UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Ciencias Forestales

Magíster en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza

ESTUDIO DE HABITAT de *Campephilus magellanicus* EN SIERRAS DE BELLAVISTA, CHILE CENTRAL: PROPUESTA 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.

GLORIA DEL CARMEN VALLEJOS BARRA
Médico Veterinario

SANTIAGO – CHILE
2010

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

Profesor(a) Guía

Nombre PEDRO CATTAN AYALA

Nota Firma

Firma

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre RODOLFO GAJARDO MICHELL

Nota Firma

Firma

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre JAIME HERNÁNDEZ PALMA

Nota Firma

Firma

Profesor(a) Consejero(a)

Nombre

Nota Firma

Firma

Defender la naturaleza,
en todos sus aspectos,
exige un doble compromiso:
el de nuestra razón
y el de nuestro corazón.
Para lograr nuestros objetivos,
la fuerza de nuestro pensamiento
tiene que apoyarse
en el poder de nuestro sentimiento.

(Godofredo Stutzin,
fundador de CODEFF)

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todas las personas que de una u otra forma me ayudaron a concretar este proyecto. En primer lugar a mis padres; Adriana y Oscar por su cariño y apoyo incondicional. A mis hermanos María Consuelo y Oscar Santiago por sus consejos, sugerencias y dedicación que me permitieron finalizar este trabajo. A Víctor y Olivia y María Cecilia por su cariño y acogida.

A mi profesor guía Pedro Cattan por su paciencia, directrices y apoyo. A los profesores consejeros Rodolfo Gajardo y Jaime Hernández por sus sugerencias y correcciones.

Al Directorio del Santuario de la Naturaleza Alto Huemul, que me autorizó a trabajar en su propiedad, en especial a Raúl Demangel por su confianza y entrega de información y a Francisco de Pablo. Conjuntamente a los cuidadores del Santuario Victorino Arauco y Andrés Álamos, por su preocupación y cuidados en las visitas a terreno.

A su vez, hago extensivo los agradecimientos a la Unidad de Gestión de Patrimonio Silvestre de CONAF de la VI Región, por su acogida, apoyo logístico y entrega de información, en especial a Marcia Ricci, encargada de Flora y Fauna de la región de O'Higgins. A don Ramón Zamorano por su diligencia y responsabilidad en el traslado al Santuario. A Marcelo Saavedra, encargado de Flora y Fauna del Departamento de Patrimonio Silvestre de CONAF, Región de la Araucanía, por sus comentarios, disposición y aportes de antecedentes sobre la especie en estudio.

A CONAMA región de O'Higgins, por su atención y el préstamo de material del área, especialmente a Eduardo Tamayo, Coordinador del Departamento de Recursos Naturales Renovables.

Extiendo mi gratitud a mis amigas Cecilia y Cuper, por su confianza y apoyo incondicional, y en especial a Susana Rodríguez por su compañía, su gran labor y apoyo desinteresado en el trabajo de terreno. A mis amigos del Magíster: Carolina y Lorenzo, Sandra y Guido por sus respuestas certeras, por su cariño y buenos deseos.

A cada una de las personas que silenciosamente me dieron su apoyo, muchas gracias.

ÍNDICE

1 INTRODUCCIÓN 1

1.1 Taxonomía 1

1.2 Distribución y hábitat 2

1.3 Alimentación 3

1.4 Reproducción 4

1.5 Rol de la especie 6

1.6 Densidad y ámbito de hogar 7

1.7 Estado de conservación y amenazas 8

2 OBJETIVOS 9

2.1 Objetivo general 9

2.2 Objetivos específicos 9

3 MATERIALES Y MÉTODO 10

3.1 Área de estudio 10

3.2 Determinación de atributos de hábitat 11

3.2.1 Procedimiento de campo 11

3.2.1.1 Método de los cuartos 13

3.2.1.2 Método de recorridos en parcelas 15

3.2.1.3 Evidencia de la especie en estudio 16

3.2.2 Análisis estadístico 17

3.3 Riesgos potenciales 18

3.4 Actores relevantes 21

3.5 Modelo de adecuación de hábitat (HSI) 21

3.5.1 Aplicabilidad del modelo 21

3.5.2 Descripción del modelo 22

3.6 Propuesta de conservación y gestión 22

4 RESULTADOS 23

4.1 Atributos de hábitat 23

4.1.1 Método de los cuartos 24

4.1.2 Método de recorrido en parcelas 27

4.1.3 Evidencia de *Campephilus magellanicus* 29

4.1.3.1 Árboles con evidencias de forrajeo según estado sanitario 30

4.1.3.2 Intensidad de forrajeo 31

4.1.3.3 Intensidad de forrajeo versus DAP 33

4.1.3.4 Intensidad de forrajeo versus estado sanitario de los árboles 36

4.1.3.5 Correlación de la intensidad de forrajeo con variables de los árboles 37

4.1.3.6 Indicio de cavidades, hallazgos casuales 38

4.2 Riesgos potenciales 39

4.3 Actores relevantes 44
4.4 Modelo de adecuación de hábitat (HSI) 47
5 DISCUSIÓN **52**
6 PROPUESTA DE CONSERVACIÓN Y GESTIÓN **64**
6.1 Medidas locales, a nivel del Santuario 64
6.1.1 Propuestas en relación a atributos de hábitat 65
6.1.2 Propuestas en relación amenazas 67
6.1.2.1 Invasión de especies exóticas 67
6.1.2.2 Recolección y/o corta de leña 69
6.1.2.3 Creación de proyectos de infraestructura 70
6.1.2.4 Desafectación del área 71
6.1.2.5 Incendios 71
6.2 Actores relevantes 72
6.3 Medidas generales 72
7 BIBLIOGRAFÍA **77**
8 APÉNDICES **85**
9 ANEXOS **97**

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Medidas dendrométricas de árboles cavidad (Nothofagus), registrados en zona sur y austral de Chile y Argentina. 5
Tabla 2. Metodología para identificación y validación de riesgos potenciales. 18
Tabla 3. Coeficientes de importancia y pesos asignados a las diferentes variables y clases para cartografiar el riesgo de incendio. 20
Tabla 4: Promedio de variables dendrométricas de los puntos muestreados. 24
Tabla 5: Resumen de densidades y frecuencias según especie y total 25
Tabla 6: Resumen de estados sanitarios para robles muestreados. 27
Tabla 7. DAP promedio de árboles forrajeados en los puntos y recorridos de parcelas en diferentes estados sanitarios, según intensidad de forrajeo. 35
Tabla 8: Análisis de varianza no paramétrico (K–W) y prueba de rangos múltiples para el DAP versus intensidad de forrajeo. 35
Tabla 9. Análisis de varianza no paramétrico (K– W) y prueba de rangos múltiples para el estado sanitario (grado) versus intensidad de forrajeo. 36
Tabla 10. Correlación de variables intensidad de forrajeo, DAP, altura y estado sanitario de los árboles forrajeados. 38
Tabla 11. Registros de cavidades según su orden de hallazgo. 38
Tabla 12. Riesgos identificados para C. magellanicus en el área. 39
Tabla 13. Proporción de valores de riesgo de incendio del área. 43
Tabla 14. Actores estratégicos en la conservación de la especie en Alto Huemul 45

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de Alto Huemul en Sierras de Bellavista e imagen satelital que muestra sus límites y los transectos. A) La línea roja muestra el límite del área privada y las líneas naranjas la división de los cuadrantes. B) los números identifican los 8 sitios de muestreo o cuadrantes establecidos en el área boscosa (color verde oscuro). 12
Figura 2. Sitios prospectados y distribución de los transectos por sitios (Imagen Google de la zona) 12
Figura 3: Rango y promedio por transecto a) densidad absoluta y b) área basal. 25

