a migratory guanaco population in the Chilean Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural* 68: 498-500.
 - OWEN-SMITH, N. (2002) Adaptive herbivore ecology. From resources to populations in variable environments. Wits University Press, Johannesburg, South Africa.
 - PAUCHARD, A. y VILLAROEL, P. (2002) Protected areas in Chile: history, current status and challenges. *Natural Areas Journal* 22: 318-330.
 - PEDRANA, J.; BUSTAMANTE, J.; TRAVAINI, A. y RODRÍGUEZ, A. (2010) Factors influencing guanaco distribution in southern Argentine Patagonia and implications for its sustainable use. *Biodiversity and Conservation* 19: 3499-3512.

- PÉREZ, C.; ARREDONDO, F. y TURRA, L. (2005) Manejo sanitario de la vicuña. En: Técnicas para el manejo productivo de la vicuña (*Vicugna vicugna* Molina, 1782) en Chile (Galaz J., y González, G., eds), pp 193 – 206. CONAF – FIA, Santiago.
- PUIG, S.; VIDELA, F.; CONA, M.I. y MONGE, A. (2001) Use of food availability by guanacos (*Lama guanicoe*) and livestock in northern Patagonia (Mendoza, Argentina). *Journal of Arid Environments* 47: 291-308.
- RAEDEKE, K.J. (1980) Food habits of the guanaco (*Lama guanicoe*) of Tierra del Fuego, Chile. *Turrialba* 30: 177-181.
- ROOT, T.L.; PRICE, J.T.; MAY, K.R.; SCHNEIDER, S.H.; ROSENZWEIG, C. y POUNDS, J.A. (2003) Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* 421: 57-60.
- ROSSER, A.M. y MAINKA, S.A. (2002) Overexploitation and Species Extinctions. *Conservation Biology* 16:584-586.
- SERVICIO AGRÍCOLA Y GANADERO (1998) Decreto Supremo N° 05, Reglamento de la Ley de Caza. Ministerio de Agricultura, Chile.
- SIELFELD, W. (2004) Consultoría para el estudio poblacional de guanacos y tarucas asociados a la producción agropecuaria de la precordillera de la provincia de Parinacota. Universidad Arturo Prat y SAG.
- SILVA, A. (1997) Estudio poblacional del guanaco (*Lama guanicoe*) en el sector norte de Tierra del Fuego. Tesis de Médico Veterinario, Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias, Universidad de Chile, Santiago, Chile.
- SIMONETTI, J. y MELLA, J.E. (1997) Park size and the conservation of Chilean mammals. *Revista Chilena de Historia Natural* 70: 213-220.
- SKEWES, O.; GONZÁLEZ, F.; MALDONADO, M.; OVALLE, C. y RUBILAR, L. (2000) Desarrollo y evaluación de técnicas de cosecha y captura de guanacos para su aprovechamiento comercial y sustentable en Tierra del Fuego. En: Manejo Sustentable de la Vicuña y el Guanaco (González, B.; Bas, F.; Tala, C. y Iriarte, A., Eds.), pp 117-141. SAG, PUC, FIA, Chile.
- SKEWES, O.; ALVARADO, L.; BREVIS, C. y QUEZADA, M. (2004) Prevalencia de sarna clínica en guanaco (*Lama guanicoe*) de isla Tierra del Fuego, Chile, 2003. En 13° Congreso Chileno de Medicina Veterinaria.
- TORRES, L. (2009) Plan de Ordenación Forestal Resumen Publico. Forestal Russfin Ltda.
- YOUNG, T. (2000) Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92: 73-83. ■

INVESTIGACIONES ORIENTADAS A LA CONSERVACIÓN DE *Nothofagus macrocarpa* (ROBLE DE SANTIAGO) EN LA LOCALIDAD DE CERRO EL ROBLE (1)

Cristian Pacheco ⁽²⁾, Sergio Donoso ⁽³⁾, Karen Peña-Rojas ⁽⁴⁾

(2) Ing. Forestal, cpacheco.ingfor@gmail.com

(3) Ing. Forestal, Doctor Ingeniero de Montes, sedonoso@uchile.cl

(4) Ing. Forestal, Doctora en "La fisiología de plantas y el ambiente", kpena@uchile.cl

Programa de Bosques Mediterráneos del Departamento de Silvicultura y Conservación de la Naturaleza.
Facultad de Ciencias Forestales y Conservación de la Naturaleza
Universidad de Chile

(1) Proyectos: FONDECYT N°1061100, DOMEYKO - Biodiversidad y MIA/CATIE

La situación actual de los bosques nativos de la zona mediterránea chilena, es el resultado de una historia centenaria de usos tradicionales. Entre ellos, la extracción de leña para calefacción, fabricación de elementos rudimentarios, el pastoreo y ramoneo por la introducción de animales herbívoros, la habilitación de terrenos agrícolas, la expansión urbana e incendios causados por el hombre han sido probablemente los más significativos, por el impacto que han producido en la vegetación.

El bosque esclerófilo (Figura 1), componente vegetacional de mayor extensión en la zona mediterránea, es el ejemplo clásico de esta situación. Sin embargo, los relictos de bosque caducifolio de Roble de Santiago (*Nothofagus macrocarpa*) y Hualo (*Nothofagus glauca*), también han sido testigos de este tipo de usos en décadas pasadas. Cerro El Roble, localidad ubicada a 70 kilómetros al noroeste de la ciudad de Santiago, es un buen ejemplo de esto último (Figura 2). Ahí se encuentra una de las poblaciones del género *Nothofagus* más septentrionales de América, *Nothofagus macrocarpa* (Roble de Santiago). Esta

especie se encuentra en estas latitudes porque durante la última glaciación, se produjo un desplazamiento de la vegetación caducifolia hacia zonas más templadas. Hoy en día, estas formaciones constituyen relictos de aquella vegetación, presentándose en las cumbres de los cerros, en zonas aisladas unas de otras y donde las condiciones del microclima permiten su sobrevivencia.



Figura 1: Bosque esclerófilo, Pullally V Región de Chile



Figura 2: Bosques de *N. macrocarpa* en Cerro El Roble, Til Til Región Metropolitana de Chile

Uno de los problemas actuales que presenta esta formación en Cerro El Roble, es su escasa regeneración (Figura 3). La literatura menciona que esta condición se debería a la juventud de los vástagos de tocón o a problemas en la germinación y posterior establecimiento debido a factores ambientales que lo impiden. Actualmente, no se tienen antecedentes de experiencias que avalen tal fenómeno por lo que no se pueden proponer opciones de conservación o rescate de la especie, si no se tienen antecedentes básicos sobre su funcionamiento.

