UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

ACUMULACIÓN Y SECUESTRO DE CARBONO EN BOSQUES ESCLERÓFILOS DE LA RESERVA NACIONAL ROBLERIA DEL COBRE DE LONCHA: IMPLICANCIAS PARA SU CONSERVACIÓN

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza.

CARLA VERÓNICA BARRIGA GAMARRA
Médico Veterinaria

Santiago, Chile
2012

A la memoria de Ramona Daniela

Agradecimientos

A mi esposo Francisco Fontúrbel por toda su fuerza y apoyo para terminar este trabajo. A mis papás por su continuo amor y apoyo. A mis profesores guías y revisores por todo el tiempo invertido en esta memoria y sus consejos que me permitieron mejorar el escrito.

Un agradecimiento especial a Manuel Aguilera quien participó en el desarrollo de este trabajo desde un principio, a Christopher Lincoleo, Javiera Orrego, Carla Brito y Víctor Pavez por el apoyo en terreno.

Al laboratorio de producción animal, al aserradero de la Universidad, a Eric Campos.

Va un agradecimiento especial a la Agencia de Cooperación Internacional de Chile (AgCI) por haberme dado la oportunidad de estudiar gracias a una beca de postgrado. Finalmente quiero agradecer al proyecto FONDECYT 1090259 por financiar esta tesis

Índice

Índice…….. iv

Lista de tablas……. v

Lista de figuras…….. vi

Resumen…… vii

Summary…… ix

Introducción…… 1

Materiales y Métodos……. 5

Resultados……..…... 10

Discusión……...… 20

Conclusiones…….. 26

Referencias……..... 27

Apéndices:…… 32

Apéndice 1: Memoria de cálculo…….37

Apéndice 2: Biomasa de cada uno de los árboles……...46

Lista de tablas

Tabla 1. Descripción de las nueve parcelas permanentes monitoreada en la RNRCL. El inventario se realizó en enero y febrero de 2010.

Tabla 2. Rangos de variación de diámetro a la altura del pecho (DAP), altura del árbol (H) y peso seco (W) de los árboles muestreados, para cada especie.

Tabla 3: Valores de los coeficientes y parámetros estadísticos de las ecuaciones alométricas asociadas a los diferentes componentes para cada una de las especies estudiadas.

Tabla 4: Peso seco y cantidad de carbono por hectárea, según componente del árbol y el tipo de formación vegetacional.

Tabla 5: Potencial estimado de secuestro de carbono de la parte aérea del árbol por especie, según diferentes clases diametrales.

Tabla 6: Potencial estimado de secuestro de carbono aéreo por formación vegetacional y por componente.

Tabla 7: Porcentaje de biomasa por componente en espino, litre, peumo y quillay de acuerdo a tres clases diamétricas.

Lista de figuras

Figura 1. Mapa de ubicación de la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha dentro de la Región Metropolitana.

Figura 2: Ajuste de funciones alométricas mediante regresiones para cada especie de árbol en base a la biomasa total.

Figura 3: Ajuste de funciones alométricas mediante regresiones para cada especie de árbol estudiada por cada uno de los componentes.

Resumen

El aumento en la concentración de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) es un tema ampliamente discutido y de gran relevancia en el ámbito científico, político, económico y ambiental, por sus implicancias en la modificación de la dinámica de los ecosistemas. El CO_2 es el gas de mayor impacto en el efecto invernadero, cuya generación es atribuida mayoritariamente a actividades antrópicas, como el uso de combustibles fósiles, el cambio de uso del suelo o la deforestación.

En el contexto mundial, Chile aporta aproximadamente el 0,2% del total de las emisiones de CO_2. Sin embargo, en el contexto sudamericano Chile aparece como el segundo país en cuanto a emisiones per cápita (4,28 t CO_2 por habitante). Se ha demostrado que los ecosistemas forestales, con un manejo adecuado, pueden secuestrar más carbono que otros ecosistemas terrestres, contribuyendo a la mitigación del cambio climático, producido por el aumento de la concentración del CO_2 atmosférico.

En la actualidad se desconoce el valor potencial del bosque esclerófilo como fijador de carbono, siendo que estos ecosistemas constituyen la cobertura vegetal dominante en la zona central de Chile. Por esta razón, se estudió la capacidad de acumulación y secuestro de carbono en matorrales y bosques esclerófilos con distintos niveles de perturbación. Se analizaron con cuatro especies de bosque esclerófilo: espino, litre, quillay y peumo en tres formaciones vegetacionales: (1) matorral de espino, (2) bosque de peumo-litre-quillay (PLQ) y (3) bosque de peumo.

Mediante el uso de ecuaciones alométricas, se estimó la cantidad de carbono acumulado, la que varió significativamente entre formaciones vegetacionales. Una hectárea de espino acumula 2,37 t de C, mientras que una de PLQ acumula 30,14 t, y una de peumo acumula 40,34 t. El espino y el litre fueron las especies con menor potencial de secuestro de carbono, mientras que quillay y peumo las con mayor potencial. La formación con mayor potencial de secuestro de carbono fue el bosque de peumo (2,73 t ha^{-1} $año^{-1}$), seguida de cerca por PLQ (2,53 t ha^{-1} $año^{-1}$), y en menor grado, por el matorral de espino (0,23 t ha^{-1} $año^{-1}$), que acumula significativamente menos carbono que las otras dos formaciones. Asimismo, el potencial de secuestro de carbono por año incrementa con el diámetro del árbol, ya que árboles con mayor diámetro concentran una mayor cantidad de C en el fuste. Esto concuerda con el

tipo de formación presente en ambientes con diferentes niveles de perturbaciones antrópicas, ya que en lugares poco intervenidos predominan los peumos, donde existen perturbaciones intermedias el peumo coexiste con litre y quillay (PLQ), pero en zonas más degradadas estas tres especies tienden a desaparecer y predomina el espino.

Los resultados obtenidos muestran que un bosque de peumo tiene la capacidad de acumular cuatro veces más carbono que un espinal, y de secuestrar doce veces más carbono por año. Claramente, la conservación del ecosistema esclerófilo de Chile central tendría un efecto positivo en el potencial de mitigación de GEI en el país, y de manera especial en la zona central donde se concentra gran parte de la industria nacional. Las 345.089 ha de bosque esclerófilo que aún persisten tendrían el potencial de secuestrar hasta un 1,2% del CO_2 emitido si se conserva adecuadamente, pero de degradarse este valor estaría en el orden del 0,12%.

La evidencia empírica aquí presentada debería utilizarse para promover la conservación del bosque esclerófilo chileno mediante la participación del país en el mercado de carbono utilizando al bosque esclerófilo como sumidero de carbono, debido a su capacidad de secuestro. De esta forma, Chile no sólo podrá generar ingresos a través de estos mercados, sino también compensar su propia huella de carbono y de esta forma lograr un equilibrio de las demandas sociales tanto de conservación como de desarrollo económico.

Palabras clave: Biomasa, bosque esclerófilo, Chile central, conservación, secuestro de carbono.

Summary

The increase on the concentrations of Greenhouse Gases (GHG) is a widely discussed topic, which is highly relevant in the scientific, political, economic and environmental ambit due to its implications on the modification of the ecosystem dynamics. CO_2 has the greatest impact on the greenhouse effect, which is mainly attributed to human activities such as fossil fuel consumption, land use change, and deforestation.

Into the global context, Chile contributes with about 0.2% of the total worldwide CO_2 emissions. However, into the South American context, Chile has the second place in terms of per capita emissions (4.28 t CO_2 per capita). It has been demonstrated that forest ecosystems, with a proper management, are able to sequester more carbon than other terrestrial ecosystems, contributing to mitigate climate change caused by the increasing concentration of the atmosphericCO$_2$.

The potential of sclerophyll ecosystems, the dominant vegetation in central Chile, to fix carbon is currently unknown. For this reason, we studied the capacity of carbon accumulation and sequestration at sclerophyll scrubland and forest ecosystems with different levels of disturbance. We worked with four sclerophyll species: *Acacia caven*, *Lithrea caustica*, *Quillaja saponaria* and *Cryptocarya alba* in three vegetation types: (1) scrubland of *Acacia caven*, (2) forest of *Cryptocarya alba*, *Lithrea caustic*, and *Quillaja saponaria*, and (3) *C. alba* forest.

By the means of allometric equations, we estimated the amount of accumulated carbon, which have significantly varied among vegetation types. One hectare of *A. caven* accumulates 2.37 t of C, whereas a *C. alba-L. caustica-Q. saponaria* mixed forest accumulates 30.14 t, and *C. alba* forest accumulates 40.34 t. *Acacia caven* and *L. caustica* were the species with the least potential for carbon sequestration, while *Q. saponaria* and *C. alba* showed to have a greater sequestration potential. By vegetation type, the *C. alba* forest exhibited the greatest potential for carbon sequestration (2.73 t ha^{-1} yr^{-1}), followed closely by the *C. alba-L. caustica-Q. saponaria* mixed forest (2.53 t ha^{-1} year^{-1}), whereas the *A. caven* scrubland showed the lower potential (0.23 t ha^{-1} yr^{-1}). Moreover, carbon sequestration potential showed to increase with tree diameter, consequently larger trees concentrate more carbon at the stem. The carbon sequestration trend observed is concordant with the habitat disturbance level, since at less disturbed stand *C. alba* is the dominant species, whereas this species coexists with *L. caustica*

and *Q. saponaria* at stands with an intermediate disturbance level, but at degraded areas those three species tend to disappear and *A. caven* tend to predominate.

Our results showed that a *C. alba*-dominated forest is able to accumulate for times more C than an *A. caven* scrubland, and also to sequestrate twelve times more C. Clearly, the conservation of the sclerophyll forests of central Chile would have then a positive effect on the country's GHG mitigation, and specially at the central zone the most of the Chilean industry is located. If properly protected, the remaining 345,089ha of sclerophyll forest would have the potential to sequester up to 1.2%of the CO_2 emitted. However, this value would decrease to about 0.12% if those forests become degraded.

The empirical evidence presented here should be used to promote the Chilean sclerophyll forest conservation through the country's participation into the carbon market. Due to its sequestration potential, these forests could be used as carbon sinks. Hence, Chile will be able to increase its income by selling carbon sequestration services, and at the same time help to mitigate its carbon footprint. Thus, that achievement would help to balance the social demands with both conservation needs and economic development.

Keywords: Biomass, carbon sequestration, central Chile, conservation, sclerophyll forest.

Introducción

El aumento en la concentración de los Gases de Efecto Invernadero (GEI) es un tema ampliamente discutido y de gran relevancia en el ámbito científico, político, económico y ambiental, por sus implicancias en la modificación de la dinámica de los ecosistemas. Los GEI más comunes son el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4), los óxidos nitrosos (N_2O), ozono (O_3), hexafluoruro de azufre (SF_6), los clorofluocarbonos (CFC) y los hidrofluorocarbonos (HFC) (IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 2001, Shine *et al.* 2005, Ramanathan y Xu 2010). De todos ellos el CO_2 es el gas de mayor impacto en el efecto invernadero, este gas se encuentra en forma natural en la atmósfera, oscilando a través de los distintos periodos geológicos, pero estabilizándose en el periodo pre-industrial en valores del orden de 320 ppm. Posterior a la revolución industrial, la concentración de CO_2 ha aumentado a tasas crecientes hasta alcanzar valores de 385 ppm en el año 2010. Este efecto ha sido enteramente atribuido a actividades antrópicas, como el uso de combustibles fósiles, el cambio de uso del suelo o la deforestación, entre otras. Actualmente, cerca de un 20% de las emisiones de CO_2 en Chile resultan de la eliminación y degradación de los ecosistemas forestales (Schlegel 2001, Fensham y Guymer 2009).

En el contexto mundial, Chile no es un emisor relevante de GEI. De acuerdo a estadísticas internacionales (International Energy Agency 2009), su aporte constituye aproximadamente el 0,2% del total mundial de emisiones. Sin embargo en el contexto sudamericano, Chile aparece como el segundo país más alto en cuanto a emisiones de CO_2 per cápita con una producción de 4,28 toneladas de CO_2 por habitante (International Energy Agency 2009). No obstante lo anterior, las emisiones de GEI están aumentando de manera importante en el país, según lo indican los inventarios nacionales elaborados por la Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA), con ocasión de la Primera Comunicación Nacional (1999), y en posteriores actualizaciones (CONAMA 2010). A pesar de que Chile es un emisor marginal de GEI en el contexto internacional, a nivel local es relevante contar con datos de la acumulación y secuestro de carbono en ecosistemas naturales, esto es esencial para entender la importancia del incremento de los niveles de CO_2 en la atmósfera, y su potencial efecto sobre el cambio climático (Peri *et al.* 2010).