Figura 4: Promedio de variables dendrométricas de la especie roble por grado o estado sanitario (número de árboles se redujo 10 veces para ser graficado). 26
Figura 5: Porcentaje de estado sanitario por estado de desarrollo. 28
Figura 6. Análisis gráfico de cantidad de árboles vivos y muertos de los recorridos de las parcelas por transecto. 29
Figura 7. Porcentaje de árboles según grado del árbol en los tres ítem de estudio. Barra achurada indica puntos de muestreo, barra blanca los recorridos de las parcelas y barra gris los hallazgos casuales. 31
Figura 8. Intensidad de forrajeo por punto de muestreo, recorrido de parcelas y hallazgos casuales. Se observa la intensidad de los puntos de muestreo en barra achurada y la intensidad de las parcelas en barra en blanco y la intensidad en barra gris para hallazgos casuales. Intensidad baja (b), media (m), alta (a). 32
Figura 9. Rango y promedio de la intensidad de forrajeo en los puntos de muestreo y recorridos. a) intensidad por puntos de muestreo, agrupados por transecto; b) intensidad de forrajeo de las parcelas agrupadas en transectos. 33
Figura 10. DAP promedio de árboles forrajeados, según estado sanitario e intensidad de forrajeo. Intensidad baja (b), media (m) y alta (a). a) puntos de muestreo; b) parcelas; c) hallazgos casuales. 34
Figura 11. DAP versus intensidad de forrajeo para los tres ítem. 36
Figura 12. Estado sanitario (grado del árbol) versus intensidad de forrajeo. 37
Figura 13. Mapa riesgo de incendio de Alto Huemul, región de O'Higgins. 41
Figura 14. Mapa de las distintas variables de incendio clasificadas según riesgo. a) vegetación, b) pendientes, c) buffer de establecimientos humanos, d) buffer de caminos. 42
Figura 15. Mapa de riesgo para C. magellanicus en Alto Huemul, región del Libertador Bernardo O'Higgins. 44
Figura 16. Relación de variables de hábitat, requisitos de vida y tipo de cobertura. 47

ÍNDICE DE APÉNDICE Y ANEXO

Tabla A 1. Promedio de variables dendrométricas de los puntos de muestreo por transecto. 86
Tabla A 2. Prueba de rangos múltiples del área basal por transecto. 87
Tabla A 3. Cantidad de árboles, DAP y altura por estado sanitario (Grado 1 – 6). 87
Tabla A 4. Número de árboles por estado de desarrollo por estado sanitario 88

Tabla A 5. Recorrido de parcelas. Prueba de rangos múltiples para el número de árboles vivos y muertos por transecto. 89
Tabla A 6. Evidencias de Carpintero grande en los árboles muestreados por puntos de muestreo. 90
Tabla A 7. Evidencias por recorrido. Cantidad de especies arbóreas con evidencias y cantidad de árboles según intensidad de forrajeo. 90
Tabla A 8. Medidas dendrométricas de recorridos. DAP, alturas y distancia promedio de ejemplares arbóreos con evidencias a nivel de parcelas, agrupados en transectos. 91
Tabla A 9. Medidas dendrométricas promedio y cantidad de individuos con hallazgos casuales. 92
Tabla A 10. Cantidad de individuos con indicios de forrajeo por ítem, según grado de roble. 93
Tabla A 11. Intensidad de forrajeo por transecto, de puntos de muestreo, recorridos de parcelas y hallazgos casuales 94
Tabla A 12. Prueba de rangos múltiples de la Intensidad de forrajeo en puntos de muestreo y recorridos de parcelas. 95
Tabla A 13 Especies registradas en trabajo de terreno en Santuario de la Naturaleza Alto Huemul. 96
Tabla A 14. Código básico de información ecológica (OIKOS). 98
Tabla A 15. Porcentaje de cobertura arbórea en base a estimación visual, CONAMA (1996). 99
Tabla A 16. Sistema de clasificación de árboles deciduos (Inventory Technical Committee (1995) complementado con Marquez et al., (2000). 99
Tabla A 17 Clasificación intensidad de forrajeo de Carpintero grande adaptado de McBride (2000). 99

RESUMEN

En este estudio se analizaron los atributos de hábitat de *C. magellanicus* y los factores que afectan a la especie, con la finalidad de desarrollar una propuesta de conservación, en su límite norte de distribución andino, correspondiente al Santuario de la Naturaleza Alto Huemul, en Chile Central. Para tal efecto, se establecieron los atributos claves para *C. magellanicus* en el área, se identificaron sus factores de riesgo y sus actores relevantes y se propuso un modelo de adecuación de hábitat (HSI), en base a los antecedentes recopilados. Para establecer los atributos se desarrolló el método de los cuartos (20 transectos de 500 m) y parcelas temporales (180 de 200 m^2), en donde se determinaron las características de los árboles con evidencia de la especie (signos de cavidades o forrajeo). Se observaron evidencias de la especie en todos los sectores visitados. Sobre un 98% de signos de forrajeo fueron registrados en roble y el DAP promedio de estos árboles fue superior a 35 cm. La intensidad de forrajeo fue directamente proporcional al DAP e indirectamente proporcional a los estados sanitarios de los árboles con signos, lo que se determino por medio de ANDEVA y por la correlación de algunas variables. Todas las cavidades registradas, identificadas como hallazgos casuales, se presentaron en roble, siendo su DAP promedio de 62,6 cm (rango mínimo de 53 cm), ubicándose a una altura superior a 8 m. Fueron identificados y validados cinco factores de riesgo para *C. magellanicus*, siendo considerada la potencial desafectación del área y los incendios forestales, como los mayores agentes de daño para la especie. Se reconocieron ocho actores relevantes para la especie en el área, de estos se consideró a: los dueños del área y los visitantes, así como los dueños de los predios aledaños juegan un rol fundamental en la preservación de la especie, teniendo tanto ingerencias directas como indirectas en la conservación de la misma. A través del análisis de los antecedentes recopilados y consulta a expertos se propusieron nueve variables para dos HSI; uno para reproducción y otro para alimentación, siendo considerados los factores más restrictivos, el tipo vegetacional y los requerimientos reproductivos. Finalmente se proponen medidas de conservación a dos escalas. Considerando primordial generar más información para complementar las propuestas e identificando como punto importante en la conservación de esta especie el generar redes de apoyo público-privado, con protección de áreas de nidificación y conectividad con sitios de alimentación.

Palabras claves: *Campephilus magellanicus*, carpintero magallánico, conservación, Alto Huemul.

SUMMARY

The habitat attributes of C. magellanicus and the affected factors were analyzed to develop a conservation proposal at the Alto Huemul Nature Sanctuary in Central Chile, Northern Andean species distribution limit. An habitat suitable model (HSI) was generated based on key species attributes, risk factors and main actors. Attributes were established through point quadrant method (20 transects of 500 m) and sampling plots (180 of 200 m2), measuring trees characteristics (cavities or forage signs). Species presence was observed in all sampled areas. More than a 98% of forage signs were registered in Nothofagus obliqua with an average DBH bigger than 35,0 cm. The forage intensity was directly proportional to DBH and indirectly proportional to sanitary states of affected trees. The registered cavities were identified as casual discoveries in Nothofagus obliqua trees with average DBH of 62,6 cm (53 cm lower limit) at more than 8 m in height. Five damage risk factors were identified for C. magellanicus being the main ones the area disaffect and the forest fires. Eight relevant actors were recognized for the species. The owners and visitors as well as the owners of the properties bordering were considered to play a fundamental role in the woodpecker preservation. Nine variables for reproduction and feeding HSI models were determined based on the gathered information and expert consults. The vegetacional type and the reproductive requirements were identified as the most restrictive variables in these models. Finally, conservation measures at two scales were proposed, identifying as important point in the woodpecker conservation to generate public-private networks for protecting reproduction areas and connectivity routes between feeding places. These measures could be improved if supplement information can be gathered.

Key words: Campephilus magellanicus, woodpecker, conservation, Alto Huemul.

1 INTRODUCCIÓN

El presente estudio está dirigido a diferentes aspectos de la conservación del carpintero grande (*Campephilus magellanicus*) en la zona de Sierras de Bellavista, Chile central. Con el objeto de dotar de un marco de referencia al trabajo, se entregan inicialmente antecedentes ecológicos y biológicos de la especie.

1.1 Taxonomía

Campephilus magellanicus, comúnmente denominado carpintero grande, negro, gigante o de Magallanes, es un ave que pertenece al orden Piciforme, familia Picidae, subfamilia Picinae. La familia abarca a más de 216 especies a nivel mundial, todas relacionadas con medioambientes boscosos (Mikusiński, 2006).