El panorama general de la formación de Roble de Santiago ubicada en Cerro El Roble, corresponde a un monte bajo con abundante regeneración a partir de cepa. Los datos de inventarios realizados el año 2005, permitieron verificar que la densidad del rodal era muy elevada, observándose árboles que presentaban hasta 11 vástagos por cepa, siendo la densidad media de 6.527 vástagos/ha los que se distribuyen en aproximadamente

1.610 cepas/ha. Como medidas de recuperación del bosque, se propuso realizar diferentes intervenciones silviculturales con fines de conservación para esta especie. Actualmente, el equipo de investigadores del Programa de Bosques Mediterráneos de la Universidad de Chile está evaluando la respuesta al raleo de cepas en un ensayo instalado el año 2006. Esta medida debería mejorar la estructura del bosque e incrementar el crecimiento y desarrollo de los vástagos remanentes a través de la disminución de la competencia interna por agua y nutrientes al interior de la cepa. De esta forma, se lograría mejorar el estado actual del bosque y recuperar, en la medida de lo posible, las condiciones del bosque primario.

El ensayo fue evaluado a través de mediciones ecofisiológicas (hídricas, de fluorescencia de las clorofilas, microambientales, entre otras), en conjunto con evaluaciones periódicas de las variables de crecimiento (Figura 4). El uso de estas variables en



Figura 3: Regeneración de *N. Macrocarpa* en Cerro El Roble.

la evaluación de intervenciones silviculturales es una poderosa herramienta para la discriminación de las mejores actividades a realizar en el bosque, pero además, proporciona importantes antecedentes respecto al funcionamiento hídrico de éste, particularmente en esta población que se encuentra en el límite de su distribución norte. Lo anterior tiene enormes implicancias para comprender, en parte, los posibles cambios que podrían llegar a tener la distribución de esta especie, producto de los escenarios de cambio climático pronosticados para la zona central de Chile. Las condiciones de microclima de Cerro El Roble han permitido la sobrevivencia de la especie. Sin embargo, de producirse un aumento de la aridez o una disminución en los patrones de precipitación, como lo indican los diferentes escenarios de cambio climático para la zona, es probable que se produzcan alteraciones importantes para esta especie. La opción por la vía de buscar nuevos refugios para Roble de Santiago no existe, pues ya se encuentra relegada a las cumbres de los cerros, por lo que actualmente están en un “callejón sin salida”.

A partir del material que fue posible obtener, de un ensayo de raleo realizado en el sector, se obtuvieron los primeros antecedentes de crecimiento y acumulación de biomasa en *N. macrocarpa*. Los estudios indican que las tasas de crecimiento en diámetro, altura y volumen, son muy inferiores a las reportadas en otras especies del género como Roble

(*Nothofagus obliqua*) y Raulí (*Nothofagus alpina*). Del mismo modo, la acumulación de biomasa aérea total es entre cinco a diez veces menor a los valores de biomasa observados en otras especies del género.

Durante el periodo en que se ha realizado el monitoreo del ensayo, los resultados muestran que la aplicación de tratamientos de raleo produce un mejoramiento de la condición hídrica y un aumento en la tasa de crecimiento en diámetro y altura de los vástagos remanentes. La disminución de la biomasa foliar redujo la demanda hídrica de la cepa, provocando una mejor condición hídrica del individuo. En el año de más baja precipitación, del periodo de evaluación (2006-2010), el tratamiento con extracción del 60% del área basal tuvo un comportamiento hídrico significativamente mejor a la situación sin intervención, lo que se reflejó en los valores de potencial hídrico obtenidos en cada tratamiento (-0,83 MPa en tratamiento con extracción del 60% del área basal y -1,17 MPa en tratamiento sin intervención). Fue precisamente durante este año, donde se obtuvieron los resultados más interesantes, pues el bosque manifestó un adelantamiento de la senescencia de sus hojas al encontrarse bajo esta condición de mayor estrés, adelantando la época de receso vegetativo. A partir de estos y otros resultados se ha podido coleccionar información importante respecto a la respuesta que tiene el bosque frente a los cambios o modificaciones que tiene el ambiente. Hasta el momento, existe evidencia de que *N. macrocarpa* no



Figura 4: Evaluaciones realizadas en vástagos de *N. macrocarpa* en Cerro El Roble

es ni será capaz de colonizar áreas con una menor disponibilidad de agua, pues el factor hídrico sería gravitante en la supervivencia de la especie. Por el contrario, si las condiciones ambientales de Cerro El Roble se tornan más áridas, se crearán condiciones que son más aptas para las especies esclerófilas como Quillay (*Quillaja saponaria*), Peumo (*Cryptocarya alba*) o Litre (*Lithraea caustica*) y, bajo este escenario, la abundancia de estas especies podría desplazar a *N. macrocarpa*.

Actualmente, la investigación está orientada a las variables ambientales que favorecen el establecimiento de las plantas en el bosque, ya que ésta, es sin duda la etapa más crítica en el ciclo de

vida de las plantas. Durante el tiempo en que se han realizado estas investigaciones, sólo en algunos años y sectores se ha podido observar buena semillación y germinación. Sin embargo, las plantas no logran establecerse exitosamente. Es precisamente este escenario el que ha motivado realizar un continuo monitoreo de las plantas, especialmente en su fase de emergencia y establecimiento, poniendo énfasis en los factores ambientales que determinan una mayor sobrevivencia. En el futuro, se espera que los resultados entreguen la información necesaria para poder fijar las pautas básicas para llevar a cabo las operaciones de repoblación y de esta forma, establecer un modelo de gestión para este tipo de formaciones. ■



USO DE TECNOLOGÍA LIDAR EN MEDICIÓN FORESTAL

Patricio Corvalán V.⁽¹⁾, Jaime Hernández P.⁽²⁾ y Diego Valencia D.⁽³⁾

(1) Magíster. Ingeniero Forestal, pcorvala@uchile.cl; (2) Doctor. Ingeniero Forestal, jhernand@chile.cl; (3) Estudiante de Ingeniería Forestal

Laboratorio de Geomática y Ecología del Paisaje
Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza
UNIVERSIDAD DE CHILE

LIDAR (Light Detection And Ranging) es una tecnología de creciente aplicación en la mensura forestal. Este tipo de sensores activos utilizan un rayo láser emitido desde un avión (Aerialborne Laser Scanner) para medir la distancia con respecto al terreno, la cual combinada con la información proporcionada por los sistemas DGPS/IMU permite obtener en postproceso las coordenadas x, y, z de los elementos del terreno reflejados (Fricker *et al.*, 2002) con alta precisión. El resultado es una nube de puntos (Koch & Dees, 2006) que corresponden a los lugares donde se refleja la señal (Figura 1). Esta nube de puntos representa objetos de la cobertura terrestre que pueden ser identificados y atributados para ser convertidos en información de valor para la gestión de los recursos naturales.