El CO_2 presente en la atmósfera es fijado por las plantas, a través del proceso de fotosíntesis. Por este medio, las plantas convierten la energía solar en energía química

aprovechable para los organismos vivos. Así, los bosques almacenan grandes cantidades de carbono (C) en la vegetación y el suelo, e intercambian C con la atmósfera a través de la fotosíntesis y la respiración (Gayoso y Guerra 2005). Los datos sobre el almacenamiento de C en los diferentes componentes de los árboles son esenciales para comprender la importancia de un aumento en el nivel de CO_2 en la atmósfera (Peri *et al.* 2010).

La acumulación y el secuestro de C son servicios ecosistémicos que cumplen funciones importantes para el bienestar humano, como son: la regulación de gases (e.g., regular el balance CO_2/O_2, mantención de la capa de ozono, regulación de los niveles de SO_x) y la regulación climática (regulación de GEI) (Constanza *et al.* 1997, de Groot *et al.* 2002, Alberto y Elvir 2008). Actualmente son varios los estudios destinados a determinar la capacidad de secuestro de C en los ecosistemas forestales, tanto en bosques nativos como en plantaciones de especies exóticas (e.g., Davis *et al.* 2003, Kraenzel *et al.* 2003, Laclau 2003, Gayoso y Guerra 2005, Alberto y Elvir 2008, Fensham y Guymer 2009, Peri *et al.* 2010). Se ha demostrado que los ecosistemas forestales, con un manejo adecuado, pueden secuestrar más C que otros ecosistemas terrestres (Dixon *et al.* 1994, Sathaye y Ravindranath 1998, Baethgen 2010), contribuyendo a la mitigación del cambio climático, producido por el aumento de la concentración del CO_2 atmosférico. El secuestro de C, por lo tanto, ha despertado gran interés en los últimos años a partir del compromiso por parte de países desarrollados de otorgar "créditos de carbono" o "bonos verdes" como compensación de sus emisiones de CO_2 de acuerdo a las bases del Protocolo de Kioto de 1997 (Losi *et al.* 2003, Bekessy y Wintle 2008, Baethgen 2010). en tanto que los países en vías de desarrollo todavía están dudosos en adoptar estas estrategias considerando otras alternativas para el desarrollo (Sathaye y Ravindranath 1998).

Para determinar las concentraciones de C en los ecosistemas naturales es necesaria la estimación adecuada de la biomasa. A través de ésta se puede cuantificar el C potencial que puede ser liberado en la atmósfera o conservado y fijado en una determinada superficie. Biomasa es la cantidad total de materia viva presente en un momento dado en un sistema biológico, y generalmente se expresa en unidades de peso seco por unidad de superficie. La biomasa puede ser utilizada para determinar, en forma de inventario, la cantidad de materia biológica disponible en un momento y ambiente determinado; pero también puede ser utilizada para definir la distribución de materia orgánica en el sistema (Bown 1992). La distribución de biomasa en fustes, ramas, hojas y raíces varía considerablemente dependiendo de la especie, edad, sitio, y nivel de perturbación, sin embargo, existen tendencias que pueden configurar una

idea de la distribución de la biomasa dentro del sistema (Gayoso y Guerra 2005, Bert y Danjon 2006). Para estimar la acumulación de C es necesario estimar la biomasa asumiendo que de ésta última el 50% es C (Brown 1986, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1996, Montagnini y Porras 1998, Slijepcevic 2001, Losi *et al.* 2003).

Varios estudios han demostrado la importancia de factores tales como el tipo de ecosistema, clima, propiedades del suelo, calidad del sitio, o la productividad en el almacenamiento de C de los ecosistemas forestales (Dixon *et al.* 1994, Davis *et al.* 2003, Bert y Danjon 2006). Si bien en Chile hay algunos estudios respecto a la biomasa y contenido de C, éstos fueron realizados en bosques templados lluviosos (Schlegel 2001), en bosques siempreverdes, en bosques de Roble-Raulí-Coigüe (Gayoso y Guerra 2005), en Ruíl (*Nothofagus alessandrii*) (Pedrasa 1989), en Hualo (*Nothofagus glauca*) (Gómez 1976) y bosque de Lenga (*Nothofagus pumilio*) (Bown 1992, Caldentey 1995). Debido a la compleja y extensa geografía de Chile es posible encontrar una gran diversidad de situaciones ambientales con presencia de distintas formaciones vegetacionales a lo largo del territorio. En este contexto, la vegetación más común en la zona de clima mediterráneo de Chile Central con un marcado contraste entre veranos secos y cálidos e inviernos fríos y lluviosos son los matorrales y bosques esclerófilos (Schmithüsen 1956, Rundel 1981, Gajardo 1994, Dallman 1998, Luebert y Pliscoff 2006). Estos ecosistemas se presentan desde la IV Región de Coquimbo hasta la VIII Región del Bio Bio. Se extienden generalmente por las laderas de la Cordillera de la Costa y la Cordillera de Los Andes (Donoso 1982, Gajardo 1994, Luebert y Pliscoff 2006) y presentan una alta diversidad vegetal. Las formas de vida que se encuentran son variadas, predominan los arbustos altos de hojas esclerófilas, pero también se encuentran arbustos bajos xerófitos, arbustos espinosos, suculentas y árboles esclerófilos y laurifolios con gran desarrollo en altura (Gajardo 1994, FAO 2002, Luebert y Pliscoff 2006). Entre las especies dominantes se encuentran: litre (*Lithraea caustica* (Molina) Hook et Arn), quillay (*Quillaja saponaria* Molina), peumo (*Cryptocarya alba* (Molina) Looser) y boldo (*Peumus boldus* Molina), entre otros (Oberdorfer 1960, Gajardo 1994, Luebert y Pliscoff 2006).

En la actualidad se desconoce el valor potencial del bosque esclerófilo como fijador de C, siendo que éstos ecosistemas constituyen la cobertura vegetal dominante en la zona central de Chile y son considerados una prioridad para la conservación de la biodiversidad por el Ministerio del Medio Ambiente de Chile, ya que es la parte del territorio nacional que tiene la mayor densidad de población, lo cual se refleja en un alto grado de alteración de las comunidades vegetales (Ministerio de Agricultura 1999, Myers *et al.* 2000).

De esta manera se plantea como ***objetivo general*** para este estudio: estimar la acumulación y secuestro de C en bosque esclerófilo mediterráneo sujeto a distintos niveles de perturbación en la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha. Los ***objetivos específicos*** son:

a) Estimar la acumulación y secuestro de C en un bosque esclerófilo mediterráneo con distintos grados de perturbación.

b) Determinar el valor de conservación de hábitats esclerófilos mediterráneos con diferentes grados de perturbación, en función al potencial de mitigación de C.

El cumplimiento de los objetivos de este estudio permitirá contribuir a comprender de mejor forma cómo las perturbaciones alteran las tasas de acumulación y secuestro de C en ecosistemas esclerófilos; y de esta manera, proponer en una modalidad más informada futuras acciones de uso y conservación de los mismos.

De acuerdo a lo anterior en esta investigación se plantean las siguientes hipótesis:

a) Las distintas especies arbóreas acumulan y secuestran C a diferentes tasas, contribuyendo diferencialmente en la mitigación de CO_2 atmosférico.

b) Se espera que los bosques esclerófilos degradados contribuyan en menor medida a la mitigación de CO_2 atmosférico con respecto a aquellos ecosistemas esclerófilos poco degradados.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se realizó en la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha (RNRCL) que fue creada el 25 de julio 1996, mediante Decreto Supremo Nº 186 del Ministerio de Agricultura. Cuenta con una superficie de 5.870 hectáreas. Se ubica en la Comuna de Alhué, Provincia de Melipilla, Región Metropolitana (Figura 1), siendo administrada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) de la Región de O´Higgins (CONAF 2000).

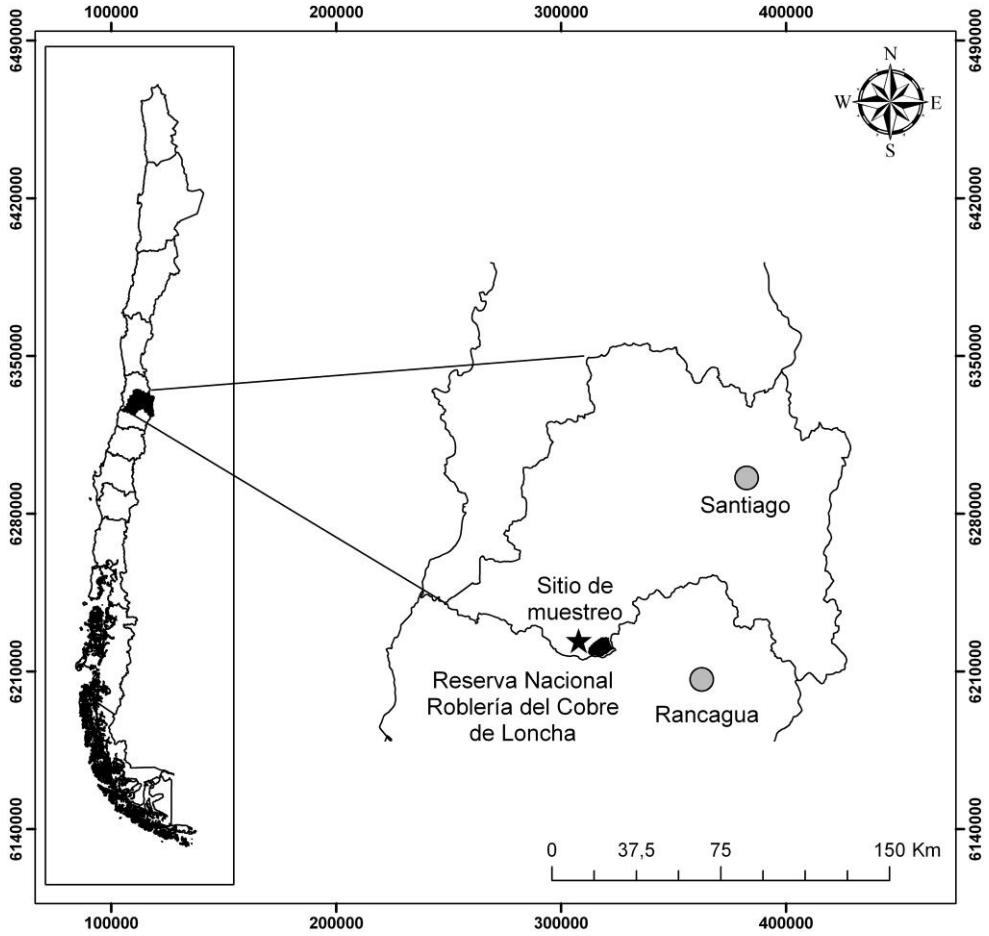

Figura 1: Mapa de ubicación de la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha (en negro) y el sitio de muestreo (estrella) dentro de la Región Metropolitana. Fuente: Elaboración propia.

La RNRCL alberga un gran número de especies de flora nativa y endémica. De acuerdo a la clasificación de Gajardo (1994), la reserva se inserta en dos de las ocho Regiones Vegetacionales descritas para el país, esto es la **Región del Matorral y del Bosque Esclerófilo** en la exposición norte y **Región del Bosque Caducifolio** principalmente en la exposición sur (Avilez 2001)**.** El bosque esclerófilo en esta área presenta distintos niveles de perturbación provocada por una larga historia de cultivos, incendios y extracción de leña hasta que el área fue declarada Reserva Nacional en 1996. De acuerdo a Luebert y Pliscoff (2006), la degradación de las formaciones originales de peumo y boldo; así como de litre y peumo, manifiestan la degradación de sus ecosistemas a través de la pérdida de cobertura vegetal y cambio en la fisionomía de la comunidad de bosque a matorral con invasión de elementos de matorrales espinosos y esclerófilos. En el caso particular de los bosques esclerófilos de la RNRCL, las perturbaciones han cambiado la fisionomía desde bosques de peumo o de peumo-litre-quillay a formaciones de quillay de baja densidad con invasión de elementos arbustivos de tevo (*Retanilla trinervia)* y colliguay (C*olliguaja odorifera)* e incluso a formaciones arbustivas con espino (*Acacia caven*).