Los pájaros carpinteros son un grupo morfológicamente uniforme y monofilético, caracterizado por trepar árboles, anidar en ellos y extraer larvas de insectos de la madera (Fuchs et al., 2007). Han sido reconocidos como únicos por sus especializaciones morfológicas para excavar en árboles: una lengua cilíndrica vermiforme, protráctil con púas de tipo córneo, un hueso hioides alargado, glándula geniotiroides alargada, rectrices endurecidas y pies con disposición zigodáctila que favorecen el apoyo al trepar, un cráneo grueso que permite amortiguación al golpetear y un pico fuerte y con forma de cincel (Goodall et al., 1946; Rodríguez, 1970; RIC, 1999; Webb y Moore, 2005; Benz et al., 2006).

Se cree que esta especie evolucionó *in situ*, a partir de un antecesor que alcanzó la región desde el noreste. En base a estudios moleculares, Fuchs et al., (2007), apoyan el origen tropical eurasiano de los carpinteros por divergencia entre clados africanos, indo-malayos y del Nuevo Mundo, con una subsiguiente colonización a África y el Nuevo Mundo, las que ocurrieron sincrónicamente durante la mitad del Mioceno. Estos autores sugieren que los géneros más modernos de carpinteros evolucionaron hace 8 millones de años.

Dentro del género *Campephilus*, se distinguen 11 especies de pájaros carpinteros (Short, 1982), algunos de los cuales estarían extintos (como *C. imperialis* y *C. principalis)* producto de la

pérdida de bosques maduros (Lammertink, 2004; Vergara y Schlatter, 2004; Mikusiński, 2006). Por lo tanto, el carpintero grande se considera en la actualidad como el mayor pícido existente de la Región Neotropical (McBride, 2000) y el mayor de Sudamérica, pesando entre 276- 363 gramos (Short, 1982; Ojeda, 2003).

1.2 Distribución y hábitat

La familia Picidae tiene una distribución cosmopolita con centros de riqueza de especies en los neotrópicos y el sureste de Asia; sin embargo, está ausente en Australia, Polinesia y Madagascar (Goodall et al., 1946; Benz et al., 2006). A su vez, los pájaros carpinteros se encuentran en la mayoría de los continentes, exceptuando Australia y la Antártica (RIC, 1999; Webb y Moore, 2005; Mikusiński, 2006).

Las especies del género *Campephilus* existentes en la actualidad son todas de distribución tropical o subtropical, localizándose solamente en Centro y Sudamérica (Short, 1982; Vergara y Schlatter, 2004). No obstante, *C. magellanicus* es el único miembro del género con una distribución enteramente templada (McBride, 2000).

El carpintero grande es una especie endémica restringida a los bosques templados australes del cono sur de América, tanto de Chile como de Argentina, entre los 35° y 56° latitud sur (Short, 1970; Marquez et al., 2000, Ojeda, 2004). En Chile, según Rageot y Gedda (1978), la especie se ha observado ocupando ambientes desde el nivel del mar hasta el límite de la vegetación arbórea, en ambas cordilleras, existiendo una diferencia latitudinal en su distribución entre ambos cordones montañosos. En la región central ocupa sólo las zonas andinas; encontrándose su límite norte de distribución en la zona mediterránea, a nivel de las Sierras de Bellavista, en la región de O'Higgins (Araya y Millie, 1998; Saavedra, 1998), y a partir de la cordillera de Nahuelbuta (IX Región) hacia el sur, su distribución se extiende a las regiones costeras.

Ha sido descrita como una especie residente de un área, planteándose sólo una migración altitudinal dentro de su hábitat, en el verano (Marquez et al., 2000). No obstante Saavedra (1998), arguye que puede trasladarse más de 5 km, dependiendo de la continuidad del dosel.

Su hábitat típico lo constituye el bosque nativo maduro o en etapa de clímax, principalmente del género *Nothofagus* (Schlatter y Vergara, 2005), ya sea bosques puros o mixtos, con los cuales tiene una estrecha relación. Por lo tanto, la distribución de *C. magellanicus* en el país se restringiría a la distribución de este género arbóreo y a la complejidad estructural de estos bosques (Rageot y Gedda, 1978; Armesto et al., 1999). Según lo observado por Rageot y Gedda (1978), en las zonas precordilleranas andinas el carpintero grande ocupa como hábitat, bosques mixtos de lenga-araucaria, coigüe-araucaria, araucaria-ñirre, roble-lleuque y bosques puros de lenga, coigüe, ñirre, raulí, roble, aunque también ha sido descrito en bosque valdiviano o siempreverde. Esto coincide con lo observado por Vergara y Schlatter (2004), en un estudio desarrollado en Tierra del Fuego, quienes plantean que esta especie de ave está especializada en el uso de al menos ocho especies de árboles muertos y viejos, que incluirían cinco *Nothofagus*

1.3 Alimentación

Los pájaros carpinteros se alimentan de insectos y en algunos géneros de frutas, semillas e incluso savia. El modo de forrajeo varía desde especies generalistas a especialistas excavadores, que consumen insectos taladradores de la madera, como son los del género *Campephilus* (Webb y Moore, 2005).

La alimentación fundamental de *C. magellanicus*, se basa en larvas y adultos de insectos que se desarrollan tanto en árboles vivos como muertos, principalmente del género *Nothofagus* y en menor proporción, en *Laureliopsis philippiana*, *Aextoxicon punctatum,* y *Araucaria araucana* (Saavedra, 1998; McBride, 2000). La dieta estaría integrada principalmente por larvas de coleópteros xilófagos, pertenecientes a las familias de los Cerambícidos, Bupréstidos y, en menor medida, Curculiónidos. Las especies más importantes serían el coleóptero del coigüe, *Cheloderus childreni,* el coleóptero de la lenga, *Cheloderus peñai*, y larvas del género Microplophorus que son abundantes en árboles muertos de lenga, roble y raulí (Rageot y Gedda, 1978; Saavedra, 1998; McBride, 2000; Vergara y Schlatter, 2004).

En general, los daños ocasionados por insectos, en el género *Nothofagus*, corresponden a las desfoliaciones, las cuales afectan el crecimiento y la vitalidad de los árboles, provocando pérdida de vigor y aumento de la susceptibilidad al ataque de barrenadores de la madera específicamente coleópteros cerambícidos, como *Holopterus chilensis y Ch*. *childreni,* que

atacan independientemente a todos los estados serales (Donoso et al, 2006). Según Cabrera (1997), *H. chilensis* atacaría generalmente a árboles vigorosos, lo que lo diferenciaría de la mayoría de los cerambícidos, considerados insectos secundarios, que se caracterizan por atacar árboles con algún grado de debilitamiento. Ambos presentan larvas durante todo el año y sus ciclos de vida superarían los dos años (Suárez et al., 2005).

Estudios realizados en la Patagonia Argentina, han descrito otros alimentos de menor importancia, tales como huevos de aves, arácnidos y vertebrados menores, entre los que se incluirían lagartijas, polluelos de aves pequeñas y, ocasionalmente, un murciélago (Ojeda y Charrazeta, 2006). Asimismo, McBride (2000), los describe como consumidores ocasionales de frutos (*Berberis buxifolia*) en la Patagonia. Esto último coincidiría con estudios de Willson et al., (1994), quienes plantean a *C. magellanicus* como un mutualista, dispersor de semillas a través de la frugivoría. Del mismo modo, ha sido descrito como consumidor de frutos carnosos en Chiloé, sin poder establecer su rol como dispersor de semillas (Rozzi et al., 1996; Amico y Aizen, 2005).

Adicionalmente, Schlatter y Vergara (2005), comunicaron el consumo de savia en época reproductiva y postreproductiva, en *Nothofagus betuloides* en Tierra del Fuego. La utilización de este recurso se daría en árboles de gran diámetro (>50 cm de DAP) y árboles saludables.

1.4 Reproducción

La estación reproductiva para el carpintero grande, se extiende desde octubre a diciembre o enero (Saavedra, 1998; McBride, 2000). Según Rodríguez (2001), esta comenzaría a fines de octubre y la incubación de los huevos de noviembre a enero.