Algunos de los parámetros necesarios para la programación del vuelo son: la frecuencia de repetición del pulso, el número de retornos, la densidad del pulso, el ángulo de escaneo, el traslapo de la cobertura de los vuelos, el esquema de colección de datos, el control geodésico, el equipamiento y procesamiento de datos y la precisión, entre otros (Evans *et al.*, 2009). Es por esta alta complejidad que los esfuerzos de colaboración internacional han estado orientados a estandarizar la forma de adquisición de datos con el objeto de hacer más eficiente el protocolo de colecta y proceso posterior.

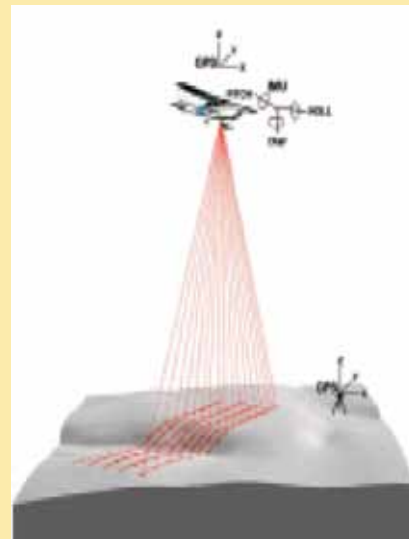


Figura 1. Colección de datos LIDAR aerotransportado (Fuente: Reutebuch *et al.* 2005)

En el ámbito de las aplicaciones en recursos naturales, existen a lo menos 13 software libres y otros 10 de tipo comercial (Evans *et al.*, 2009). En el ámbito forestal los esfuerzos han estado orientados al delineamiento y clasificación de áreas de bosques y árboles aislados, segmentación de los bosques en rodales, estimación espacial de parámetros dendrométricos y determinación de restricciones técnicas tales como pendientes y accesibilidad (Straub, 2010).

Entre los principales software están TreeVaW (Popescu, 2007) y TreesVis (Weinacker *et al.*, 2004), que permiten realizar una serie de procesamientos

de los datos “crudos” de la nube de puntos para transformarlos en productos de mayor utilidad práctica. La siguiente tabla muestra los principales productos primarios y derivados de los datos Lidar:

Producto primario	Productos derivados
Nube de puntos	Modelos digitales de terreno (MDT)
	Modelo digital de superficies (MDS)
	Modelos de altura (MDS-MDT)
Imagen de intensidad	Imagen de reflectancia en la banda espectral del Lidar

Cada vez son más frecuentes las aplicaciones en ciencias forestales, sobre todo en la estimación de diversos parámetros tales como: altura, DAP, volumen en pie, ancho de copa, área basal, biomasa, sotobosque, árboles muertos, entre otros (Falkowski *et al.*, 2009; Martinuzzi *et al.*, 2009; Popescu, 2007; Lim y Treitz, 2004; Hudak *et al.*, 2002). Además, este tipo de sensores permiten la caracterización de los elementos del dosel en tres dimensiones (Reitberger, *et al.*, 2009), entregando con esto buenas estimaciones del dosel del bosque en el plano vertical sobre todo en coníferas (Popescu, 2007; Sherrill *et al.*, 2007), pero a medida que se cierra el dosel las mediciones LIDAR se vuelven difusas bajando la calidad de las estimaciones (Hudak *et al.*, 2002).

SISTEMAS DE ONDA COMPLETA

Consiste en un tipo de Lidar que proporciona información continua en el tiempo de la superficie en donde se está sobrevolando, con un tamaño del área de iluminación láser o huella que se encuentra entre los 8 a 70 metros (Leckie *et al.*, 2005). Este sistema, utiliza como variable de medición el tiempo de variación de la intensidad del pulso láser emitido, proporcionando con ello, un registro de la distribución en altura de la superficie iluminada por el pulso láser (Lefsky *et al.*, 2002). Este tipo de ondas pueden recorrer en un nanosegundo el tamaño equivalente a 15 cm en la vertical (Koch y Dess, 2008), con lo cual se puede recopilar más información sobre la estructura del dosel

que con un sistema de onda discreta, sobre todo en bosques densos (Warner *et al.*, 2007). Además, permite caracterizar el dosel en grandes áreas con un potencial tanto de escala regional como global (Lefsky *et al.*, 2002).

Reitberger *et al.* (2009), han demostrado la utilidad de este tipo de sensor para la segmentación en tres dimensiones de árboles individuales. Los sistemas de onda completa permiten la obtención de parámetros de interés tales como: volumen, biomasa (Lefsky *et al.*, 2005), cobertura del dosel (Figura 2) e inclusive en diferenciación de identificación de especies en la clasificación de coníferas y latifoliadas (Figura 3) (Reitberger *et al.*, 2008).

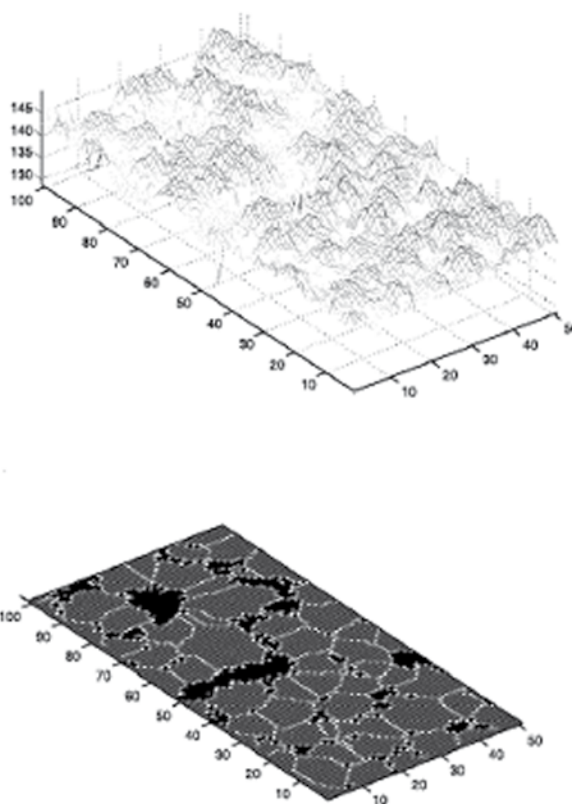


Figura 2. Modelos de dosel y segmentación de copas usando datos LIDAR. Fuente: Holmgren, J. and Persson A. 2004

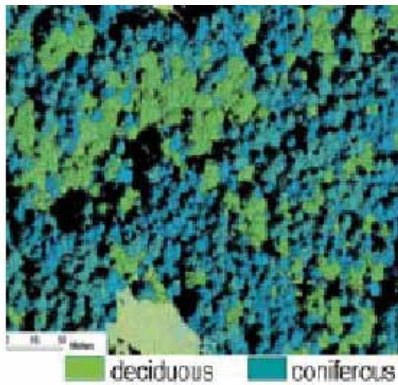


Figura 3. Segmentación de copas y clasificación de especies usando datos LIDAR e imágenes. Fuente: Waser et al., 2008.