Según Luebert y Pliscoff (2006) y Oberdorfer (1960) los espinales de espino y litre corresponden a una fase regresiva del bosque esclerófilo original que es mantenida en esta condición debido a una acción antrópica permanente, mientras que otros autores estiman que corresponden a la vegetación original (Rundel 1981). De todas formas, la degradación de los espinales conduce a una pradera de especies herbáceas perennes y anuales introducidas y algunos arbustos (Luebert y Pliscoff 2006). En el caso particular de la RNRCL, los espinales muestran claros signos de ser una fase regresiva del bosque esclerófilo posterior al uso para agricultura intensiva anterior a 1960.

Diseño del muestreo

Se trabajó en 9 parcelas permanentes de 25 x 25 metros dentro de la RNRCL, que correspondieron a 3 tipos vegetacionales con 3 parcelas en cada uno de ellos. Los tipos vegetacionales, en un orden de mayor perturbación a menor, son: (1) Matorral de espino, (2) peumo-litre-quillay y (3) peumo. Por razones de fuerza mayor que impiden cortar los árboles dentro de la RNRCL las muestras se colectaron en un área colindante destinada al levante de

un embalse de relave (Embalse Caren) de la empresa minera CODELCO, la que presenta las mismas especies en una situación similar.

Estimación de la biomasa aérea

Para la estimación de biomasa aérea se utilizaron modelos alométricos (Madgwick 1973, Teller 1988). El método utilizado fue la regresión logarítmica basada en árboles pertenecientes a diferentes clases de diámetro a la altura del pecho (DAP) para extraer submuestras y medir el peso seco. Posteriormente, con los datos obtenidos se estimó una ecuación tomando como variable dependiente el peso seco (W), y como variable independiente el DAP:

$$\log W = \log a + b \log(DAP)$$

donde a y b son constantes, W = peso del árbol, DAP = diámetro a la altura del pecho.

Se eligió este método dado que varios autores han notificado un buen ajuste de biomasa en base a modelos alométricos (Parde 1980). Distintos autores coinciden como variable independiente al DAP, ya que describe mejor la biomasa de fustes y raíces (Gomez 1976, Parde 1980, Shönenberger 1984, Pedrasa 1989, Caldentey 1995, Gayoso *et al.* 2002, Gayoso y Guerra 2005). Dado que la relación W - DAP sigue una función alométrica potencial ($Y= a x^b$) se linearizó dicha función mediante logaritmos, a fin de realizar los ajustes mediante mínimos cuadrados. Para la estimación de biomasa aérea se cortaron 15 individuos por especie (espino, litre, quillay, peumo) pertenecientes a diferentes clases de DAP para extraer submuestras y determinar el peso seco, de los árboles volteados.

Se tomaron rodelas de cada individuo muestreado, partiendo de 0,3 m, 1,3 m, 2 m y de ahí en adelante cortando una rodela cada un metro hasta el ápice del árbol. Se midió el radio medio de cada rodela y se determinó la densidad básica (medida en g/cm^3) mediante el método de probetas (Fearnside 1997). Se determinó el área aproximada de cada rodela empleando la ecuación $A_i = \pi * r^2$ (siendo r el radio de la rodela i), y el volumen de cada etapa de corte fue estimado mediante la siguiente relación: $Vi = ((A_i + A_j)/2)*(h_j - h_i)$ (siendo A_i y A_j las áreas de las rodelas *i* y *j*, y h_i y h_j las alturas de corte respectivas). Los volúmenes de fuste se calcularon separadamente para corteza, albura y duramen (cuando éste estuvo presente), el volumen de cada componente del árbol se obtuvo sumando los volúmenes de las secciones entre cada par

de rodelas. Para cada árbol, el peso de corteza, albura y duramen se determinó multiplicando el volumen de cada componente por su densidad básica estimada, y finalmente se sumaron los pesos de los distintos componentes para obtener el peso seco total.

En terreno una vez volteados los arboles se numeraron todas las ramas a lo largo del eje principal; de éstas se seleccionaron una muestra de 5 ramas vivas y 5 ramas muertas tomando en cuenta la distribución de tamaño. Todas las muestras fueron secadas en un horno de aire forzado a 70 ºC hasta obtener peso constante (Kraenzel *et al.* 2003, Losi *et al.* 2003). El peso total de ramas y hojas de cada árbol se determinó sumando los pesos individuales de cada rama. Con esta información se estimó la biomasa aérea total, sumando el peso del fuste, el peso de las ramas y el peso del follaje.

Acumulación y secuestro de carbono

Para estimar la acumulación de C fue necesario estimar la biomasa aérea asumiendo que de ésta última el 50% es C (Brown 1986, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1996, Montagnini y Porras 1998, Slijepcevic 2001, Losi *et al.* 2003). En los mismos árboles cortados para la estimación de la biomasa se extrajeron rodelas a distintas alturas del fuste y se midió los incrementos en diámetro a 1,3 m. Esto permitió calcular las tasas de aumento en biomasa y secuestro de C. Así se proyectaron los diámetros actuales entre 1 y 5 años en el futuro. Basado en el diámetro actual y el diámetro de hace cinco años atrás, se aplicaron las funciones alométricas calculadas a partir de los datos de peso seco y DAP, para estimar el potencial de secuestro de C. Se estima que cinco años es un periodo razonable para obtener un promedio estable de secuestro de C, dónde además se puede omitir la mortalidad.

Análisis de datos

Con los datos de peso seco del fuste obtenidos, se ajustaron regresiones lineales log-log tomando como variable dependiente el peso seco (W) y como variable independiente el DAP.

Se comprobaron los supuestos de normalidad (mediante una prueba de Shapiro-Wilk) y de homogeneidad de varianza (mediante una prueba de Levene).

Mediante las ecuaciones alométricas obtenidas por regresión para cada especie, se estimó la biomasa presente en cada una de las parcelas permanentes que se monitorearon en el área de estudio. Se sumó la biomasa estimada de todos los árboles en cada parcela, y se extrapoló el valor a biomasa por hectárea. La biomasa por hectárea se calculó para los fustes, las ramas y el follaje en cada caso. Todos los valores se presentan como la media ± 1 error estándar, salvo que se indique lo contrario.

Para determinar si existían diferencias significativas entre la biomasa total y por componentes (i.e., ramas, follaje y fustes) entre las diferentes especies estudiadas, se realizaron análisis de varianza (ANOVA) de una vía (siendo el factor la especie de árbol) para cada uno de los componentes así como para el total. En los casos en que se encontraron diferencias significativas (i.e., ANOVA $p < 0,05$), se realizó una prueba *a posteriori* de Tukey para determinar si existían diferencias significativas entre pares de especies (Quinn y Keough 2003). Para evaluar la contribución diferencial de las formaciones vegetacionales (i.e., espinal, peumo-litre-quillay, y peumo) a la mitigación de CO_2 atmosférico se realizaron análisis de covarianza (ANCOVA) de una vía. El primer ANCOVA se calculó con los datos de biomasa de cada árbol, usando como covariable el DAP de los árboles para corregir por volumen; la variable respuesta usada fue el logaritmo de la biomasa, y el factor el tipo de formación (Quinn y Keough 2003). El segundo ANCOVA se calculó de igual manera, pero utilizando el secuestro potencial anual de C de cada árbol (transformada con log + 1). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa STATISTICA 8 (StatSoft 2007).

Resultados

Se trabajó en 9 parcelas permanentes de 25 x 25 metros dentro de la RNRCL, que corresponden a 3 tipos vegetacionales con 3 parcelas en cada uno de ellos (Tabla 1). Los tipos vegetacionales, en un orden de mayor a menor perturbación son: (1) Matorral de espino, (2) Bosque de peumo-litre-quillay y (3) Bosque de peumo. Los rodales de espino son producto de una destrucción total o parcial del bosque esclerófilo dominado principalmente por quillay y litre además constituiría el comienzo de la sucesión retrogresiva del bosque hacia la pradera (Olivares 1983). Gajardo (1994) indica que los espinales de *Acacia caven* son característicos de la sucesión post cultural. El tipo vegetacional compuesto por peumo-litre-quillay viene a ser una etapa intermedia ya que en este tipo de formación se encuentran especies que indican una perturbación del bosque como es el litre y especies características de formaciones originales del bosque esclerófilo que son el peumo y el quillay, este tipo de asociación se encuentra formando parte de prácticamente todas las asociaciones o tipos forestales de la región mediterránea de Chile (Donoso 1982), la acción del hombre en esta asociación ha contribuido especialmente a disminuir la densidad de quillay del que se utiliza la corteza para obtener saponina y el litre para la fabricación de carbón de madera. El tercer tipo vegetacional estudiado, formaciones de peumo, demuestran ser una formación libre de perturbaciones o actividades antrópicas, forma un dosel cerrado con árboles de 12 a 15 m de altura y de hasta más de 60 cm de DAP, Donoso (1982) afirma que casi todas las comunidades actuales de peumo son rebrotes de tocones o raíces como resultado de la construcción urbana entre los siglos XVI y XVIII en Chile central.

Como se observa en la Tabla 1, el área basal de las parcelas de peumo (31,13 m^2ha^{-1}) es mucho mayor al área basal de las parcelas de PLQ (23,77 m^2ha^{-1}), y más aún a las de espino (2,46 m^2ha^{-1}). Esto se debe a las características morfológicas de cada especie, puesto que un árbol de espino adulto es de menor tamaño que un árbol adulto de peumo, así mismo se observa diferencias en el número de vástagos por hectárea siendo las parcelas de peumo las con mayor número de vástagos por hectárea (2.810,67 vástagos ha^{-1}), seguido por las parcelas de PLQ (2.736 vástagos ha^{-1}) y posteriormente las parcelas de espino (363 vástagos ha^{-1}). De igual manera se puede observar que la distribución de tamaño abarca diferentes clases de DAP y altura en todas las especies.

Tabla 1: Descripción de las nueve parcelas permanentes monitoreada en la RNRCL. El inventario se realizó entre los meses de enero y febrero de 2010.

Especies Dominantes	Parcela		Número		Vástagos por Cepa	Área Basal	DAP				Altura			Altura de	Índice de
			Cepas por ha	Vástagos por ha		(m^2ha^{-1})	media (cm)	Desv. Est. (cm)	min (cm)	max (cm)	media (m)	min (m)	max (m)	Copa (m)	Área Foliar (m^2 m^{-2})
Espino	1		400	448	1,1	1,2	5,4	2,5	2,5	11,9	1,7	0,7	2,6	0,5	0,11
	2		224	432	1,9	3,5	8,9	4,8	1,9	27,2	2,4	1,1	3,3	1,1	0,10
	3		96	208	2,2	2,7	12,0	3,3	8,2	15,2	3,7	3,5	3,9	1,1	0,14
		Media	240	363	1,7	2,5	8,7	3,6	4,2	18,1	2,6	1,8	3,3	0,9	0,12
		Desviación Estándar	88	77	0,3	0,7	1,9	0,7	2,0	4,6	0,6	0,9	0,4	0,2	0,01
Peumo Quillay Litre	10		1136	3008	2,6	27,6	9,3	3,4	4,0	17,7	8,7	7,3	10,0	2,4	4,72
	14		1600	2288	1,4	17,1	9,2	2,7	4,9	18,3	7,4	6,3	8,1	3,9	2,25
	16		2448	2912	1,2	26,7	10,1	3,3	5,0	18,0	9,0	4,9	11,4	6,2	2,81
		Media	1728	2736	1,8	23,8	9,5	3,1	4,6	18,0	8,4	6,2	9,8	4,2	3,26
		Desviación Estándar	384	225,7	0,5	3,4	0,3	0,2	0,3	0,2	0,5	0,7	1,0	1,1	0,75
Peumo	7		1520	2496	1,6	43,8	13,1	5,4	5,8	27,5	11,1	8,6	13,0	4,7	4,15
	8		1520	1952	1,3	16,5	10,0	2,8	5,1	16,7	9,0	6,6	11,6	4,8	2,66
	27		1792	3984	2,2	33,0	9,6	3,4	4,4	19,1	9,5	7,6	11,5	5,4	7,46
		Media	1611	2810	1,7	31,1	10,9	3,9	5,1	21,1	9,9	7,6	12,0	5,0	4,76
		Desviación Estándar	91	607	0,3	7,9	1,1	0,8	0,4	3,3	0,6	0,6	0,5	0,2	1,4

Se muestrearon 60 árboles en la vecindad de la RNRCL, los cuales constituyeron una muestra representativa de la vegetación existente en las parcelas permanentes. Se cortaron árboles de distintas alturas y diámetros, los cuales presentaron una amplia variación de peso (Tabla 2), haciendo así que el muestreo fuera representativo. Con los valores de peso seco (W) y DAP estimados para cada especie, se calcularon funciones alométricas con un ajuste de R^2 entre 0,73 y 0,94 (Figura 2). Se obtuvieron funciones alométricas no significativas para las hojas y las ramas (Tabla 3), pero sí para los fustes con ajustes de R^2 entre 0,72 y 0,94 (Figura 3). Todas las regresiones cumplieron los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro-Wilk, $p > 0,29$ en todos los casos) y homogeneidad de varianza (prueba de Levene $p > 0,27$ en todos los casos, excepto para el litre). La potencia de la prueba fue mayor a 97% en todos los casos. Empleando dichas funciones en los árboles de las parcelas permanentes, se determinó que la formación vegetacional que menos biomasa (y por ende, menos C) concentra es el espinal, seguida de la formación PLQ, y siendo el bosque de peumo la formación que más biomasa acumula (Tabla 4). En términos de contenido de C, el espinal resultó ser significativamente menor que los bosques de PLQ y peumo (ANCOVA $F_{2,870} = 74,61$; $p < 0,001$), sin embargo no se detectaron diferencias significativas entre bosques de peumo y PLQ.