Su nidificación, al igual que lo que sucede con la mayoría de las especies de *Campephilus* y con otras especies de pájaros carpinteros como *Dryocopus pileatus* (Bull et al., 1990; Bull y Jackson, 1995), se desarrolla en cavidades elaboradas en troncos, en cuya construcción participan ambos padres alternadamente (Short, 1982; Ojeda, 2004). Estas cavidades, que son utilizadas como nidos o dormideros, generalmente se encuentran en sitios cercanos o agrupados, formando clusters. Este comportamiento podría explicarse a través de investigaciones en algunas especies de carpinteros, como *Picoides albolarvatus, Picoides*

arcticus, *Picoides tridactylus* y *D. Pileatus*, a quienes se les atribuyen áreas completamente fijas de nidificación, describiendo para estas especies fidelidad al territorio reproductivo (Bull et al., 2007).

Según Goodall et al. (1946), los árboles escogidos por esta especie para nidificar corresponderían a cepas podridas sin ramas. Esta aseveración difiere con lo observado por Ojeda et al., (2007) en la Patagonia Argentina, quien arguye que a pesar de su disponibilidad, la especie no utiliza árboles muertos en pie para elaborar cavidades, si no árboles con moderada pérdida de tejido fotosintético. A su vez, Saavedra (1998), plantea que la especie hace sus nidos en árboles muertos o en partes muertas de árboles vivos, los cuales deben tener un duramen con consistencia blanda, con algún grado de pudrición, para que la excavación sea adecuada.

Los nidos y dormideros generalmente son excavados todos los años en grandes ejemplares arbóreos, con un diámetro suficiente que permita mantener a los individuos dentro del árbol (Saavedra, 1998). Esta actividad estaría relacionada con el ritual del cortejo anual y/o con el aislamiento de enfermedades parasitarias y depredación (RIC, 1999).

En la Tabla 1 se señalan los valores promedio y umbrales mínimos de medidas dendrométricas de árboles cavidad, en estudios realizados en la zona sur y austral de Chile y Argentina.

Tabla 1. Medidas dendrométricas de árboles cavidad (*Nothofagus*), registrados en zona sur y austral de Chile y Argentina.

Fuente	*Nothofagus*	Nº	Estado sanitario	DAP (cm)	Altura árbol (m)	Altura cavidad (m)	DAP (cm)	Altura árbol (m)	Altura cavidad (m)
				Promedio			(Límite inferior)		
Saavedra	*pumilio*	*1*	Vivo	50	19	8,2	-	-	-
(1998)	*dombeyi*	1	Vivo	80	25	15	-	-	-
McBride	*pumilio*	19	-	53	19	7.1	43	15	6
(2000)	*antárctica*	42	-	41	10	4.3	33	8	3
Rodríguez (2001)	*dombeyi*	28	86% vivos	82	25	14	36	16	7
Ojeda et al.,(2007)	*pumilio*	69	-	~60	19		~30	-	-

(-): sin información

C. magellanicus es una especie monógama, considerada un ave territorial sobre todo en la época reproductiva. Esta conducta disminuye en la estación postreproductiva, lo que se evidencia por el traslape de territorios de alimentación de diferentes familias (Rageot y Gedda, 1978; McBride, 2000; Ojeda, 2004).

El carpintero magallánico presenta uno de los más largos períodos de incubación y el mayor de crianza de cualquier pícido (Ojeda, 2004). En algunas ocasiones se da un particular cuidado parental, que consiste en el retardo de la dispersión juvenil (hasta 2 años o más), llegando incluso los adultos a suprimir su propia reproducción en vías de una mayor sobrevivencia de la cría (Ojeda, 2004). Estas características los harían más vulnerables frente a impactos en comparación a otras especies de aves.

Durante la incubación y la primera mitad de la crianza, los adultos se turnan el cuidado de la cría. El adulto que está a cargo, se aleja no más de 100 metros de distancia del nido para forrajear (Ojeda, 2004). Por lo tanto, se podría especular que la especie en el primer período de crianza, requiere áreas de alimentación cercanas al nido.

1.5 Rol de la especie

Los carpinteros, a través de las actividades que realizan, juegan un rol importante dentro de sus comunidades, siendo catalogados como especies focales. Son excavadores primarios que actúan como especies claves en ecosistemas boscosos, creando sitios de nidificación y descanso para especies denominadas usuarios secundarios (Martin y Eadie, 1999; Mikusiński, 2006; Ripper et al., 2007; Roberge et al., 2008). Además, su anatomía particular les permite acceder a nichos ecológicos inusuales para otras especies, y su particular modo de forrajear y la utilización de recursos alimenticios alternativos, como savia, beneficiaría a algunas especies facultativas que dependen de este recurso, de este modo pueden favorecer a comunidades enteras y mantener ensambles de aves en bosques del género *Nothofagus* (Schlatter y Vergara, 2005).

Otra función clave que se les atribuye, es la regulación del exceso de insectos o sus explosiones demográficas (Franklin y Armesto, 1996; Armesto et al., 1999; RIC, 1999), el realce de la inoculación fúngica, la descomposición de la madera y el ciclado de nutrientes, ya que

funcionarían como vectores para los hongos que viven en ésta (Farris et al., 2004; Mikusiński, 2006).

Además, los pájaros carpinteros han sido propuestos como especies indicadoras de la diversidad estructural, diversidad biológica y calidad ecológica de hábitat boscosos. Conjuntamente, pueden ser utilizados como eficientes herramientas para identificar sitios con alta riqueza de especies y para indicar grado de naturalidad de bosques (Angelstam y Mikusiński, 1994; Uliczka y Angelstam, 2000; Mikusiński et al., 2001; Lammertink, 2004; Roberge y Angelstam, 2006; Drever et al., 2008).

Adicionalmente, por sus requerimientos de hábitat, tanto en superficie (por utilizar grandes áreas de bosque) como en especificidad, algunos pájaros carpinteros son considerados especies paraguas (Martikainen et al., 1998; Roberge y Angelstam, 2006; Roberge et al., 2008), incluyendo bajo su protección a otras especies que comparten el mismo hábitat o hábitat cercanos dependientes de procesos originados en el hábitat del carpintero.

1.6 Densidad y ámbito de hogar

Se ha establecido para *C. magellanicus* un área mínima de 20 há para 13 parejas en bosques maduros (Short, 1970); es decir, una densidad relativa de 0,65 parejas de carpinteros por há, o 1,3 individuos por há. Por otra parte, Saavedra (1998), en el P.N. Nahuelbuta determinó una densidad relativa menor, correspondiente a 0,02 a 0,06 Individuos/há. A su vez Estades (1997), establece densidades mayores equivalentes a 0,13 a 0,34 individuos por há en bosques puros de *N. obliqua* y *N. pumilio* en la cordillera de los Andes a nivel de la VIII Región, mientras que McBride (2000), habla de 0,022 a 0,01 individuos/há en estudios realizados en la Patagonia. Rozzi et al., (1996), registraron la presencia de la especie en islas de 20 há, no siendo avistada en parches menores. Por lo que se sugiere, que dependiendo del estado sucesional del bosque y de su degradación, la especie requeriría de parches de hábitat de al menos 20 hectáreas (Marquez et al., 2000).

En trabajos realizados por Vergara y Schlatter (2004) en Tierra del Fuego, se estableció la abundancia de la especie determinándose que esta era mayor en bosques mixtos (0,58 ± 0,15 y 1,13± 0,05 individuos/Km^2) en relación a bosques puros de *N. pumilio* (0,08± 0,04

individuos/Km^2). Además, la abundancia estuvo positivamente correlacionada con la densidad de los árboles y la densidad de árboles muertos en pie.

1.7 Estado de conservación y amenazas

En Chile, se ha observado una disminución y distribución fragmentada del carpintero grande, asociada a la disminución de bosques nativos, principalmente *Nothofagus*. Encontrándose restringida a áreas silvestres protegidas y a remanentes de bosques. Cofré (1999), determinó que el carpintero grande a mediados de siglo 20 era considerada por diferentes autores una especie abundante en los bosques templados; 20 años después ya era considerada una especie poco común.