SISTEMAS DE ONDA DISCRETA

Corresponden a sistema Lidar que emiten señales (pulsos) en intervalos de tiempo discretos intercalados por intervalos sin emisión de señal. Las mediciones de las alturas son identificadas mediante la señal de retorno, en donde los mayores registros representan los objetos discretos en trayectoria del haz del láser (Lefsky et al., 2002). Estos sistemas son considerados de huella pequeña (diámetro sobre el terreno o superficie), con un tamaño entre 0,1 y 3 metros (Leckie et al., 2005). La distancia se calcula mediante el tiempo de retorno o la intensidad de la señal reflejada (Lefsky et al., 2002), las cuales son fuertemente afectadas por las condiciones del dosel y el ángulo de escaneo (Koch y Dess, 2008). Este tipo de sistema es más utilizado para obtener información de parámetros del bosque, ya sea a nivel de rodal (Koch y Dess, 2008; Loki et al., 2009; Lim y Treitz, 2004), como también a nivel del árbol individual (Popescu, 2007; Sherrill et al., 2008; Surantno et al., 2009; Forzieri et al., 2009; Zhao et al., 2009; Koch y Dess, 2008). Esto se debe a la gran resolución espacial que posee debido al pequeño tamaño de su huella y a las altas tasas de repetición de estos sistemas que pueden llegar hasta 33.000 repeticiones por segundo, que en conjunto pueden producir alta densidad de puntos de muestreo. Esta habilidad de agregar los datos sobre las áreas y las escalas especificadas durante el análisis de datos permite estudiar la ubicación en el terreno

y caracterizar un bosque en particular, una parcela de muestreo o la copa de algún árbol individual (Lefsky et al., 2002). Las características anteriormente señaladas, permiten la integración de sensores pasivos como Landsat ETM+ o QuickBird en la estimación de tamaños de copa y la comprobación de la información geoespacial (Hudak et al., 2002; Zhao et al., 2009; Latífi et al., 2010).

MÉTODOS DE ESTIMACIÓN DE BIOMASA

Actualmente se conocen dos métodos de estimación de biomasa utilizando datos Lidar. Uno de ellos corresponde a los métodos basados en el árbol individual y en el segundo caso a aquellos basados en estimación de parámetros pero a nivel de rodal. A continuación se describen cada uno de los métodos señalados:

Métodos de estimación de biomasa basados en árbol individual

Consiste en la estimación de los atributos a nivel de árbol individual. Generalmente, se utilizan algoritmos para identificar automáticamente la estructura superior de la copa de los árboles. Para ello se utiliza un modelo de tamaño de dosel (canopy height model CHM), que resulta del análisis de la nube de puntos LIDAR. Los atributos tales como la altura total y el diámetro de copa medidos con datos Lidar junto con la segmentación y firma espectral (Brandtberg et al., 2003; Holmgren and Persson, 2004) permiten la estimación del DAP de los árboles y con ello se derivan otro tipo de atributos como el volumen y la biomasa. (Forzieri et al., 2009, Hyypä and Inkinen, 1999; Brandberg, 1999, Hyypä et al., 2008).

Con el CHM, es posible caracterizar las copas de los árboles y obtener la cobertura del dosel. En la mayoría de los casos este tipo de representación, en tres dimensiones debe ser fusionada con una imagen, ya sea una fotografía aérea o satelital de alta resolución que permita la correlación de la información espacial. Una vez obtenida ésta, se procede a la extracción de

la información de terreno, para luego correlacionarla con la información del modelo. Según Popescu (2007), los modelos de regresión lineal pueden explicar el 93% de la variabilidad asociada a la biomasa del árbol individual, el 90% para el DAP y entre un 79-80% para los componentes de biomasa en bosques de coníferas en Estados Unidos. Sherrill (2008), utilizando análisis de componentes principales (ACC) logra obtener buenas estimaciones de biomasa con valores de R^2 ajustado entre los 0,93 y 0,85 para bosques subalpinos (Coníferas) en Estados Unidos. Zhao *et al.* (2009), mediante el uso de modelos alternativos al CHM, logra obtener estimaciones de biomasa con R^2 ajustado entre 0,95 y 0,80 también para bosques de coníferas en Estados Unidos.

Métodos de estimación de biomasa basados a nivel de rodal

Este método es utilizado cuando las copas de los árboles son muy cerradas y no permiten la individualización de los árboles al interior del bosque (Leckie *et al.*, 2005). Esta incertidumbre surge con el mapeo de los árboles en el terreno donde la señal del GPS usado para validar espacialmente, se ve interrumpido por las condiciones del dosel, la posición vertical de los árboles, el terreno, entre otros factores (Popescu, 2007).

La estimación de biomasa basada a nivel de rodal, se expresa generalmente por unidades de superficie y se hace agregando los valores de biomasa de árboles individuales en una parcela individual, y luego se extrapolan a la superficie para la cual las parcelas son representativas dentro de la matriz del área de estudio (Popescu, 2007).

Al igual que el método anterior, se pueden ocupar imágenes multiespectrales para la identificación de la vegetación. La diferencia es que el CHM no se utiliza directamente, requiere de un proceso de clasificación de los tamaños de los doseles, para generar una curva de distribución, por lo que los modelos se utilizan para predecir la biomasa porcentual dentro de la

distribución creada (Lim y Treitz, 2004; Leckie *et al.*, 2005).