Tabla 2: Rangos de variación de diámetro a la altura del pecho (DAP), altura del árbol (H) y peso seco (W) de los árboles muestreados, para cada especie.

Especie	DAP (cm)	H (m)	W (kg/árbol^{-1})
Peumo	7 - 34	9 - 15	13 - 264
Litre	4 - 16	3 - 8	3 - 42
Quillay	6 - 58	3 - 14	2 -563
Espino	11 - 38	4 - 8	13 - 145

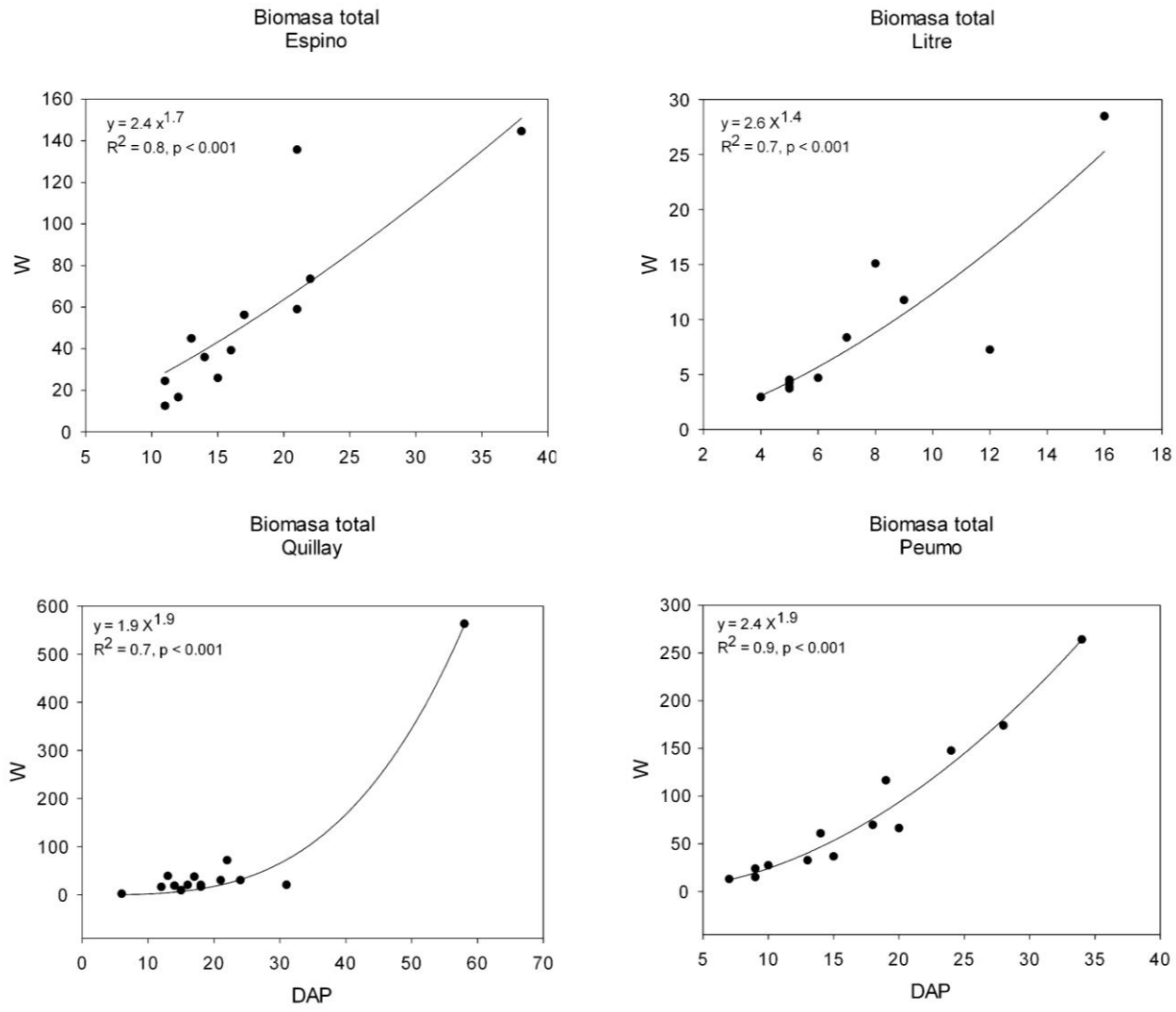

Figura 2: Ajuste de funciones alométricas mediante regresiones para cada especie de árbol en base a la biomasa total. Abreviaciones: W = peso seco total (en Kg), DAP= diámetro a la altura del pecho (en cm).

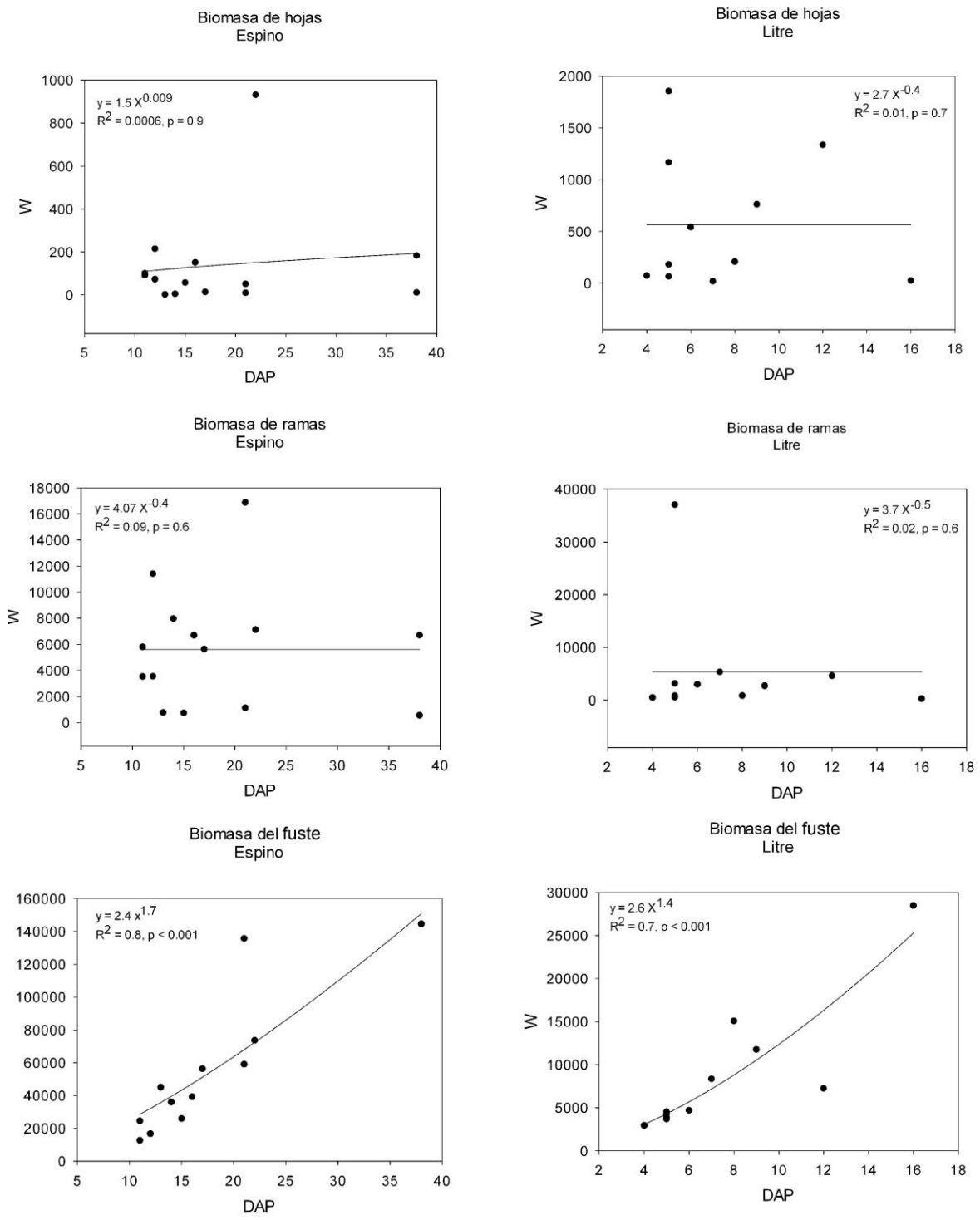

Figura 3: Ajuste de funciones alométricas mediante regresiones para espino y litre por componentes. Abreviaciones: W = peso seco, hojas, ramas y fuste en gramos. DAP= diámetro a la altura del pecho (en cm). Continúa en la siguiente página.

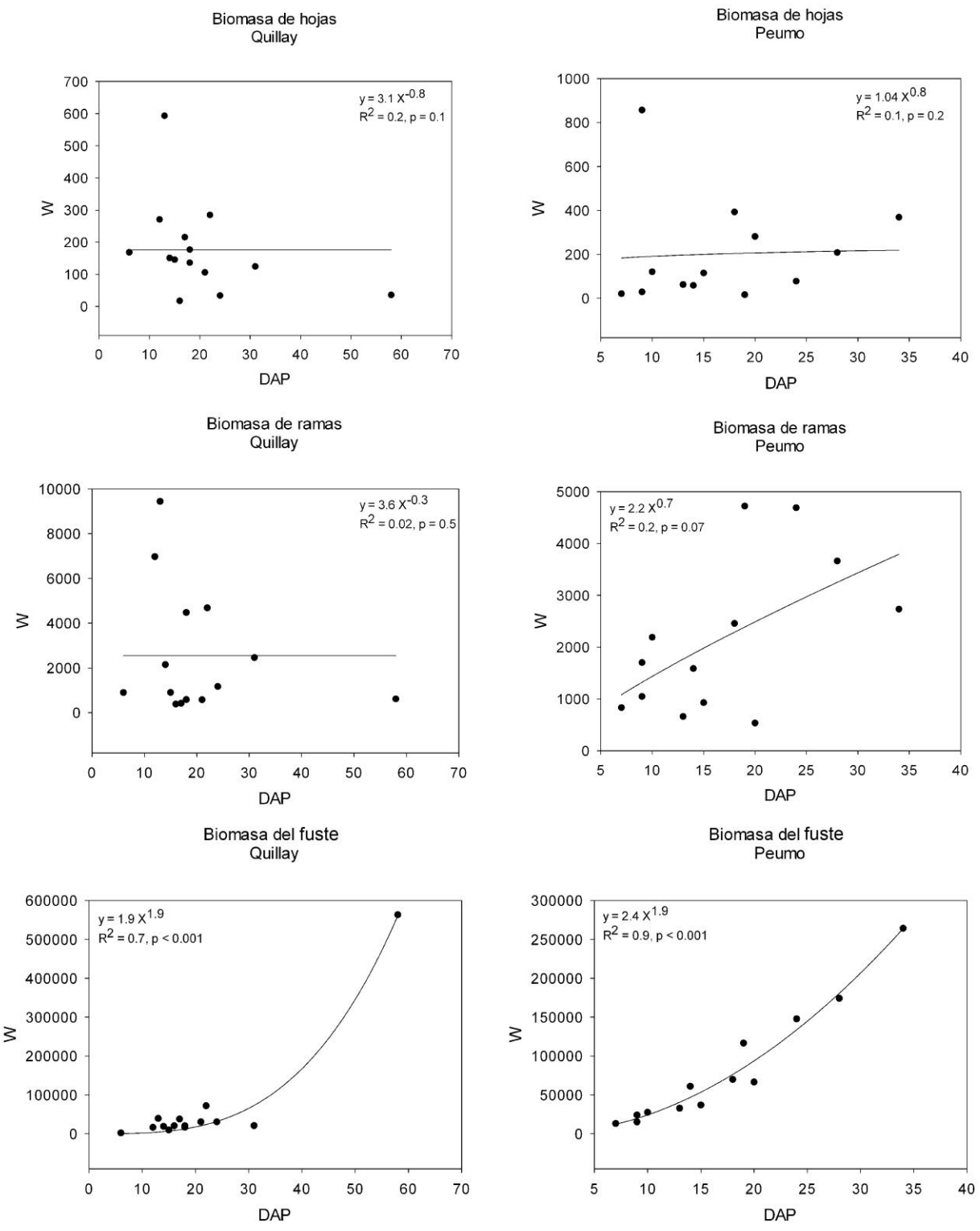

Figura 3: (Continuación) Ajuste de funciones alométricas mediante regresiones para quillay y peumo por componentes. Abreviaciones: W = peso seco, hojas, ramas y fuste en gramos. DAP= diámetro a la altura del pecho (en cm).