El grado de amenaza que enfrenta la especie está directamente relacionado a la alteración de componentes estructurales, fragmentación, disminución y posterior desaparición de hábitat boscoso maduro esencial para la mantención de sus poblaciones. Esto se ha producido en gran medida por la homogenización del bosque, transformándose en rodales monoestratificados y monoespecíficos. Esta perturbación, estaría afectando los procesos naturales y las poblaciones de muchas especies (Franklin y Armesto, 1996; Kuuluvainen, 2002; Díaz et al., 2005; Roberge et al., 2008), entre ellas las aves del sotobosque y usuarios de árboles maduros como los pájaros carpinteros (Lammertink, 2004).

Por consiguiente, *C. magellanicus* es una especie amenazada en nuestro país, siendo clasificada en la actualidad como una especie en estado vulnerable a nivel nacional; sin embargo en la VI, VII y VIII regiones se encuentra catalogada como en peligro de extinción (Glade, 1993).

A partir de diciembre de 1995, considerando el deterioro ambiental, el grado de amenaza y el poco conocimiento sobre la especie, la Corporación Nacional Forestal inició el proyecto de conservación del carpintero grande en la Región de la Araucanía (Saavedra, 1998). Desde ese tiempo a la fecha, se han realizado algunos estudios con respecto a la especie, en la zona sur y austral de nuestro país por diversos investigadores, sin embargo existen pocos o nulos antecedentes de la especie en su límite norte de distribución andina chilena, correspondiente a la zona mediterránea.

En consecuencia, y concordando con Ripper et al., (2007), quienes plantean que para la conservación de pájaros carpinteros se necesita un conocimiento de todo el espectro de requerimientos de hábitat de la especie en estudio, se considera de vital importancia contar con antecedentes sobre la especie en su límite norte de distribución, para apoyar el plan nacional de conservación de la especie y la toma de decisiones respecto a medidas de conservación, gestión y manejo tanto a nivel local como nacional.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Recopilar antecedentes sobre el hábitat de *C. magellanicus* en su límite norte de distribución, con el objeto de desarrollar una propuesta de conservación en los ecosistemas boscosos caducifolios de la VI Región.

2.2 Objetivos específicos

- Establecer los atributos de hábitat para *C. magellanicus* en Sierras de Bellavista comuna de San Fernando región del Libertador Bernardo O'Higgins
- Identificar factores de riesgo o amenazas para la supervivencia de la especie en el área de estudio.
- Identificar actores relevantes para la conservación de C. *magellanicus* en la región de O'Higgins.
- Proponer un modelo de adecuación de hábitat de *C. magellanicus* para Sierras de Bellavista.
- Establecer una propuesta de conservación y gestión de la especie, en base a los objetivos antes descritos.

3 MATERIALES Y MÉTODO

3.1 Área de estudio

El estudio se realizó en la zona mediterránea de Chile central, en la localidad de Sierras de Bellavista, donde se encuentra la roblería más septentrional del país a nivel andino, zona descrita como el límite norte de distribución de *C. magellanicus*. La investigación fue ejecutada en el Santuario de la Naturaleza Alto Huemul, el cual se encuentra emplazado en la cuenca del río Claro, a unos 60 kilómetros de la ciudad de San Fernando. Esta área abarca una superficie aproximada de 22.247 hectáreas que se distribuyen entre las comunas de San Fernando y Teno (región del Libertador Bernardo O'Higgins, y región del Maule, respectivamente), y es de propiedad de la Sociedad Inmobiliaria Ecológica Alto Huemul S.A. Geográficamente se emplaza entre los 6.146.563; 342.939 Norte, 6.139.804; 339.993 Oeste, 6.120.605; 350.993 sur y 6.131.696; 361.123 Este (UTM) (De Pablo, 2004).

La superficie del área privada perteneciente a la comuna de San Fernando (provincia de Colchagua), corresponde a 15.132 hectáreas, equivalentes a un 0,98% de la superficie de la región. La investigación se centró en la roblería del Santuario, la que abarca una superficie aproximada de 3.000 hectáreas, ubicada preferentemente en planicies que van desde los 1.200 a los 1.600 m.s.n.m. (De Pablo, 2004).

Desde el punto de vista climático, el área se emplaza dentro de la zona mediterránea, específicamente en la subzona mediterránea subhúmeda (ubicada entre los paralelos 34º y 37º), con una precipitación entre 600 y 900 milímetros en el período frío y aproximadamente 5 meses áridos en las estaciones más secas, (di Castri y Hajek, 1976).

Vegetacionalmente, se enmarca dentro de la Región del Bosque Caducifolio, Subregión del Bosque Caducifolio Montano, el cual está desarrollado siempre en altitud en ambas cordilleras (Gajardo, 1994). Estando representada en Alto Huemul la formación del Bosque Caducifolio de la Montaña (Serey et al., 2007), que constituye una formación vegetal muy rica florísticamente, debido a que se considera el límite de especies vegetales de bosques más meridionales. Se caracteriza por ser un bosque caducifolio mixto dominado por roble, asociado a las especies del tipo forestal Roble-Hualo y dependiendo de la exposición marginalmente a las del tipo Ciprés de la Cordillera *(Austrocedrus chilensis)*, y a las especies esclerófilas como; *Lithrea caustica*,

Peumus boldus, *Quillaja saponaria*, *Maytenus boaria y Kageneckia oblonga* (Donoso et al., 2006; Luebert y Pliscoff, 2006).

En la zona de Sierras de Bellavista, los robles se encuentran como bosques relictos sobrevivientes a la última glaciación, los cuales son de reducida extensión debido a las diversas intervenciones a las que han sido expuestos. Estos robles considerados bosques catedrales, presentan su límite norte de distribución en los 34º 30` latitud sur, en la Cordillera de los Andes de Colchagua, sobre los 1.000 y hasta más arriba de los 2.000 metros de altitud, generalmente en exposiciones sur y suroeste, y a medida que se desplazan hacia el sur se hacen más continuos (Donoso, 1998).

3.2 Determinación de atributos de hábitat

3.2.1 Procedimiento de campo

Se desarrollaron trabajos en terreno en el período de primavera verano, entre los meses de noviembre de 2008 a enero de 2009, período coincidente con la época reproductiva descrita para *C. magellanicus*. El trabajo efectivo de terreno fue realizado por dos personas y tuvo una duración de 23 días, distribuidos en 3 salidas; del 21 al 25 de noviembre, del 15 al 23 de diciembre y del 21 al 29 de enero de 2009.

Utilizando la información espacial disponible (imagen satelital Bermúdez, 2007) se dividió el territorio de la roblería en cuadrantes de similar magnitud en donde se ubicaron 8 sitios probables de muestreo (Figura 1). Considerando las dificultades en terreno se modificaron algunos puntos establecidos en esta planificación inicial.

Se aplicaron dos metodologías para la colecta de datos, el método de los cuartos y recorridos en parcelas, los cuales fueron desarrollados al unísono, en cada uno de los sitios, para lo cual se establecieron transectos distribuidos al azar en el terreno, seleccionando lugares en base a presencia de bosque y continuidad de éste.

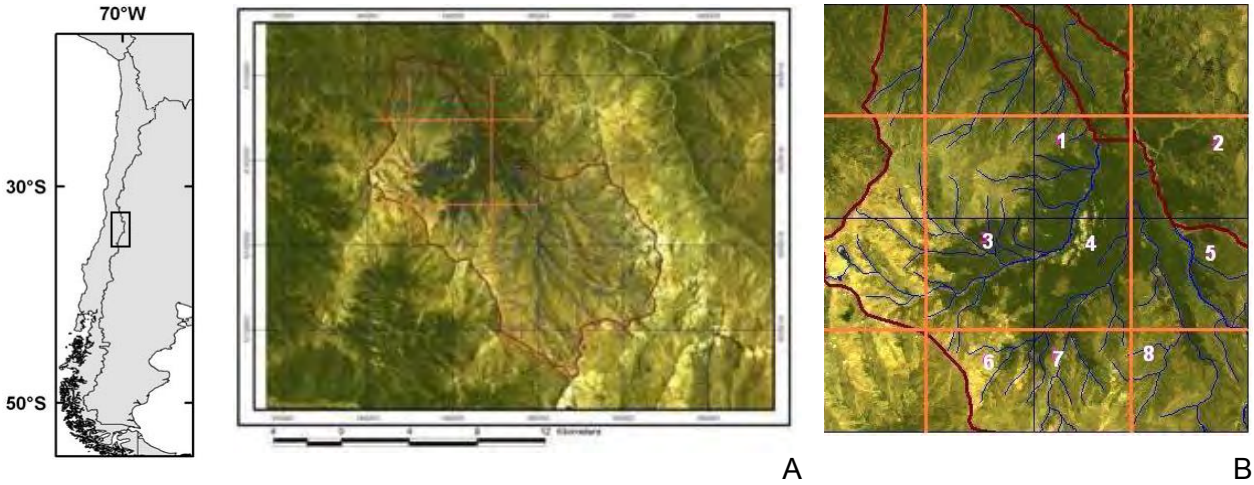


Figura 1. Localización de Alto Huemul en Sierras de Bellavista e imagen satelital que muestra sus límites y los transectos. A) La línea roja muestra el límite del área privada y las líneas naranjas la división de los cuadrantes. B) los números identifican los 8 sitios de muestreo o cuadrantes establecidos en el área boscosa (color verde oscuro).