Aunque la mayoría de los estudios señalan las bondades del método basado en identificación de árboles individuales, en la práctica las condiciones biofísicas, no permiten la correcta identificación de los árboles, proceso clave para este método de estimación. Lim y Treitz (2004) realizaron estimaciones de la biomasa en bosques de latifoliadas en el norte de Canadá, registrándose para sus modelos usados un R^2 ajustado entre los 0,80 y 0,89. Leckie *et al.* (2005) realizaron estimaciones en bosques siempre verdes en Japón, estudiando 23 modelos de estimación de biomasa, registrando para la mejor predicción un R^2 ajustado de 0,755.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSEN, H. E., REUTEBUCH, S. E., SCHREUDER, G. F. 2003a. Automated Individual Tree Measurement through Morphological Analysis of a LIDAR-Based Canopy Surface Model. PRECISION FORESTRY. Proceedings of the Second International Precision Forestry Symposium. Seattle, Washington. June 15-17, 2003.
- ANDERSEN, H. E., REUTEBUCH, S. E., SCHREUDER, G. F. 2003b. Estimating Forest Structure Parameters on Fort Lewis Military Reservation using Airborne Laser Scanner (LIDAR) Data. PRECISION FORESTRY. Proceedings of the Second International Precision Forestry Symposium. Seattle, Washington. June 15-17, 2003. Automated Individual Tree Measurement through Morphological Analysis of a LIDAR-Based Canopy Surface Model. PRECISION FORESTRY. Proceedings of the Second International Precision Forestry Symposium. Seattle, Washington. June 15-17, 2003.
- BRANDTBERG, T., 1999. Automatic individual tree-based analysis of high spatial resolution remotely sensed data. PhD thesis, Acta Universitatis. Agriculturae Sueciae, Silvestria 118,

- Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. 47 p.
- BRANDTBERG, T., WARNERT, T., LANDENBERGER, R., MCGRAW, J., 2003. Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density lidar data from the eastern deciduous forest in North America. *Remote Sensing of Environment* 85, pp. 290-303.
 - EVANS, JEFFREY S., HUDAK, ANDREW T., FAUX, RUSS, SMITH, ALISTAIR M.S. 2009. Discrete Return Lidar in Natural Resources: Recommendations for Project
 - FALKOWSKI M, EVANS J, MARTINUZZI S, GESSLER P, HUDAK A., 2009. Characterizing forest succession with lidar data: An evaluation for the Inland Northwest, USA. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 946-956.
 - FORZIERI G, GUARNIERI L, VIVONI ER, CASTELLI F, PRETI F. 2009. Multiple attribute decision making for individual tree detection using high-resolution laser scanning. *Forest Ecology and Management*. 2009; 258(11):2501-2510.
 - FRICKER, P., GERVAIX, F., ROTH, R., LLORENS, P., DELGADO, J., CARDENAL, J. 2002. UTILIZACIÓN DE SENSORES AEROTRANSPORTADOS PARA LA GENERACIÓN DE MDT Y ORTOFOTOGRAFÍAS: LHADS40Y LHALS40. XIV Congreso Internacional de Ingeniería Gráfica. Santander, España – 5-7 junio de 2002
 - GARCIA M, PRADO K, RIAÑO D, CHUVIECO E, Y DANSON. 2009. Ajuste Planimétrico de datos LIDAR para la estimación de características en el Parque Natural del Alto Tajo. *GeoFocus (Artículo)*, N°9. P. 184-208.
 - HOLMGREN, J., PERSSON, Å., 2004. Identifying species of individual trees using airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment* 90, pp. 415-423.
 - HYYPPÄ, J. and INKINEN, M., 1999. Detecting and estimating attributes for single trees using laser scanner. *The Photogrammetric Journal of Finland*, 16, pp. 27-42.
 - HYYPPÄJ., HYYPPÄH., LITKEYP., YUX., HAGGRÉN H., RÖNNHOLM P., PYYSALO U., PITKÄNEN J. and MALTAMO M. 2008. ALGORITHMS AND METHODS OF AIRBORNE LASER SCANNING FOR FOREST MEASUREMENTS. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Vol. XXXVI - 8/W2
 - HUDAKA, LEFSKY M, COHENW, BERTERRETICHE M, 2002. Integration of lidar and Landsat ETM+ data for estimating and mapping forest canopy height. *Remote Sensing of Environment*, 82(2-3), 397-416.
 - KOCH, B. y DEES, M. 2006. Forestry applications. *Advances in Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences: 2008 ISPRS Congress Book - Li, Chen & Baltsavias (eds) © 2008 Taylor & Francis Group, London, ISBN 978-0-415-47805-2 CHAPTER 32*
 - KOCH, B. y DESS, M. 2008. Forest Applications: LIDAR DATA. En: Z. Li, J. Chen and E. Baltsavias, Editors, *Advances in photogrammetry, remote sensing and spatial information sciences: 2008 ISPRS congress book*, Taylor & Francis Group, London (2008) ISBN 978-0-415-47805-2 [chapter 32]. 439-465 pp.
 - LATIFI H, NOTHDURFT A, KOCH B. 2010. Non-parametric prediction and mapping of standing timber volume and biomass in a temperate forest: application of multiple optical/LiDAR-derived predictors. *Forestry*: 1-13.
 - LECKIE, D.G., GOUGEON, F.A., TINIS, S., NELSON, T., BURNETT CH.N. & PARADINE, D. 2005. Automated tree recognition in old growth conifer stands with high resolution digital imagery. *Remote Sensing of Environment* 94: 311 - 326.
 - LEFSKY M, COHEN WB, HARDING DJ. 2002 Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies. *BioScience*; 52(1):19-30.
 - LEFSKY MA, HARDING DJ, KELLER M, 2005 Estimates of forest canopy height and aboveground biomass using ICESat. *Geophysical Research Letters*; 32(22):22-25.