Tabla 3: Valores de los coeficientes y parámetros estadísticos de las ecuaciones alométricas asociadas a los diferentes componentes para cada una de las especies estudiadas.

Especie	Componente	Ecuación para estimar la biomasa de los arboles (modelo lineal)	R^2	p
Espino	Hojas	log W = 1,562 + (0,0942 * log(DAP))	<0,01	0,93
	Ramas	log W = 4,073 - (0,413 * log (DAP))	0,02	0,59
	Fuste	log W = 2,441 + (1,786 * log(DAP))	0,81	<0,01
	Total	log W = 2,442 + (1,785 * log(DAP))	0,81	<0,01
Litre	Hojas	log W = 2,734 - (0,445 * log(DAP))	0,01	0,73
	Ramas	log W = 3,704 - (0,511 * log(DAP))	0,02	0,65
	Fuste	log W = 2,612 + (1,455 * log(DAP))	0,78	<0,01
	Total	log W = 2,614 + (1,453 * log(DAP))	0,79	<0,01
Quillay	Hojas	log W = 3,104 - (0,803 * log(DAP))	0,19	0,12
	Ramas	log W = 3,607 - (0,351 * log(DAP))	0,02	0,57
	Fuste	log W = 1,925 + (1,984 * log(DAP))	0,73	<0,01
	Total	log W = 1,926 + (1,984 * log(DAP))	0,72	<0,01
Peumo	Hojas	log W = 1,042 + (0,835 * log(DAP))	0,11	0,28
	Ramas	log W = 2,297 + (0,786 * log(DAP))	0,26	0,07
	Fuste	log W = 2,462 + (1,921 * log(DAP))	0,94	<0,01
	Total	log W = 2,533 + (1,876 * log(DAP))	0,97	<0,01

Tabla 4: Peso seco y cantidad de C por hectárea, según componente del árbol y el tipo de formación vegetacional. PLQ = bosque de peumo, litre y quillay. Valores medios ± 1EE. Las diferentes letras en negrita denotan diferencias significativas de acuerdo a una prueba *a posteriori* de Tukey.

Tipo de formación	Peso seco (toneladas ha^{-1}) Fuste	Ramas	Hojas	Total
Peumo	76,70 ± 18,09 **a**	3,50 ± 0,22 **a**	0,48 ± 0,21 **a**	80,67 ± 18,09 **a**
PLQ	56,18 ± 9,00 **a**	3,41 ± 0,33 **a**	0,68 ± 0,08 **a**	60,27 ± 9,13 **a**
Espino	4,04 ± 1,62 **b**	0,66 ± 0,22 **b**	0,04 ± 0,03 **b**	4,74 ± 1,83 **b**
	Carbono total (toneladas ha^{-1}) Fuste	Ramas	Hojas	Total
Peumo	38,38 ± 9,05 **a**	1,75 ± 0,11 **a**	0,24 ± 0,11 **a**	40,34 ± 9,04 **a**
PLQ	28,09 ± 4,50 **a**	1,71 ± 0,16 **a**	0,34 ± 0,04 **a**	30,14 ± 4,56 **a**
Espino	2,02 ± 0,81 **b**	0,33 ± 0,11 **b**	0,02 ± 0,01 **b**	2,37 ± 0,91 **b**

Mediante la proyección de las funciones alométricas estimadas con los árboles cortados, fue posible realizar una estimación del potencial de secuestro de C por año para cada especie en cinco clases diamétricas distintas (Tabla 5). El espino y el litre fueron las especies con menor potencial de secuestro de C, posteriormente el quillay mostró un potencial intermedio, y finalmente el peumo mostró el potencial más alto para secuestrar C.

El potencial de secuestro de C fue significativamente diferente entre las distintas formaciones vegetacionales (ANCOVA $F_{2,879} = 62,18$; $p < 0,001$). La formación con mayor potencial de secuestro de C fue el bosque de peumo (2,73 t ha^{-1} $año^{-1}$), seguida de cerca por PLQ (2,53 t ha^{-1} $año^{-1}$) (pero no difieren significativamente, según prueba *a posteriori* de Tukey), y en mucho menor grado, por el espinal que acumula significativamente menos C que las otras dos formaciones (0,23 t ha^{-1} $año^{-1}$) (prueba *a posteriori* de Tukey con $p < 0,05$ en ambos casos) (Tabla 6) Para las cuatro especies estudiadas, el mayor porcentaje de biomasa se encontró en el fuste, seguido por las ramas y en menor cantidad en el follaje, y se observó también que a

mayor edad del árbol (i.e., a mayor DAP) la biomasa tiende a concentrarse más en el fuste que en las ramas y el follaje (Tabla 7).

Tabla 5: Potencial estimado de secuestro de C de la parte aérea del árbol por especie, según diferentes clases diametrales. DAP = diámetro a la altura del pecho.

DAP (cm)	Secuestro de C aéreo por árbol (kg C año^{-1})			
	Peumo	Litre	Quillay	Espino
10	2,20	1,04	1,45	0,64
20	4,48	1,49	3,61	1,22
30	6,65	1,81	5,74	1,75
40	8,76	2,08	7,87	2,25
50	10,83	2,31	9,98	2,74

Tabla 6: Potencial estimado de secuestro de C aéreo por formación vegetacional y por componentes. PLQ = bosque de peumo, litre y quillay. Valores medios ± 1EE. Las diferentes letras en negrita denotan diferencias significativas de acuerdo a una prueba *a posteriori* de Tukey.

		Formación vegetacional		
		Peumo	PLQ	Espino
Secuestro C (t ha^{-1} año^{-1})	Fuste	2,63 ± 0,68 **a**	2,32 ± 0,38 **a**	0,21 ± 0,17 **b**
	Ramas	0,10 ± 0,02 **a**	0,16 ± 0,02 **a**	0,02 ± 0,01 **b**
	Follaje	0,01 ± 0,00 **a**	0,04 ± 0,01 **a**	< 0,001 **b**
	Total	2,73 ± 0,70 **a**	2,53 ± 0,38 **a**	0,23 ± 0,17 **b**

Tabla 7: Porcentaje de biomasa por componente en espino, litre, peumo y quillay de acuerdo a tres clases diamétricas (definidas según la variación de DAP dentro de cada especie).

Especie	Clase diam.	Componente (%)			
		Ramas	Follaje	Fuste	Total
Espino	10 - 20 cm	14,43	0,22	85,34	100,00
	21 - 30 cm	8,54	0,34	91,12	100,00
	31 - 40 cm	2,45	0,07	97,48	100,00
Litre	1 - 5 cm	13,39	5,17	81,44	100,00
	6 - 10 cm	12,27	2,87	84,86	100,00
	11 - 20 cm	11,60	3,25	85,15	100,00
Peumo	1 - 10 cm	6,65	1,18	92,17	100,00
	11 - 20 cm	2,75	0,23	97,01	100,00
	21 - 40 cm	1,85	0,11	98,04	100,00
Quillay	1 - 15 cm	18,81	1,23	79,96	100,00
	16 - 25 cm	5,08	0,40	94,52	100,00
	26 - 60 cm	0,52	0,03	99,45	100,00

Discusión

El muestreo de los árboles cortados en el predio de CODELCO fue representativo de la situación observada dentro de la RNRCL, ya que los árboles volteados presentan una variabilidad de DAP y altura igual o mayor a la de los árboles monitoreados dentro las parcelas permanentes de la reserva (contrastar Tablas 1 y 2). Dado que por restricciones propias de un área protegida no es posible cortar los árboles dentro la RNRCL, el uso de un área colindante representativa es una alternativa recomendable, si existe representatividad de la muestra como en este caso. Dicha variación en los datos es importante a efecto de la aplicación de las funciones alométricas en los árboles de las parcelas permanentes, ya que al estar los DAP de éstos dentro del rango de variación de los árboles volteados en el área colindante, es posible realizar con confianza las extrapolaciones de peso seco en base al DAP puesto que conocemos cómo se comporta la función en ese rango de valores.

Las funciones alométricas de las ramas y hojas no tuvieron un buen ajuste, sin embargo los fustes, los cuales constituyen alrededor del 90% de la biomasa aérea del árbol sí tuvieron un buen ajuste de las funciones alométricas, lo cual permite hacer estimaciones realistas de la biomasa de árboles de los que únicamente se conoce el DAP y así mismo es posible efectuar extrapolaciones por unidad de superficie. Este resultado coincide con Durán (2005) que indica que la mejor variable predictora es el diámetro del fuste por lo que se mantiene la tendencia que a medida que aumenta el diámetro basal aumenta la biomasa en fuste y hojas (Durán 2005). Durante la elaboración de los modelos alométricos se realizaron también modelos alternativos incluyendo otras variables predictoras (altura del fuste, largo de la rama), pero en ninguno de los casos su inclusión representó una mejora en el ajuste del modelo, por el contrario el incluir estas variables complejizó los modelos (al aumentar el número de parámetros) y disminuyó el juste de los mismos (i.e., menores valores de R^2), por lo tanto se optó por utilizar las relaciones alométricas que sólo consideran al DAP como variable independiente. Esta capacidad analítica también puede resultar útil a una escala mayor, ya que caracterizando parcelas permanentes y conociendo las funciones W - DAP y de secuestro de C por año, se puede aplicar el mismo criterio a áreas no evaluadas mediante análisis de fotos aéreas o imágenes satelitales (Horning *et al.* 2010), lo que incluso permitiría realizar catastros de gran extensión (e.g., a escala de la Región Metropolitana) sin necesidad de realizar muestreos destructivos en todos los parches de bosque, e incluso sin gastar grandes sumas de dinero en caracterizaciones finas de la vegetación.

Las tres formaciones vegetacionales estudiadas difirieron significativamente en cuanto a la cantidad de biomasa y su capacidad de secuestro de C, ordenándose de la siguiente forma: peumo > PLQ >>> espino. Esto concuerda con el tipo de formación presente en ambientes con diferente nivel de perturbación antrópica, ya que en lugares poco intervenidos predominan los peumos, donde existen perturbaciones intermedias el peumo coexiste con litre y quillay, pero en zonas más degradadas estas tres especies tienden a desaparecer y predomina el espino (Luebert y Pliscoff 2006), que es una especie sombra-intolerante pero con una baja capacidad de competición interespecífica. Por ello, los espinales estudiados (i.e., parcelas 1, 2 y 3) presentaron únicamente esta especie, mientras que la misma estuvo ausente de las parcelas donde dominaban el peumo, el litre o el quillay (i.e., parcelas 7, 8, 10, 14, 16 y 27). Este patrón sugiere que las especies características de lugares poco perturbados desplazan competitivamente al espino, pudiendo éste proliferar únicamente en lugares abiertos donde estas otras especies están ausentes y no representan una presión de competición por espacio y/o recursos. En un gradiente inverso –por ejemplo, durante un proceso de regeneración– se esperaría que el espino sea progresivamente reemplazado por una sucesión mixta de quillay, Tevo y Colliguay. Estas últimas dos especies van desapareciendo progresivamente, favoreciendo el establecimiento de litres y peumos, siendo estos últimos los que dominan la comunidad al final de la regeneración. Este proceso de regeneración, de acuerdo a los resultados obtenidos, va acompañado de una mayor acumulación y secuestro de C.