Debido a las dificultades de acceso, se muestreó finalmente en sólo 3 de los 8 sitios considerados en la planificación. No obstante se incluyó un área no proyectada inicialmente y se desarrollaron los 20 transectos planificados para el estudio. Los lugares prospectados del área correspondieron a sectores del sitio 1 (transectos; 8, 9, 16, 17, 18, 19 y 20), sitio 4 (transectos; 1, 2, 3, 6, 7, 10, 11 y 12), sitio 5 (transectos; 4 y 5), y el nuevo sitio inspeccionado correspondió al número 9 (transectos 13, 14 y 15). En la Figura 2, se visualizan los transectos y el nuevo sitio analizado.

Figura 2. Sitios prospectados y distribución de los transectos por sitios (Imagen Google de la zona)

En cada una de las metodologías, se buscó indicios de la presencia de carpintero grande, tales como: presencia de árboles con nido, estacas con marcas territoriales, marcas de alimentación recientes, excavación de cavidades de exhibición, así como contactos visuales y auditivos (Rodríguez, 2001).

3.2.1.1 Método de los cuartos

Se aplicó el método de los cuartos, descrito por CONAMA (1996) y Mitchell (2007), el cual fue adaptado al estudio. Este método requiere de una serie de puntos de muestreo siguiendo un rumbo geográfico determinado (transecta), en el cual se trazan líneas perpendiculares imaginarias que determinan cuadrantes correspondientes a puntos de muestreo. En cada cuadrante, se mide la distancia horizontal (D1, D2, D3, D4) del árbol más cercano al punto de intersección de las líneas.

Para el caso del estudio, hubo una intensidad de muestreo de 20 transectos de 500 metros de longitud y los puntos de muestreo se desarrollaron cada 50 metros, por lo que en total se contó con 200 puntos de muestreo en el área. Inicialmente se desarrolló un transecto de prueba (transecto 0), para estandarizar la metodología.

Para contar con mayor información respecto al sitio en si, al inicio en cada uno de los transectos se aplicó un código básico de información ecológica, OIKOS (Godron et al., 1968), para desarrollar una caracterización preliminar de cada uno de ellos. Este código puede ser visualizado en el Tabla A 14 del anexo. Asimismo se registró la condición climática, orientación del transecto por medio de brújula, altitud por navegador satelital y hora de inicio y fin. Conjuntamente se determinó porcentaje de pendiente utilizando una pistola Haga. Se estableció cobertura arbórea, que correspondió al porcentaje de superficie cubierto por la proyección horizontal de la vegetación, la cual se desarrolló por medio de estimación visual en base a rangos (Tabla A 15 del anexo).

Cada transecto fue marcado en su inicio y fin con un navegador satelital (Garmin etrex), y se propuso realizarlos a nivel de borde del bosque o de claros (en paralelo) y hacia el interior del bosque (en perpendicular). Se consideró como borde de bosque a un área desprovista de vegetación ya sea por factores naturales como artificiales, con un diámetro ≥ 3 veces a la altura

de los árboles adyacentes (Paton, 1994). A su vez un claro correspondió a un área desprovista de vegetación con una extensión menor a la de un borde (ej. caminos, claros, etc.).

Las variables a recopilar a nivel de puntos de muestreo fueron;

- Distancia de los cuatro árboles más cercanos al punto de intersección (D1, D2, D3, D4).
- Especies de árboles: Identificación de especies arbóreas (D1, D2, D3, D4).
- DAP: diámetro a la altura del pecho o a 1,3 metros del suelo, de los cuatro árboles del punto de muestreo.
- Altura total: Altura máxima del árbol (D1, D2, D3, D4).
- Estado sanitario: se entendió como estado sanitario del árbol a su condición, es decir si estaba vivo o muerto. Árbol vivo, fue el que presentaba copa y ramas con hojas verdes y muerto, aquel que carecía de copa y/o que presentaba la totalidad de ramas y follajes secos (Rodríguez, 2001). Dentro de esta clasificación, se estableció una subdivisión en estado sanitario bueno, regular o malo, según Marquez et al., (2000) (Malo: tronco principal presenta numerosas señales de pudrición o de daño exterior, grandes ramas podridas o quebradas, partes de trocos huecas, abundantes hemiparásitos. Regular: El tronco presenta algunas ramas podridas o quebradas, escasos signos de pudrición. Bueno: Tronco sin señales de daño o pudrición visibles, estructura de la copa homogénea densa y de aspecto vigoroso). Para el trabajo de campo se utilizó un sistema de clasificación del Inventory Technical Committee, citado por RIC (1999), complementado con Marquez et al., (2000) (Tabla A 16 del anexo). Este sistema está referido a árboles deciduos, por lo que en el estudio se aplicó exclusivamente a las especies de *Nothofagus* encontradas y se basa en la clasificación de los árboles en 6 grados dependiendo de su estado sanitario, siendo el grado 1 el más sano y el 6 un árbol en desmoronamiento.

En base a los datos obtenidos desde estas cinco variables se estimó densidad y frecuencia de los árboles en el área, según CONAMA (1996) y Mitchell (2007).

Para estimar la densidad absoluta se obtuvo la distancia promedio ($\bar{d}$) de las cuatro mediciones de distancia (D1, D2, D3, D4) en cada punto y se aplicó la siguiente fórmula:

$$\text{Densidad Absoluta} = \frac{área}{\bar{d}^2}$$

La densidad relativa, corresponde a la razón entre el número de individuos de la especie y el número total de individuos de todas las especies, se expresó porcentualmente.

Además se determinó frecuencia absoluta y relativa. La primera corresponde al número de veces que una especie se encuentra presente en un punto en relación al número total de puntos muestreados. La frecuencia relativa está dada por el número de veces que una especie se encuentra presente en un punto en relación a la frecuencia total de todas las especies, expresada como proporción porcentual (CONAMA, 1996; Mitchell, 2007).

Conjuntamente a estas estimaciones se determinó;

- área basal por hectárea: la cual indica cuanto de la superficie de 1 há está cubierto por superficie de árboles, en los puntos de muestreo.

$$\text{Área basal} = \frac{\sum DAP^2}{4 * \bar{d}^2}$$

- cantidad de árboles muertos en pie y/o caídos: número de árboles muertos
- abundancia de madera caída (árboles muertos en pie y/o caídos): número de árboles muertos en relación al total de árboles disponibles por unidad de superficie

3.2.1.2 Método de recorridos en parcelas

Simultáneamente, en cada línea de transecto de 500 m, se desarrolló un método de recorrido o barrido. Este consistió en que entre los puntos de muestreo (cada 50 metros lineales), se hizo un recorrido que abarcó 2 metros a cada lado del transecto, lo que generó en un total de 20 líneas de transecto, 180 parcelas temporales de 200 m^2.

En cada una de estas parcelas se registraron todos los árboles presentes (vivos, muertos, caídos, tocones, etc.). Con la información obtenida se calculó el porcentaje de árboles muertos en pie y/o caídos y abundancia de madera muerta y/o caída. Adicionalmente se determinó

cantidad y porcentaje de árboles por grado y estado sanitario por transecto, para la posterior comparación entre transectos.