- LIM, K.S. y TREITZ, P.M., 2004. Estimation of above ground forest biomass from airborne discrete return laser scanner data using canopy-based quantile estimators. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(6), 558-570.
- MARTINUZZI S, VIERLING L, GOULD W, FALKOWSKI M, EVANS J, HUDAK A, VIERLING K. 2009. Mapping snags and understory shrubs for a LiDAR-based assessment of wildlife habitat suitability. *Remote Sensing of Environment* 113, no. 12: 2533-2546.
- PERSSON, Å., HOLMGREN, J., SÖDERMAN, U. and OLSSON, H. 2008. TREE SPECIES CLASSIFICATION OF INDIVIDUAL TREES IN SWEDEN BY COMBINING HIGH RESOLUTION LASER DATA WITH HIGH RESOLUTION NEARINFRARED DIGITAL IMAGES. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, Vol. XXXVI - 8/W2.
- POPESCU, S., 2007. Estimating biomass of individual pine trees using airborne lidar. *Biomass and Bioenergy*, 31(9), 646-655.
- POPESCU, SORIA C. 2007. Estimating biomass of individual pine trees using airborne lidar. *Biomass and Bioenergy* Volume 31, Issue 9, September 2007, Pages 646-655
- REITBERGER J, KRZYSZEK P, STILLA U. 2008. Analysis of full waveform LIDAR data for the classification of deciduous and coniferous trees. *International Journal of Remote Sensing*; 29(5):1407–1431.
- REITBERGER J, SCHNÖRR C, KRZYSZEK P, STILLA U. 2009. 3D segmentation of single trees exploiting full waveform LIDAR data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 64(6):561-574.
- REUTEBUCH, STEPHEN E.; ANDERSEN, HANS-ERIK.; MCGAUGHEY, ROBERT J. 2005. Light Detection and Ranging (LIDAR): An Emerging Tool for Multiple Resource Inventory. *Journal of Forestry* 286-292.
- SHERRILL K, LEFSKY M, BRADFORD J, RYAN M. 2008. Forest structure estimation and pattern exploration from discrete-return lidar in subalpine forests of the central Rockies. *Canadian Journal of Forest Research*. 38(8):2081-2096.
- SHERRILL K, LEFSKY M, BRADFORD J, RYAN M. 2008. Forest structure estimation and pattern exploration from discrete-return lidar in subalpine forests of the central Rockies. *Canadian Journal of Forest Research*; 38(8):2081-2096
- STRAUB, C., 2010. Erfassung des Energieholzpotentials und seiner Verfügbarkeit im Wald und im Offenland mit neuen Fernerkundungsmethoden. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Brsg.
- STRAUB, C., WEINACKER, H., KOCH, B. 2008. A fully automated procedure for delineation and classification of forest and non-forest vegetation based on full waveform laser scanner data. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Vol. XXXVII. Part B 8. Beijing 2008.
- SURATNO A, SEIELSTAD C, QUEEN L. Tree species identification in mixed coniferous forest using airborne laser scanning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2009; 64(6):683-693.
- VAN AARDT, JAN A.N., WYNNE, RANDOLPH H., ODERWALD, RICHARD G. 2006. Forest volume and Biomass Estimation Using Small-Footprint Lidar-Distributional Parameters on a Per-Segment Basis. *Forest Science* 52(6) 2006.
- VAN AARDT, JAN A.N., WYNNE, RANDOLPH H., SCRIVANI, JOHN A. 2008. Lidar-based Mapping of Forest Volume and Biomass by Taxonomic Group Using Structurally Homogenous Segments. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* Vol. 74, No. 8, August 2008, pp. 1033–1044
- WAGNER W, RONCAT A, MELZER T, ULLRICH A. 2007. Waveform analysis techniques in airborne laser scanning. *ISPRS Workshop on Laser Scanning 2007 and SilviLaser 2007*, Espoo, September 12-14.; 3:413–418.

- WASER, L.T., EISENBEISS, H., KUECHLER, BALTSAVIAS, M.E. 2008. Potential and limits of airborne remote sensing data for extraction of fractional canopy cover and forest stands and detection of tree species. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Vol. XXXVII. Part B8. Beijing 2008.
- WEINACKER, H., KOCH, B., WEINACKER, R. 2004. TREESVIS- A software system for simultaneous 3DReal-Time visualization of DTM, DSM, Laser raw data, Multi-spectral data, simple tree and building models. Proceedings of the ISPRS working group on Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment, 03-06 October, Freiburg, Germany, The International Archives of Photogrammetry. Remote Sensing and Spatial Information Sciences 2004, 36 (8/W2), 90-95.
- ZHAO K, POPESCU S, NELSON R. 2009. Lidar remote sensing of forest biomass: A scale-invariant estimation approach using airborne lasers. Remote Sensing of Environment. 2009;113(1):182-196. ■

ACTIVIDAD ENZIMÁTICA LIGNINOLÍTICA EN PROCESOS DE BIODEGRADACIÓN DE *Eucalyptus globulus*

Ricardo Silva⁽¹⁾

⁽¹⁾ Doctor. Ingeniero Forestal.

Departamento de Ingeniería en Madera y sus Biomateriales
Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile
rsilva@uchile.cl

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar la actividad enzimática Lacasa y Manganoso-peroxidasa (Mn-P) producida por dos hongos de pudrición blanca (HPB) creciendo sobre madera de *Eucalyptus globulus*.

En el estudio se emplearon cepas de dos HPB, *Ceriporiopsis subvermispora* y *Pleurotus ostreatus* (H188 y H190 respectivamente). Chapas de madera de *E. globulus* fueron sometidas a biodegradación con estas dos cepas, en tratamientos a dos temperaturas, 25°C y 30°C, durante tres tiempos, 10, 20 y 30 días. Para las distintas condiciones se midió la actividad enzimática Lacasa y Mn-P producida por ambos hongos.

Los resultados muestran que las actividades Lacasa y Mn-P producidas por H188 son mayores que las producidas por H190, tanto a 25°C como a 30°C. Para los dos hongos estudiados a igualdad de tiempo de tratamiento los valores de actividad Lacasa son mayores que los de actividad Mn-P. Además, la actividad de ambas enzimas se ve favorecida por la temperatura mayor, es decir 30°C. Finalmente, la cepa H188 mostró actividad Lacasa y Mn-P creciente con

el tiempo, tanto a 25°C como a 30°C, mientras que la cepa H190 produjo el máximo de actividad Lacasa a los 20 días, para ambas temperaturas. En cuanto a la actividad Mn-P con esta cepa, ella fue creciente con el tiempo para la temperatura 30°C, mostrando una tendencia decreciente en los tratamientos a 25°C.

INTRODUCCIÓN

La posibilidad de emplear hongos de pudrición blanca como herramienta biotecnológica, tanto en la industria de celulosa y papel como en la producción de biocombustibles, ha concitado el interés científico debido a los beneficios económicos y ambientales asociados a su potencial utilización. En el caso del pulpaje químico, se ha demostrado que el pretratamiento de la madera con HPB produce dos efectos positivos de distinta naturaleza. En primer lugar, el crecimiento y migración de las hifas al interior de la madera aumentan su permeabilidad, mejorando la difusión de los reactivos de cocción y haciendo más eficiente el proceso. El segundo efecto es la reducción del contenido de lignina de la madera debido a la acción de un grupo de enzimas producidas por este tipo de hongos, denominadas enzimas ligninolíticas, entre las que se encuentran las Lacasas y Manganoso-peroxidadas.