Conjuntamente con el reemplazo de las especies arbóreas dominantes, la perturbación del hábitat afecta también a los suelos, ocasionando una pérdida adicional de carbono. En situaciones de ninguna o baja perturbación (i.e., bosques dominados por peumo), la cantidad de hojas y ramas pequeñas que caen al suelo y conforman la hojarasca, así como el detrito leñoso grueso (troncos caídos, tocones) es alta respecto a lo que se espera para estos ecosistemas, permitiendo así un importante flujo de carbono hacia el suelo, donde éste se convierte en alimento de una variedad de especies de insectos, anélidos, hongos, microorganismos, etc. (Perry *et al.* 2008). Posteriormente, cuando a causa de la perturbación se crean ambientes mixtos de PLQ, este aporte en hojarasca y detrito leñoso puede verse reducido debido a que el litre y el quillay son especies con hojas algo más pequeñas. Sin embargo, al pasar a una situación donde domina el matorral de espino, cabe esperar que el flujo de carbono hacia el suelo sea considerablemente menor ya que esta especie presenta hojas aciculares muy pequeñas (i.e., poca hojarasca y muy rala) y troncos duros y delgados que dejarían mucho menos detrito leñoso (compárense los valores de biomasa por hectárea entre especies presentados en la Tabla 4). Por lo tanto, los suelos en ambientes degradados tienen también

una menor cantidad de carbono proveniente de descomposición de material vegetal, lo que influye negativamente en la cantidad y diversidad de organismos y microorganismos descomponedores, los que por su parte son responsables de movilizar nutrientes en el suelo. Siguiendo esta lógica, sería más difícil pasar de una situación degradada a una situación de bosque de PLQ o de peumo, aunque cese la fuente de perturbación, debido a restricciones impuestas por la limitación de nutrientes en el suelo. En este trabajo no se examinaron los suelos, por lo que se recomienda que futuros estudios comparen la cantidad de carbono en el suelo en el mismo gradiente de perturbación estudiado para confirmar estas ideas.

Si se analizan los resultados de secuestro de C por hectárea, un bosque de peumo tiene la capacidad de acumular cuatro veces más C que un espinal, y de secuestrar doce veces más de C por año. Claramente, la conservación del ecosistema esclerófilo de Chile central tendría un efecto muy positivo en el potencial de mitigación de GEI en el país, y de manera especial en la zona central, donde se concentra gran parte de la industria de Chile. En Chile se emiten anualmente unas 80.000.000 toneladas de C por año (International Energy Agency 2009). Por lo tanto, la RNRCL en su condición actual sería capaz de captar unas 10.742 toneladas de C al año, que representan el 0,013% de lo que se emite en el país. Ahora bien, si se permitiera la regeneración hasta una situación ideal dominada por peumo, este valor ascendería al 0,020%, mientras que si se degradara a una situación de alta perturbación dominada por espino, el valor desciende al 0,002%. Extrapolando esta información al bosque esclerófilo en su conjunto (con una extensión de 345.089 ha) (CONAF-CONAMA-BIRF 1999) y asumiendo una composición similar a la de la RNRCL, el valor de este ecosistema en cuanto a su capacidad de captar C sería del 0,76% del C que emite Chile anualmente. De permitirse la regeneración de los sistemas esclerófilos degradados, el valor de conservación del bosque esclerófilo en lo que se refiere al secuestro de C podría subir a un 1,2% de la emisión anual, pero de degradarse todo a espinal, representaría sólo el 0,12% de la emisión anual de C.

Comparando los resultados obtenidos aquí con otros estudios en especies del bosque esclerófilo como por ejemplo el trabajo de Quintana (2008) determinó que la cantidad de acumulación de C en quillay en una plantación de 7 años en la Provincia de Colchagua (VI Región) es de 3,74 t ha^{-1} (Quintana 2008). Por otra parte, Cruz *et al*. (2005) estudiaron la acumulación de biomasa en un rodal de quillay con rebrotes de 7 años de edad con un total de 4,7 t ha^{-1}, asumiendo que de ésta el 50% es C se tendrían 2,35 t C ha^{-1} (Cruz *et al.* 2005). Otros autores (Kannegiesser 1987, Durán 2005, Espic 2007) determinaron la biomasa aérea para Boldo en Chile central, y asumiendo que de ésta el 50% es C, los valores que estimaron fueron

de 2,2 t C ha^{-1}; 5,3 t C ha^{-1} y 6,2 t C ha^{-1} respectivamente. Más recientemente, Donoso *et al.* (2010) estimaron que la biomasa aérea de *Nothofagus macrocarpa* en Chile central es de 35,2 t ha^{-1}, es decir unas 17,6 t C ha^{-1} (Donoso *et al.* 2010). Comparando estos valores con los obtenidos en este estudio, se observa que el carbono acumulado en espino es similar a los valores más bajos registrados por los autores mencionados arriba, mientras que los valores de acumulación de bosques de PLQ y peumo son considerablemente mayores que los reportados en estos otros estudios. Esto refuerza lo planteado anteriormente, acerca del valor de conservar los bosques esclerófilos con ningún o bajo nivel de perturbación antrópica, en lo que se refiere a su capacidad de acumular carbono en forma de material vegetal.

Además de Chile, se encuentran ecosistemas de bosques esclerófilos en California (USA), Australia y Sudáfrica (Cowling *et al.* 1996). Sin embargo, además de los estudios realizados en Chile (mencionados en el párrafo anterior), sólo existen datos publicados de acumulación de biomasa en bosques esclerófilos de Australia como es el caso de Stewart *et al.* (1979) quienes estudiaron la biomasa aérea en un bosque mixto de eucalipto (*Eucalyptus muellerana, E. agglomerata y E. sieberi*) en Australia y obtuvieron valores de biomasa de 344,1 kg ha^{-1} por tanto 172,05 t C ha^{-1} (Stewart *et al.* 1979). Si bien existen estudios publicados respecto de especies de los bosques esclerófilos en otros países que presentan climas mediterráneos, en éstos estudios se abordan otras temáticas pero no se cuantifica la biomasa aérea, ni en lo referente a acumulación ni a potencial de secuestro de carbono.

Ahora bien, comparando los resultados de este trabajo con estudios realizados en otros países y especies de sistemas no esclerófilos, tal es el caso de Alberto y Elvir (2008) quienes determinaron que el secuestro de C en bosques naturales de pino amarillo (*Pinus oocarpa*) en Honduras es de 29,59 t ha^{-1} $año^{-1}$. Montagnini y Porras (1998) estudiaron 12 especies de árboles nativos de Costa Rica y concluyen que el potencial secuestro de C es de 12 t ha^{-1} $año^{-1}$. El año 2003 Davis *et al.* determinaron que la acumulación de C de *Nothofagus solandri* var. *cliffortioides* en Nueva Zelanda era de 88 t ha^{-1}. Todas éstas especies mencionadas muestran tener un mayor potencial de acumulación y secuestro de C en comparación a las especies estudiadas en la presente investigación, sin embargo hay que tener en cuenta factores como el clima y el tipo de hábitat en el que éstas especies se desarrollan limitan su capacidad de acumular y secuestrar C, además de características morfológicas propias de cada especie como son el tamaño y el volumen alcanzados al momento de la madurez (e.g., un *Nothofagus* adulto es naturalmente más grande que un peumo adulto).

Se estima que aproximadamente el 75% de la biomasa de un árbol se encuentra en la biomasa aérea, y el 25% restante de biomasa se halla en las raíces (Abrahamson y Caswell 1982, Agren y Ingestad 1987, Gower *et al.* 1993). Asumiendo este porcentaje teórico para las raíces (que no fueron analizadas en el presente trabajo), la acumulación de C en las especies estudiadas aumentaría de la siguiente forma: 3,41 t ha^{-1} para las formaciones de peumo; 3,16 t ha^{-1} para PLQ y 0,29 t ha^{-1} para las formaciones de espino. Sin embargo es recomendable realizar una investigación que confirme estos valores, por medio de la extracción de raíces y la cuantificación formal de su contenido de carbono.

La evidencia empírica aquí presentada, referente al valor de conservación del bosque esclerófilo chileno medido como su capacidad de secuestro de C, debería utilizarse para promover la conservación de este tipo de ecosistema ya que actualmente es uno de los menos representados en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE), pero también uno de los más amenazados. Si bien el 18,7% del territorio chileno está protegido por el SNASPE existe un desequilibrio en la intensidad de protección de las formaciones vegetacionales ya que el 23% de la superficie total protegida está cubierta de hielo o sobre áreas desprovistas de vegetación, mientras que los bosques y matorrales esclerófilos son las formaciones menos representadas en el Sistema ya que ocupan solamente el 0,37% del área total del SNASPE (Pauchard y Villarroel 2002). Esto se traduce en que sólo el 2% de todo el bosque esclerófilo se encuentra protegido, siendo que estos ecosistemas sostienen una gran proporción de la biodiversidad chilena, en parte debido al alto nivel de endemismo en géneros y especies (Armesto et al. 1998). Por lo tanto, el conservar estos bosques tendría un impacto positivo tanto para la diversidad biológica que albergan (i.e., los componentes del ecosistema), como para los servicios de secuestro de C que prestan (i.e., el funcionamiento del ecosistema).

Sin embargo ésta no es una tarea fácil debido al elevado nivel de urbanización y concentración de población en la zona central de Chile (más del 50% del total de la población), por tanto es necesario promover políticas más agresivas de conservación del bosque esclerófilo chileno. Actualmente existe la Ley de Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal (Ley Nº 20.283) promulgada en el año 2008 (Ministerio de Agricultura 2008) que busca proteger, recuperar y mejorar las especies nativas del país, asegurando su sustentabilidad forestal, mediante planes de manejo y preservación. Esta Ley además crea un fondo de conservación, recuperación y manejo sustentable del bosque nativo, donde se otorgan bonificaciones para solventar el costo de las actividades que favorezcan la regeneración, recuperación o protección de formaciones xerofíticas de alto valor ecológico o de bosques nativos de preservación. De

esta forma, se pretende hacer más atractiva la conservación de los recursos, promoviendo que se consideren otros usos no maderables, en el que la venta de bonos de secuestro de carbono podría ser una opción económicamente interesante en el caso del bosque esclerófilo.

Los datos presentados en esta investigación demuestran que si estos ecosistemas forestales se eliminan progresivamente para ser reemplazados por otro tipo de usos de suelo no forestales, no sólo se perdería una importante oportunidad de secuestro y acumulación de C, sino que dichas actividades en sí mismas podrían constituir una fuente adicional de emisión de CO_2, como por ejemplo la agricultura y la crianza de ganado. Las economías mundiales hoy en día están dando un giro importante respecto a estos temas, y se le está dando un mayor valor a los ecosistemas forestales como sumideros de C (de Groot *et al.* 2002, Baethgen 2010). Sin embargo, este valor es percibido solamente en el largo plazo, y los países en vías de desarrollo muchas veces optan por alternativas que producen menores ganancias pero en plazos más cortos, por tanto es de gran importancia informar e incentivar la participación del país en el mercado de C promocionando al bosque esclerófilo como sumidero de C, debido a su capacidad de secuestro de C. De esta forma, Chile no sólo podrá generar ingresos a través de estos mercados, sino también compensar su propia huella y de esta forma lograr un equilibrio de las demandas sociales tanto para la conservación y el desarrollo económico.

Conclusiones

Cumpliendo el primer objetivo propuesto, se determinó que las tres formaciones vegetacionales estudiadas difirieron significativamente en cuanto a la cantidad de biomasa y su capacidad de secuestro de C, ordenándose de la siguiente forma: peumo (2,73 t ha^{-1} $año^{-1}$) > PLQ (2,53 t ha^{-1} $año^{-1}$) >>> espino (0,23 t ha^{-1} $año^{-1}$). Entre los bosques de peumo y PLQ no existen diferencias significativas, pero sí existen entre ambas formaciones y el bosque de espino. Las cuatro especies estudiadas son muy diferentes morfológicamente, en altura, DAP, y en área foliar.