3.2.1.3 Evidencia de la especie en estudio

Paralelamente tanto en los puntos de muestreo como en los recorridos de parcelas, se hizo una observación de presencia de la especie. Esta presencia fue evidenciada por indicios directos e indirectos;

- Indicios directos, dado por avistamiento de individuos
- Indicios indirectos, dado por avistamiento de signos de la especie, tales como:
    - presencia de árboles cavidad
    - presencia de árboles de forrajeo

Al igual que Rodríguez (2001), el criterio para adjudicar una cavidad a esta especie fue dado por los antecedentes y observaciones de esta ave en el área, el aspecto general del orificio de entrada a la cavidad y su dimensión. Los criterios para adjudicar agujeros de forrajeo a *C. magellanicus* fueron dados por la presencia de la especie en el área, dimensión de los agujeros y patrón definido de estos, generalmente rectangular a cuadrangular (Saavedra, 1996).

Frente a la evidencia de indicios de la especie en los puntos de muestreo y en los recorridos de las parcelas temporales, se desarrolló una medición a nivel individual o de árbol y se estimaron las siguientes variables, estableciéndose si era un árbol cavidad o de forrajeo:

- Especie
- DAP promedio de árboles con indicios (árbol cavidad y forrajeo)
- Altura promedio de árboles con indicios (árbol cavidad y forrajeo)
- Distancia del árbol a línea de transecto: en perpendicular para recorridos, con una distancia máxima de 2 metros por lado y en diagonal para puntos de muestreo
- Altura cavidad: altura desde el suelo al inicio de cavidad (nido o dormidero)
- Estado sanitario
- cantidad de especies con indicios
- Intensidad de forrajeo: corresponde a la cantidad y tamaño de los agujeros de forrajeo por árbol, de este modo la mayor o menor densidad de picotazos y el diámetro de los

agujeros permitirían clasificar en intensidad muy alta, alta, media y baja, según McBride (2000) (Tabla A 17, del anexo). Sin embargo, se utilizó otra metodología de clasificación desarrollada para este estudio, dada sólo por cantidad de agujeros, estipulándose como intensidad baja la presencia de 1 a 10 agujeros, intensidad media de 11 a 30 agujeros e intensidad alta > 30 agujeros por árbol.

- densidad de cavidades por área: número de cavidades unidad de superficie
- abundancia de cavidades: número de árboles cavidad en relación al total de árboles disponibles por unidad de superficie.

Se registraron otros hallazgos de presencia de la especie (*C. magellanicus*), fuera de los puntos de muestreo y de las parcelas temporales, los que fueron clasificados como casuales. Estos registros correspondieron a todos los árboles que presentaban indicios y que se encontraban a una distancia perpendicular al transecto > de 2 metros hasta 10 metros, entre los puntos de muestreo. En cada árbol con evidencia se desarrolló el procedimiento a nivel individual o de árbol, descrito anteriormente.

3.2.2 Análisis estadístico

El análisis estadístico fue de tipo descriptivo, los resultados obtenidos para las diferentes variables se expresaron en valores porcentuales y promedio, con un intervalo de confianza de 95%.

Se desarrollaron comparaciones de las variables, en puntos de muestreo y parcelas, con análisis de varianza, no paramétrico Kruskal-Wallis (K-W). Para un análisis más eficiente, éstas fueron agrupadas por transecto, es decir se desarrolló una comparación en bloque tanto de los 10 puntos de muestreo, como de las 9 parcelas de un transecto. Para facilitar el análisis estadístico de la intensidad de forrajeo, se asignó un valor numérico a cada una de las intensidades, alta, media y baja (a=1, m=2, b=3).

Además, mediante correlación se intentó determinar si existía una asociación entre las especies arbóreas de mayores indicios de carpintero, con el estado sanitario y el DAP de los ejemplares.

3.3 Riesgos potenciales

Se examinaron los factores que afectan tanto a la especie como a su hábitat. Se consideraron cinco amenazas potenciales en el Santuario, definidas a priori por medio de antecedentes bibliográficos, correspondientes a invasión de especies exóticas, recolección y/o corta de leña, desarrollo de proyectos de infraestructura, cambio de estado de protección del área (desafectación) e incendios. Se utilizaron distintas metodologías para su identificación y validación (Tabla 2). Conjuntamente se analizaron sus alcances y relaciones con la especie en cuestión.

Tabla 2. Metodología para identificación y validación de riesgos potenciales.

Metodología	Invasión de especies exóticas	Recolección y/o corta de leña	Proyectos de infraestructura	desafectación	Incendios forestales
Análisis de antecedentes bibliográficos	X		X	X	X
Consulta expertos		X			X
Consulta lugareños	X	X	X		
Observación de terreno	X	X			X

Como los incendios forestales pueden afectar a una amplia extensión de territorio, se identificó el nivel de riesgo de éstos en el área. Se examinaron los potenciales factores responsables de incendio en el área, en base a trabajos sobre riesgo desarrollados en otros países (Chuvieco y Congalton, 1989; Jaiswal et al., 2002; Abarca y Quiroz, 2005; Chuvieco et al., 2009). A partir de éstos, se elaboró un mapa de riesgo “estático” de la zona de estudio, que según Hernández-Leal et al., (2006), es una cartografía digital de riesgo de incendio que combina varias capas temáticas constantes en el tiempo.

Se establecieron como variables o factores de riesgo de incendio a: Presencia de combustible (vegetación), pendiente (grado), distancia desde caminos, proximidad a establecimientos

humanos (zona de camping y casas). Para cada una de estas variables se desarrolló un mapa temático utilizando las coberturas geográficas de la región y el programa computacional ArcGis 9,0. Cada mapa temático fue rasterizado y reclasificado según riesgo o coeficientes de importancia, los cuales fueron desarrollados en base a literatura disponible (Chuvieco y Congalton, 1989; Abarca y Quiroz, 2005). Estos coeficientes correspondieron a 1, bajo; 2, medio o moderado; 3, alto; y 4, extremo o muy alto.

Para el mapa de vegetación, se utilizaron las coberturas del área, establecidas desde el catastro de bosque nativo, determinándose que existen 9 categorías de uso. Posteriormente, la vegetación fue reclasificada según el coeficiente de importancia, dependiendo de la densidad y tipo de biomasa (Tabla 3).

Se creó el mapa de pendientes desde el modelo digital de terreno, el cual fue reclasificado según categorías de riesgo (Tabla 3), en base a Abarca y Quiroz (2005). Asimismo, se elaboró cartografía de los campings y caminos del área, creándose zonas buffer alrededor de ellos. Los buffers en los campings fueron de 0-200, 200-300, 300-400, >400 metros de perímetro y los de los caminos a distancias de 0-50, 50-100, 100-150, >150, modificado de Abarca y Quiroz (2005), entendiéndose que la distancia desde los caminos y establecimientos humanos es inversamente proporcional al riesgo de incendio.

Al igual que Abarca y Quiroz (2005), se consideró la proximidad a las riberas ya que estas ejercen una influencia a través de la humedad y tipo de vegetación, considerándose como un cortafuego. Para establecer su zona de influencia se dejó un área de corta fuego de 20 metros alrededor de las riberas en las cuales se considera que existiría riesgo bajo (riesgo=1) de incendio.

Tabla 3. Coeficientes de importancia y pesos asignados a las diferentes variables y clases para cartografiar el riesgo de incendio.