En el caso de los biocombustibles, particularmente en el proceso de obtención de bioetanol, la aplicación de un pretratamiento con HPB a los residuos lignocelulósicos previo a la hidrólisis es una alternativa actualmente en estudio.

Resulta interesante entonces determinar la evolución en el tiempo de la actividad enzimática ligninolítica en procesos de biodegradación de madera con HPB, particularmente en *Eucalyptus globulus*, por ser ésta una especie forestal de amplio uso industrial.

PARTE EXPERIMENTAL

Hongos y condiciones de cultivo

Se emplearon cepas de dos HPB, *Ceriporiopsis subvermispota* y *Pleurotus ostreatus*, codificados como H188 y H190 respectivamente, obtenidas de la colección perteneciente al Laboratorio de Biodeterioro y Preservación, del Departamento de Ingeniería en Maderas y sus Biomateriales, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile. Para el cultivo de los hongos se preparó un medio acuoso al 2% (p/p) de agar-agar y 2% (p/p) de extracto de malta, el que fue vertido en placas Petri, aproximadamente 10 ml por placa, y luego esterilizado en autoclave a 120°C por 20 minutos. Una vez solidificado el medio, éste se inoculó con los hongos, depositando una muestra de micelio sobre el agar-malta, procedimiento llevado a cabo en una cámara de flujo laminar. Concluida esta etapa, las placas Petri que contiene el hongo fueron llevadas a una cámara de incubación a 25°C, hasta que el micelio cubrió el 100% de la superficie del medio de cultivo.

Incorporación de la madera

Para evaluar la actividad enzimática producida por los dos hongos de pudrición blanca creciendo sobre madera se utilizaron chapas circulares de *E. globulus*, de aproximadamente 2 mm de espesor y 8 cm de diámetro. Estas fueron saturadas sumergiéndolas en agua por 48 horas y luego esterilizadas a las mismas condiciones que el medio de cultivo. A continuación y en la cámara

de flujo laminar, las chapas a un contenido de humedad entre 60 y 65% obtenido tras la esterilización, fueron introducidas en las placas Petri conteniendo el hongo, separándolas del medio de cultivo por barras de vidrio de 2 mm de diámetro para permitir la colonización de la chapa por el hongo sin contacto directo entre el medio de cultivo y la madera. Concluida esta etapa, las placas Petri que contiene el hongo y la chapa fueron llevadas a incubación, a 25°C o 30°C, durante 10, 20 o 30 días dependiendo del tratamiento.

Determinación de la actividad enzimática

Finalizada la incubación para las distintas condiciones de temperatura y tiempo, las chapas fueron retiradas de las placas Petri, se les eliminó el micelio superficial frotándolas suavemente con un paño de algodón limpio y húmedo, y luego fueron trozadas en secciones cuadradas de 1 cm de lado aproximadamente. A continuación, en un vaso de precipitado se mezclaron 15 g de madera biotratada con 15 ml de buffer acetato 50 mM, pH 5,6. Esta mezcla fue llevada a agitación intermitente durante 12 horas a una temperatura de 4°C. Transcurrido este tiempo, el sobrenadante (fase líquida de la mezcla) fue centrifugado a 14.000 rpm durante 8 minutos con el objeto de extraer el contenido enzimático, y luego filtrado en un embudo Büchner con un filtro de 0,8 µm.

Todas las actividades enzimáticas fueron medidas a 25°C en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1603. La medición de actividad Lacasa (EC 1.10.3.2) se realizó de acuerdo al método descrito en Bourbonnais y Paice (1990), a una longitud de onda de 436 nm durante un minuto, empleando como sustrato ABTS 4.33 mM en buffer glicina 100 mM, pH 3,0, en un volumen final de reacción de 1 ml. De acuerdo a esto, una unidad de actividad Lacasa se definió como la cantidad de enzima requerida para oxidar 1.0 µmol de ABTS por minuto.

Por su parte, la medición de actividad Mn-P (EC 1.11.1.13) fue realizada según lo indicado en Paszczyński *et al.* (1985), a una longitud de onda de

238 nm durante un minuto. Se empleó una reacción estándar que contiene 2,6-dimetoxifenol 0,4 mM; buffer tartrato de sodio 100 mM, pH 5,0; MnSO₄ 0,1 mM y H₂O₂ 0,2 mM, en un volumen final de 1 ml. Una unidad de actividad Mn-P se definió como la cantidad de enzima necesaria para oxidar 1 mmol de 2,6-dimetoxifenol por minuto.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las figuras 1,2,3 y 4 se presentan los resultados obtenidos de actividad Lacasa y Mn-P, tanto para H188 como para H190. Como se observa en la figura 1, la actividad Lacasa producida por H188 es creciente con el tiempo y mayor para la temperatura 30°C, con valores entre un 100% (30 días) y un 400% (20 días) superiores a los obtenidos a 25°C, excepto a los 10 días, donde no se observan diferencias significativas. En cuanto a la actividad Mn-P (Figura 2), ésta sigue un patrón similar, con valores a 30°C entre un 400% (30 días) y un 460% (20 días) superiores a los obtenidos a 25°C.

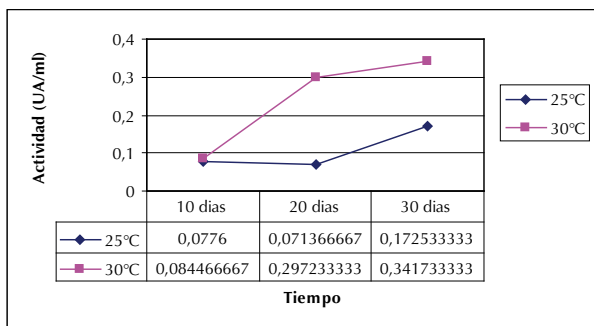


Figura 1. Actividad Lacasa producida por el hongo H188

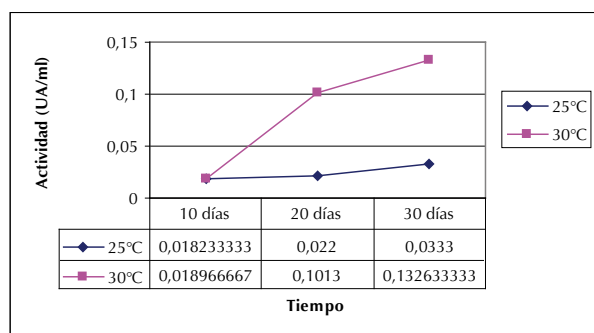


Figura 2. Actividad Mn-P producida por el hongo H188

La actividad Lacasa con el hongo H190 es creciente con el tiempo, tanto a 25°C como a 30°C (Figura 3), alcanzando el máximo a los 20 días para ambas temperaturas. A partir de este punto, la actividad decrece con el tiempo, llegando a los 30 días a valores no significativamente distintos entre las dos temperaturas. En el punto de máxima actividad Lacasa (20 días), la presencia de esta enzima a 30°C es un 15% superior al valor obtenido a 25°C.