En todas las especies estudiadas el mayor porcentaje de biomasa y C aéreo se encuentra en el fuste (79 a 99% según el tamaño del árbol), seguido por las ramas y posteriormente el follaje.

El ajuste obtenido de las funciones alométricas de los fustes permite hacer estimaciones realistas de la biomasa de árboles de los que únicamente se conoce el DAP, y así también es posible efectuar extrapolaciones por unidad de superficie.

Finalmente, cumpliendo con el segundo objetivo se determinó que los bosques esclerófilos de Chile central son valiosos por el potencial de secuestro de carbono que presentan, siendo éste doce veces mayor en bosques no perturbados (i.e., bosque de peumo) respecto de sistemas altamente degradados (i.e., matorral de espino), por lo cual su conservación tendría un efecto positivo en la reducción de GEI ya que podrían mitigar hasta un 1,2% de la emisión anual de C del país, e indirectamente en la conservación de uno de los ecosistemas más biodiversos y más amenazados del país.

Adicionalmente, es importante evitar el cambio de uso de suelo en el bosque esclerófilo de Chile para evitar la pérdida o liberación del C almacenado en los árboles nativos a lo largo de los años. Chile tiene un gran potencial para contribuir a estabilizar los niveles de CO_2 atmosférico incrementando su cobertura forestal, permitiendo la regeneración de especies nativas o bajo un manejo adecuado más allá de las áreas silvestres protegidas.

Referencias

Abrahamson W. y Caswell H. 1982. On the comparative allocation of biomass, energy, and nutrients in plants. Ecology **63:** 982-991.

Agren G. y Ingestad T. 1987. Root/shoot ratios as a balance between nitrogen productivity and photosynthesis. Plant, Cell & Environment **10:** 579-586.

Alberto D. M. y Elvir J. A. 2008. Acumulación y fijación de carbono en biomasa aérea de *Pinus oocarpa* en bosques naturales en Honduras. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales **17:** 67-78.

Armesto J. J., Rozzi R., Smith-Ramirez C. y Arroyo M. T. K. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. Science **282:** 1271-1280.

Avilez R. 2001. Estudio de la flora y vegetación de la Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha. Memoria de título Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Talca, Talca, Chile. p. 186.

Baethgen W. E. 2010. Climate risk management for adaptation to climate variability and change. Crop Science **50:** S70-S76.

Bekessy S. A. y Wintle B. A. 2008. Using carbon investment to grow the biodiversity bank. Conservation Biology **22:** 510-513.

Bert D. y Danjon F. 2006. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Aait.). Forest Ecology and Management **222:** 279-295.

Bown H. 1992. Biomasa en bosques de Lenga (*Nothofagus pumilio* (Poepp. et Endl) Krasser) en la Provincia de Ultima Esperanza, XII Región. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, Santiago. p. 75.

Brown S. 1986. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. *FAO Forestry Paper - 134*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Caldentey J. 1995. Acumulación de biomasa en rodales naturales de *Nothofagus pumilio* en Tierra del Fuego, Chile. Forest Systems **4:** 166-175.

CONAF-CONAMA-BIRF. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. *Informe Nacional con Variables Ambientales*. Corporación Nacional Forestal, Santiago, Chile, p. 90.

CONAF. 2000. Plan de Manejo Reserva Nacional Roblería del Cobre de Loncha. Período 2001-2011. In Ministerio de Agricultura (ed.), Corporación Nacional Forestal VI Región Libertador Bernardo O'Higgins, p. 90.

CONAMA. 2010. Cambio Climático. [En línea] En: <http://www.conama.cl/especiales/1305/propertyvalue-14611.html> [Consulta: 30/05/2010].

Constanza R., d' Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R., Paruelo J., Raskin R., Sutton P. y van den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature **387:** 253-260.

Cowling R. M., Rundel P. W., Lamont B. B., Arroyo M. K. y Arianoutsou M. 1996. Plant diversity in mediterranean-climate regions. Trends in Ecology and Evolution **11:** 362-366.

Cruz G., Bravo R., Hidalgo F. y Cabello G. 2005. Informe de gestión año 2005: Presentación de resultados y descripción de ensayos. Documento Técnico. Convenio CONAF VI Región - Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile, p. 18.

Dallman P. R. 1998. Plant life in the world's mediterranean climates University of California Press, Berkeley, California. p. 257.

Davis M. R., Allen R. B. y Clinton P. W. 2003. Carbon storage along a stand development sequence in a New Zealand *Nothofagus* forest. Forest Ecology and Management **177:** 313-321.

de Groot R., Wilson M. y Boumans R. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics **41:** 393-408.

Dixon R. K., Brown S., Houghton R. A., Solomon A. M., Trexler M. C. y Wisniewski J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. Science **263:** 185-190.

Donoso C. 1982. Reseña ecológica de los bosques mediterráneos de Chile. Bosque **4:** 117-146.

Donoso S., Peña-Roja K., Delgado-Flores C., Riquelme A. y Paratori M. 2010. Above-ground biomass accumulation and growth in a marginal *Nothofagus macrocarpa* forest in Central Chile. Interciencia **35:** 65-69.

Durán L. 2005. Evaluación de la producción y productividad en biomasa aérea de boldo (*Peumus boldus* Mol.) en un bosque esclerófilo de la comunidad de Maria Pinto, Provincia de Melipilla, Región Metropolitana. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. p. 51.

Espic M. 2007. Evaluación de la producción de biomasa aérea y del rendimiento en aceite esencial y boldina, de boldo (*Peumus boldus* Mol.) en la comuna de Papudo, V Región. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. p. 33.

FAO. 2002. Estado de la información forestal en Chile. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación Santiago, Chile., Vol. 4, p. 291.

Fearnside P. M. 1997. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. Forest Ecology and Management **90:** 59-87.

Fensham R., J. y Guymer J. P. 2009. Carbon accumulation through ecosystem recovery. Environmental Science & Policy **12:** 367-372.

Gajardo R. 1994. La vegetación natural de Chile: Clasificación y distribución geográfica Editorial Universitaria, Santiago, Chile. p. 165.

Gayoso J. y Guerra J. 2005. Contenido de carbono en la biomasa aérea de bosques nativos en Chile. Bosque **26:** 33-38.

Gayoso J., Guerra J. y Alarcón D. 2002. Contenido de carbono y funciones de biomasa en especies nativas y exóticas; Proyecto FONDEE. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile, p. 157.

Gomez H. 1976. Estimación de algunos componentes de la biomasa vegetal en *Nothofagus glauca* (Phil) Krasser. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. p. 50.

Gower S., Reich B. y Son Y. 1993. Canopy dynamics and aboveground production for five tree species with different leaf longevities. Tree Physiology **12:** 327-345.

Horning N., Robinson J. A., Sterling E. J., Turner W. y Spector S. 2010. Remote sensing for ecology and conservation - A handbook of techniques Oxford University Press.

International Energy Agency. 2009. Key World Energy Statistics. IEA, Paris, Francia, p. 82.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1996. Land Use Change & Forestry. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. En IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Vol. 3, 5, p 57. Londres

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. Climate Change 2001: The Scientific Basis. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. p. 377.

Kannegiesser U. 1987. Evaluación de biomasa y boldina en Boldo (*Peumus boldus* Mol.), VII Región. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. p. 97.

Kraenzel M., Castillo A., Moore T. y Potvin C. 2003. Carbon storage of harvest-age teak (*Tectona grandis*) plantations, Panama. Forest Ecology and Management **173:** 213-225.

Laclau P. 2003. Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. Forest Ecology and Management **180:** 317-333.

Losi C. J., Siccama T. G., Condit R. y Morales J. E. 2003. Analysis of alternative methods for estimating carbon stock in young tropical plantations. Forest Ecology and Management **183:** 355-368.

Luebert F. y Pliscoff P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile Editorial Universitaria, Santiago, Chile. p. 316.

Madgwick H. 1973. Biomass and productivity model of forests canopies. En Analysis of temperate forests ecosystems, pp 47-53. Berlin: Springer Verlag

Ministerio de Agricultura. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. In BIRF P. C., Chile U. A. d., Chile P. U. C. d. y Temuco U. C. d. (eds.), Santiago, Chile, p. 89.

Ministerio de Agricultura. 2008. Ley N° 20.283, sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal. [En línea] En: <http://bcn.cl/ona> [Consulta: 06/03/2012].

Montagnini F. y Porras C. 1998. Evaluating the role of plantations as carbon sinks: an example of an integrative approach from the humid tropics. Environmental Management **22:** 459-470.

Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., Gab. D. F. y Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature **403:** 853-858.

Oberdorfer E. 1960. Estudios fitosociológicos en Chile: una comparación con Europa. En Flora et Vegetation Mundi, Cramer J. (ed), Vol. 2, 65-132, p 208.

Olivares A. 1983. Potencial silvopastoral del matorral de *Acacia caven*. Actas del encuentro del estado de la investigación sobre el manejo silvopastoral en Chile.; Talca, Chile. Universidad de Talca. p. 57-64.

Parde J. 1980. Forest Biomass. Forestry Products Abstracts **3:** 165-184.

Pauchard A. y Villarroel P. 2002. Protected areas in Chile: History, current status, and challenges. Natural Areas Journal **22:** 318-330.

Pedrasa M. 1989. Producción de biomasa y circulación de nutrientes en un rodal de *Nothofagus alessandrii* Espinosa (Ruíl) en la zona de Constitución. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. p. 112.

Peri P. L., Gargaglione V., Matínez Pastur G. y Lencinas M. V. 2010. Carbon accumulation along a stand development sequence of *Nothofagus antarctica* forests across a gradient in site quality in Southern Patagonia. Forest Ecology and Management **260:** 229-237.

Perry D. A., Oren R. y Hart S. C. 2008. Forest ecosystems, 2° edn., Baltimore, USA. p. 606.

Quinn J. P. y Keough M. J. 2003. Experimental design and data analysis for biologists, Cambridge, U.K. p. 537.

Quintana A. 2008. Biomasa aérea y contenido de Carbono en una plantación de siete años de *Quillaja saponaria* Mol. del secano interior de Chile central. Memoria de Título, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile, Sanitago, Chile. p. 44.

Ramanathan V. y Xu Y. 2010. The Copenhagen Accord for limiting global warming: Criteria, constraints, and available avenues. Proceedings of the National Academy of Sciences **107:** 8055-8062.

Rundel P. 1981. The matorral zone on central Chile. En Mediterranean-type shrublands, di Castri F., Goodall D. W. y Specht R. L. (eds), pp 175-201. Amsterdam, Holanda: Elsevier

Sathaye J. A. y Ravindranath N. H. 1998. Climate change mitigation in the energy and forestry sectors of developing countries Annual Review of Energy and the Environment **23:** 387-437.

Schlegel B. 2001. Estimación de la biomasa y carbono en bosques del tipo forestal siempreverde. Simposio Internacional Medición y Monitoreo de la Captura de Carbono en Ecosistemas Forestales; Valdivia, Chile. p. 13.

Schmithüsen J. 1956. Spatial order of the Chilean vegetation. Bonner Geographische Abhandlungen **17:** 63-76.

Shine K. P., Fuglestvedt J. S., Hailemariam K. y Stuber N. 2005. Alternatives to the global warming potential for comparing climate impacts of emissions of greenhouse gases. Climatic Change **68:** 281-302.

Shönenberger W. 1984. Above ground biomass of Mountain beach *Nothofagus solandri* (Hook.F)Oerst. Var clifirttioides (Hook.f) Poole in different stand types near timberline in New Zeland. Forestry **57:** 59.73.

Slijepcevic A. 2001. Loss of carbon during controlled regeneration burns in *Eucalyptus obliqua* forest. Tasforests **13:** 281-290.

StatSoft. 2007. STATISTICA data analysis software system, version 8.0. StatSoft Inc.

Stewart H. T. L., Flinn D. W. y Aeberli B. C. 1979. Above-ground biomass of a mixed Eucalypt forest in eastern Victoria. Australian Journal of Botany **27:** 725-740.

Teller A. 1988. Biomass, productivity and wood waste evaluation in a spruce (*Picea abies*) forest (Streinchamps, 1983). Commonwealth Forestry Review **67:** 129-147.