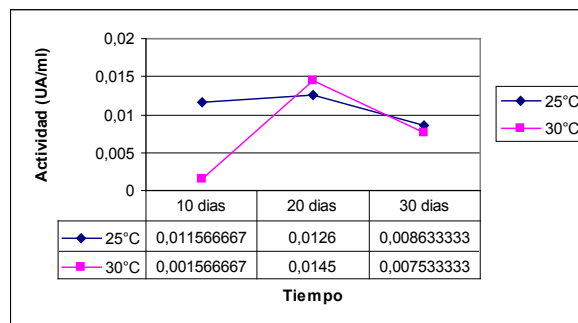


Figura 3. Actividad Lacasa producida por el hongo H190

Para las temperaturas 25°C y 30°C, la actividad Mn-P con el hongo H190 tiene un comportamiento claramente diferente (Figura 4). Mientras que a 30°C ésta crece linealmente en el tiempo, a 25°C se aprecia un descenso entre los 10 y 20 días, luego de lo cual la actividad crece, aunque a una tasa mucho menor que la observada para la temperatura 30°C. A esta última temperatura, los valores son entre un 239% (20 días) y un 339% (30 días) superiores a los obtenidos a 25°C.

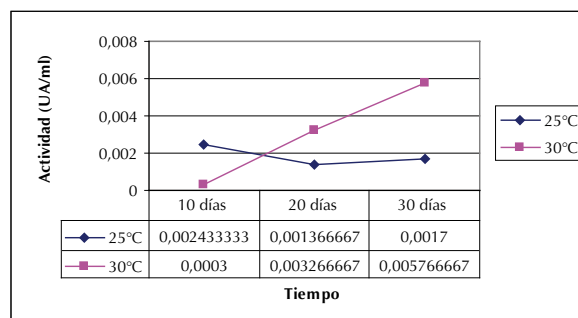


Figura 4. Actividad Mn-P producida por el hongo H190

La mayor parte de los estudios relativos a la producción de enzimas ligninolíticas por hongos de pudrición blanca han sido desarrollados en cultivos líquidos. Así, para el caso de las Lacasas, se han detectado siete isoformas de esta enzima en *Pleurotus ostreatus* (Giardina *et al.*, 1999 y Tinoco *et al.*, 2001). En el caso de Mn-P, la bibliografía reporta la presencia de esta enzima en diferentes HPB, tales como *Phanerochaete chrysosporium* (Gettemy *et al.*, 1998) y *Lentinula edodes* (Bonnarme y Jeffries, 1990), codificadas por distintos genes, con una regulación diferencial dependiendo de las condiciones y del medio de cultivo.

Respecto a la evolución en el tiempo de la actividad Lacasa y Mn-P, los resultados obtenidos en el presente trabajo son altamente congruentes con los de Silva (2002) y los recopilados por él, presentándose los mayores valores de actividad para estas dos enzimas entre los 20 y 30 días de cultivo, a una temperatura de 28°C.

A modo ilustrativo, en las figuras 5 y 6 se muestran chapas de *Eucalyptus globulus* atacadas por los hongos empleados en el presente estudio.



Figura 5. Chapa de *E. globulus* atacada por el hongo H188



Figura 6. Chapa de *E. globulus* atacada por el hongo H190

CONCLUSIONES

A igualdad de condiciones de temperatura y tiempo, las actividades enzimáticas Lacasa y Mn-P producidas por *Ceriporiopsis subvermispora* (H188) son mayores a las producidas por *Pleurotus ostreatus* (H190), siendo los valores de actividad Lacasa superiores a los de Mn-P.

En ambos hongos, la temperatura más alta (30°C) permite obtener valores mayores de actividad Lacasa y Mn-P.

En general, para ambos hongos, tanto la actividad enzimática Lacasa como Mn-P es creciente en el tiempo, excepto en el caso de actividad Lacasa con el hongo H190, donde los mayores valores se producen a los 20 días de incubación.

BIBLIOGRAFÍA

- BONNARME, P. y JEFFRIES, T.W. (1990). Mn (II) regulation of lignin peroxidases and manganese dependent peroxidases from lignin-degrading white-rot fungi. *Appl. Environ. Microbiol.* 56: 210-217.
- BOURBONNAIS, R. y PAICE, M.G. (1990). Oxidation of non-phenolic substrates. An expanded

role for the Laccase in lignin biodegradation. *Fems. Lett.* 267: 99-102.

- GETTEMY, J.M., MA, B., ALIC, M. y GOLD, M.H. (1998). Reverse transcription-PCR analysis of the regulation of the manganese peroxidase gene family. *Appl. Environ. Microbiol.* 64: 569-574.
- GIARDINA, P., PALMIERI, G., SCALONI, A., FONTANELLA, B., FARACO, V., CENNAMO, G. y SANNIA, G. (1999). Protein and gene structure of a blue Laccase from *Pleurotus ostreatus*. *Biochem. J.* 341: 655-663.
- PASZCZYNSKI, A., HUYNH, V.B. y CRAWFORD, R. (1985). Enzymatic activities of an extracellular manganese-dependent peroxidase from *Phanerochaete chrysosporium*. *Fems. Microbiol. Lett.* 29: 37-41.
- TINOCO, R., PICKARD, M.A. y VAZQUEZ-DUHALT, R. (2001). Kinetic differences of purified Laccases from six *Pleurotus ostreatus* strains. *Lett. Appl. Microbiol.* 32: 331-335.
- SILVA, R. (2002). Obtención de enzimas ligninolíticas producidas por hongos basidiomicetos. Evaluación de su aplicación al blanqueo de pastas de madera. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid, España. ■



Elige a conciencia, elige Masisa.





Selex

Always reliable

by cmpc

En CMPC estamos constantemente preocupados por entregar productos y servicios de excelencia, por eso hemos desarrollado **SELEX**, un tablero contrachapado con grandes ventajas que cuenta con el respaldo y trayectoria que sólo CMPC puede ofrecer.

-  Apariencia y estabilidad superior
-  Canto y alma sobresaliente en calidad
-  Excelente fijación al lacado y barnizado

www.cmpcmaderas.cl