Apéndice 1

Memoria de cálculo

Cálculo del peso seco de ramas, hojas y frutos

Para cada árbol muestreado se tomaron muestras de cada una de sus ramas, debidamente numeradas. Cada una de estas muestras se separó en los tres componentes: ramas, hojas y frutos. Debido al volumen de estas muestras, se optó por realizar un sub-muestreo en bolsas más pequeñas, las que fueron colocadas en una estufa de secado hasta peso constante para obtener el peso seco. Con esta información, el peso seco para cada componente fue:

$$Wseco = Whumedo * \frac{Wsub\ seco}{Wsub\ humedo}$$

Cálculo del peso del fuste

Para cada árbol muestreado, se tienen los datos de los radios de cada rodela (radio a la corteza, a la albura y cuando está presente al duramen), la altura a la que fue cortada dicha rodela. Con esta información, primeramente, se procedió a hacer una estimación del volumen de cada uno de los componentes (i.e., corteza, albura y duramen) asumiendo que el fuste entre cada par de rodelas se aproxima a un cilindro ($V = \pi * r^2 * h$). Dado que los tres componentes del tronco son concéntricos, primero se estimó el volumen del duramen (cuando esta estuvo presente) de la siguiente manera:

$$V_{duramen} = \sum_{i=1}^{n} (\pi * \frac{r_i + r_j}{2} * \frac{h_i + h_j}{2})$$

Donde cada par *i, j* son dos rodelas continuas en el orden de extracción desde el tocón hacia la punta (rodela *j* = n). Cuando el árbol no presenta duramen, se realiza este cálculo para

la albura directamente. Ahora bien, para el cálculo del volumen de la albura se empleó la siguiente relación en la misma lógica:

$$V_{albura} = \left(\sum_{i=1}^{n}(\pi * \frac{r_i + r_j}{2} * \frac{h_i + h_j}{2})\right) - V_{duramen}$$

Y finalmente, para la corteza se utilizó la siguiente relación para el cálculo del volumen de la corteza:

$$V_{corteza} = \left(\sum_{i=1}^{n}(\pi * \frac{r_i + r_j}{2} * \frac{h_i + h_j}{2})\right) - (V_{duramen} + V_{albura})$$

Ahora bien, mediante el método de las probetas se estimó la densidad aparente (δ) de cada una de estas muestras (basada en pequeñas muestras de cada rodela) y de cada uno de sus componentes (duramen, albura y corteza). Con los datos de los volúmenes y las densidades, se calculó el peso de cada componente de la siguiente forma:

$$W_{duramen} = V_{duramen} * \delta_{duramen}$$

$$W_{albura} = V_{albura} * \delta_{albura}$$

$$W_{corteza} = V_{corteza} * \delta_{corteza}$$

Y por lo tanto, el peso total de cada fuste es:

$$W_{total} = W_{corteza} + W_{albura} + W_{corteza}$$

Los pesos (W) calculados en gramos, fueron transformados a Kg (W/1.000) cuando fue necesario expresar los datos en esta unidad.

Cuantificación de la biomasa y carbono acumulados por hectárea

Con los datos de peso de la biomasa obtenidos en los puntos anteriores (W_{ramas}, W_{hojas} y W_{fuste}) y las ecuaciones alométricas estimadas para cada especie, se proyectó la acumulación por unidad de superficie. Dentro las parcelas permanentes de la RNRCL se tienen árboles medidos y marcados, con DAP conocido, por lo que se pudo estimar la biomasa total y por componente para cada individuo. Dichas parcelas están caracterizadas y fueron asignadas a uno de los tres tipos vegetacionales (peumo, PLQ o espino), teniéndose tres parcelas por cada formación. Entonces, se procedió a sumar la biomasa estimada de cada árbol por parcela, obteniéndose así la biomasa por parcela (medida en Kg). Para pasar de ese dato a toneladas de biomasa por hectárea (escalando a 10.000 m^2 a partir de parcelas de 625 m^2) se aplicó la siguiente relación:

$$W_{TH} = \left(\frac{W_{parcela}}{1.000}\right) * \left(\frac{10.000m^2}{625m^2}\right)$$

Este cálculo se realizó para los pesos de tronco, ramas, hojas y la biomasa total, para cada una de las formaciones vegetacionales. Para calcular la acumulación de carbono a partir de los datos de biomasa obtenidos, los valores previamente calculados se multiplicaron por 0,5.

Cuantificación del crecimiento anual promedio

Para tener una medida cuantitativa de cuánto crecieron los árboles por año, se tomaron los últimos cinco anillos de crecimiento de la rodela correspondiente a 1,3 m de altura (i.e., la que corresponde con el DAP medido) como una estimación razonable de cuánto incrementa el DAP del árbol en el tiempo. Se tomaron los últimos cinco años asumiendo que el crecimiento durante esta etapa es representativo del crecimiento durante los cinco años futuros. De esa forma, se utilizó el DAP actual (DAP_n) como referencia, y sumando el valor del incremento anual de los cinco años pasados (manteniendo las mismas unidades de medida, lógicamente) se obtuvieron los valores de DAP futuro estimado para cinco años (DAP_{n+5}) de crecimiento. Dividiendo dicho valor entre 5, se obtuvo un promedio del incremento anual esperad (DAP_{n+1}).

Utilizando las ecuaciones alométricas obtenidas para cada especie (ver Tabla 3 del documento principal), se estimaron los pesos esperados para un año de crecimiento (W_{n+1}) utilizando los valores de DAP_{n+1} calculados. La diferencia de peso entre el estimado a un año y

el valor actual conocido (W_{n+1} – W_n) representó la cantidad de biomasa secuestrada por árbol en un año. Mediante las ecuaciones alométricas conocidas, fue posible realizar esta proyección para diversos tamaños de DAP (10, 20, 30, 40 y 50 cm) en las cuatro especies estudiadas.

Los valores de carbono secuestrado se obtuvieron multiplicando los valores de biomasa por 0,5 como en el inciso anterior. Para la cuantificación de secuestro de carbono por año y por unidad de superficie, se procedió de la misma forma que en el inciso anterior, sumando los datos de acumulación anual estimados para cada individuo en cada parcela, transformándose a toneladas de carbono secuestrado por año y por hectárea mediante la siguiente relación:

$$Acumluación\ C_{TH} = \left(\frac{Ac\ C_{parcela}}{1.000}\right) * \left(\frac{10.000m^2}{625m^2}\right)$$

Estimación del potencial de secuestro de carbono a nivel macro

Con las estimaciones de secuestro de carbono (en toneladas por hectárea) de cada formación vegetal, en la Discusión se realizaron cálculos del potencial teórico que tendrían éstas a nivel del bosque esclerófilo. Para ello, se multiplicó el valor promedio de secuestro de una formación vegetacional dada (peumo, PLQ o espino) y se multiplicó por la superficie de (a) la RNRCL (que posee 5.870 ha de bosque esclerófilo) y (b) la del bosque esclerófilo de Chile central (345.089 ha según datos de la CONAF). Por consiguiente, los valores esperados de secuestro por formación vegetacional usados en la discusión, para cada formación, fueron:

Peumo:

$$AC_{RNRCL} = 5.870ha * 2{,}73\frac{t}{año * ha} = 16.025{,}1\frac{t}{año}$$

$$AC_{bosque\ \ esc} = 345.089ha * 2{,}73\frac{t}{año * ha} = 942.092{,}9\frac{t}{año}$$

PLQ:

$$AC_{RNRCL} = 5.870ha * 2{,}53 \frac{t}{año * ha} = 14.851{,}1 \frac{t}{año}$$

$$AC_{bosque\ \ esc} = 345.089ha * 2{,}53 \frac{t}{año * ha} = 87.3075{,}2 \frac{t}{año}$$

Espino:

$$AC_{RNRCL} = 5.870ha * 0{,}23 \frac{t}{año * ha} = 1.350{,}1 \frac{t}{año}$$

$$AC_{bosque\ \ esc} = 345.089ha * 0{,}23 \frac{t}{año * ha} = 79.370{,}5 \frac{t}{año}$$

Para aproximarse a una situación “actual” de la RNRCL, se tomó un valor promedio de la capacidad de secuestro de carbono de las tres formaciones vegetacionales (1,83 t $año^{-1}$ ha^{-1}), obteniéndose el siguiente valor teórico:

$$AC_{RNRCL} = 5.870ha * 1{,}83 \frac{t}{año * ha} = 10.742{,}1 \frac{t}{año}$$

Finalmente, para estimar el porcentaje de carbono que sería potencialmente secuestrado por la RNRCL y el bosque esclerófilo, se contrastaron los valores anteriores contra el último dato publicado para Chile, que estima la producción anual de carbono en 80 millones de toneladas. La relación empleada en cada caso fue:

$$\%Secuestro_x = \frac{AC_x}{80.000.000} * 100\%$$

Donde *x* puede ser cualquiera de los valores estimados para la RNRCL o el bosque esclerófilo, para alguna de las formaciones vegetacionales (peumo, PLQ, espino) o el promedio de éstas.

Apéndice 2

Biomasa de cada uno de los árboles

Especie	DAP (cm)	Altura (m)	Biomasa (Kg)			
			Ramas	Hojas	Fuste	Total
Espino	13	3,80	0,78	0,00	44,95	45,73
Espino	14	4,36	7,98	0,01	35,97	43,95
Espino	21	7,03	1,14	0,01	59,01	60,16
Espino	21	5,78	16,89	0,05	135,74	152,68
Espino	11	4,71	5,80	0,09	12,59	18,49
Espino	38	6,70	6,70	0,18	144,61	151,49
Espino	38	6,70	0,57	0,01	144,61	145,19
Espino	16	5,29	6,70	0,15	39,25	46,10
Espino	11	7,00	3,54	0,10	24,49	28,13
Espino	15	5,30	0,75	0,06	25,94	26,75
Espino	12	4,77	3,55	0,07	16,70	20,32
Espino	12	4,70	11,42	0,22	16,70	28,33
Espino	17	5,72	5,63	0,01	56,30	61,95
Espino	22	6,98	7,14	0,93	73,64	81,71
Litre	16	5,25	0,27	0,03	28,48	28,77
Litre	5	2,52	0,54	0,18	3,88	4,60
Litre	9	4,87	2,69	0,76	11,76	15,21
Litre	8	4,21	0,86	0,21	15,08	16,15
Litre	5	4,60	3,67	1,17	37,07	41,91
Litre	12	4,09	4,60	1,34	7,24	13,18
Litre	6	3,88	2,98	0,54	4,69	8,21
Litre	4	2,29	0,50	0,07	2,95	3,52
Litre	7	2,60	5,34	0,02	8,35	13,71
Litre	5	6,54	3,14	1,86	4,52	9,51
Litre	5	2,49	0,82	0,06	4,26	5,14
Quillay	12	5,40	6,97	0,27	16,32	23,57
Quillay	31	9,40	2,46	0,12	20,80	23,38

Quillay	13	5,50	9,44	0,59	39,28	49,32
Quillay	58	12,50	0,61	0,04	563,24	563,89
Quillay	18	5,70	0,58	0,14	16,80	17,51
Quillay	24	7,10	1,17	0,03	30,54	31,74
Quillay	18	5,20	4,48	0,18	20,59	25,24
Quillay	6	3,90	0,90	0,17	2,28	3,34
Quillay	15	5,00	0,90	0,15	9,63	10,68
Quillay	14	7,50	2,15	0,15	18,99	21,29
Quillay	22	10,50	4,68	0,28	71,85	76,82
Quillay	17	8,00	0,41	0,22	37,62	38,25
Quillay	21	8,30	0,57	0,11	30,52	31,20
Quillay	16	4,10	0,38	0,02	20,61	21,00
Peumo	14	14,95	1,58	0,06	60,96	62,61
Peumo	10	12,99	2,19	0,12	27,50	29,81
Peumo	13	11,03	0,66	0,06	32,74	33,46
Peumo	9	8,75	1,04	0,03	15,09	16,17
Peumo	19	13,42	4,72	0,02	116,59	121,33
Peumo	24	14,45	4,69	0,08	147,74	152,50
Peumo	34	14,63	2,73	0,37	264,33	267,43
Peumo	28	10,85	3,66	0,21	174,18	178,05
Peumo	20	11,72	0,53	0,28	66,43	67,24
Peumo	18	10,44	2,46	0,39	69,85	72,70
Peumo	9	9,89	1,70	0,86	24,08	26,63
Peumo	7	8,75	0,83	0,02	13,21	14,06
Peumo	15	9,90	0,93	0,11	36,96	38,00