Variable	Clases	Coeficiente de importancia (CI)	Riesgo	Peso ponderado
Vegetación (uso actual)	Afloramiento rocoso	1	Bajo	0,5
	Bosque nativo adulto-renoval denso	2	Medio	
	Estepa andina central	4	Extremo	
	Matorral abierto	4	Extremo	
	Matorral denso	3	Alto	
	Matorral semidenso	3	Alto	
	Praderas	4	Extremo	
	Renoval denso	2	Medio	
	Renoval semidenso	3	Alto	
Pendiente (grado)	0-10	1	Bajo	0,1
	10-30	2	Medio	
	30-45	3	Alto	
	>45	4	Extremo	
camping (m)	0-200	4	Extremo	0,2
	200-300	3	Alto	
	300-400	2	Medio	
	>400	1	Bajo	
Caminos (m)	0-50	4	Extremo	0,2
	50-100	3	Alto	
	100-150	2	Medio	
	>150	1	Bajo	
Riberas	todas	1	Bajo	0

Posteriormente, para la obtención del mapa de riesgo de incendio, se utilizó como base el modelo de riesgo de incendio de Chuvieco y Congalton (1989), el cual se modificó para este estudio. A cada variable se le asignó un peso ponderado de acuerdo a su influencia en el riesgo. En este estudio los pesos asignados fueron valores referenciales obtenidos en base a los trabajos de Jaiswal et al, (2002); Chuvieco y Congalton (1989); y Abarca y Quiroz (2005), y pueden ser visualizados en la Tabla 3. Subsiguientemente se integraron todas las capas temáticas por medio de la siguiente ecuación;

Índice de riesgo = 0,5 * CI vegetación + 0,10 * CI pendiente + 0,2 * CI caminos + 0,2 * CI camping + 0,00 * CI riberas

Obteniéndose el índice de riesgo a través de la evaluación multicriterio de Arc Gis. Este índice es cartografiado, generándose el mapa de riesgo de incendio del área.

Finalmente con toda la información obtenida de las distintas amenazas identificadas, se desarrolló el mapa de riesgo potencial para la especie en el área.

3.4 Actores relevantes

A través de la búsqueda de referencias y antecedentes bibliográficos, se identificó a los actores relevantes o estratégicos en la conservación de la especie, tanto privados como gubernamentales, determinando para cada uno de ellos el grado de ingerencia y competencias.

3.5 Modelo de adecuación de hábitat (HSI)

Orellana (2000), desarrolló un modelo de adecuación de hábitat (HSI) para *C. magellanicus,* el cual aplicó en áreas silvestres de la IX región de Chile, considerado apropiado por el autor para ser empleado en todo el rango de distribución de la especie. Para ver la posible aplicación del modelo de este autor en el área de estudio, se examinaron antecedentes y requerimientos propios de la especie, se analizaron modelos de otras especies de carpinteros como *Picoides pubescens, D. pileatus* (Schroeder, 1982a; 1982b), *Melanerpes lewis*, y *Picoides villosus* (Sousa, 1982 y Sousa; 1987) y sobre la base de los datos obtenidos en el trabajo de campo, se desarrolló una propuesta de modelo de adecuación de hábitat (HSI) para el área de Sierras de Bellavista, que consideró variables adicionales a las entregadas por Orellana (2000).

3.5.1 Aplicabilidad del modelo

- Área geográfica (Bosques dominados por roble de la VI región), pero eventualmente podría ser aplicado en su rango completo de distribución.
- estación (primavera - verano)
- tipo de cobertura vegetacional (*Nothofagus obliqua*).
- área mínima de hábitat, definida como la cantidad mínima de hábitat contiguo (apto o medianamente apto), que es requerida antes de que una especie ocupe un área

(Schroeder, 1982; Sousa, 1982). Se asume que deberían existir como mínimo 20 hectáreas de hábitat o el HSI del carpintero sería igual a cero (Marquez et al., 2000).

3.5.2 Descripción del modelo

En este modelo, se asume que los requerimientos más limitantes corresponden al tipo vegetacional y a los requerimientos reproductivos. En base a cada variable o atributo específico identificado como de importancia para la especie, se desarrollaron gráficos con los valores del índice de adecuación (SI). Los índices obtenidos para cada variable, cuyo valor va entre 0 y 1, (siendo 1 el óptimo, es decir indica un hábitat adecuado para satisfacer los requerimientos de vida de la especie en estudio), se combinan en una ecuación que entrega el modelo de adecuación de hábitat (HSI) del área en análisis (Dijak y Rittenhouse, 2009). Cuando no existen antecedentes intermedios sobre una variable se establece una correlación lineal, asumiendo que un cambio de la unidad SI siempre tendrá la misma importancia (Orellana, 2000).

3.6 Propuesta de conservación y gestión

Finalmente con todos los antecedentes y resultados obtenidos en este estudio, se propusieron medidas de conservación, gestión y manejo para el área de estudio y la especie en sí, aplicables a dos escalas: a nivel local y regional o nacional.

4 RESULTADOS

4.1 Atributos de hábitat

La altitud de los lugares muestreados fluctuó entre los 1.300 y los 1.900 msnm, siendo predominante los transectos con altitudes de 1.600 metros (un 45%), seguido de elevaciones de 1.500, 1.400, 1.300 y 1.900 msnm, representando un 20, 15, 15 y 5 por ciento, respectivamente.

Los transectos se desarrollaron en su mayoría (85%), en suelos preponderantemente orgánicos y su posición topográfica varió entre ladera escarpada a fondo de quebrada, siendo 8 de ellos (40%), ejecutados en la parte alta de la ladera, seguido por los realizados en sectores planos y los de mitad de ladera, cada uno representando un 15%. Las cumbres redondeadas equivalieron a un 10%, mientras que la ladera escarpada, bajos de ladera y fondo de quebrada contabilizaron un 20% distribuido en forma equitativa.

En cuanto a la estimación visual de cobertura al inicio del muestreo, arrojó que 10 de los transectos presentaron una cobertura del 50 – 75%, 9 presentaron una cobertura ente 25 – 50% y el restante tuvo una cobertura que varió entre un 5 y 25%, la cual aumentó en el transcurso de este. En la mayoría de los transectos la cobertura se mantuvo constante, sólo en algunos puntos dependiendo de los lugares prospectados bajó a 5 – 25%, en áreas más despejadas, e incluso a 1 – 5%, en casos puntuales (término de vegetación o claros).

La especie arbórea dominante en todos los sitios prospectados fue roble (*N. obliqua*), observándose individuos en todos los estados de desarrollo (desde regeneración hasta árboles en desmoronamiento), con algunos ejemplares con DAP superiores a 100 cm. Al mismo tiempo, en todos los sectores se avistaron individuos con algún grado de pudrición y árboles caídos. Conjuntamente en todos los transectos desarrollados se identificaron árboles quemados, ya sea en desmoronamiento o en aparente buen estado, los cuales en su mayoría presentaban una quemadura interna.

Se observó en algunos transectos presencia de rebrotes de robles, principalmente latizales, lo que denota el pasado maderero del área. El sotobosque, preponderantemente de roble, varió entre denso, semidenso y abierto, presentándose en algunos sectores abundancia de maqui

(*Aristotelia chilensis*). En áreas más abiertas se observó rosa mosqueta (*Rosa sp*.) y crucero (*Colletia spinosissima*), y en las quebradas quila (*Chusquea sp.)*. Hacia el sector norte del área, que limita con el río Claro, se pudo apreciar la presencia de la especie pino (*Pinus radiata* D. Don), en pequeña proporción y de diferentes edades.

Se confirmó la presencia de *C. magellanicus* en el área de estudio. En todos los sitios recorridos se registraron indicios de forrajeo. A su vez se observaron cavidades (nidos o dormideros) en dos sitios prospectados, pero en su mayoría fuera de los transectos y parcelas establecidas, por lo que fueron anotados como hallazgos casuales. Hubo avistamiento de individuos en 8 ocasiones en diferentes sectores del área en actividad de forrajeo y escucha de vocalizaciones (golpeteo y tamborileo) en diferentes oportunidades.

4.1.1 Método de los cuartos

Se realizaron los 200 puntos de muestreo proyectados, en 197 de ellos hubo vegetación y se aplicó la metodología propuesta. En los 3 puntos restantes, el área no presentaba cobertura vegetal, por lo que se avanzó al punto siguiente (transecto 2, punto 10; transecto 4 punto 9 y 10). En 189 de los puntos con vegetación, los cuatro árboles considerados correspondieron a roble, en los 8 restantes hubo presencia de *Aristotelia chilensis* (maqui), *Azara petiolaris* (maquicillo), *Maytenus boaria* (maitén) y *Austrocedrus chilensis* (ciprés de la Cordillera). Un resumen de los datos registrados a través del método de los cuartos se entrega en la Tabla 4, para un total de 788 árboles registrados. Los registros de cada uno de los transectos se presentan en la Tabla A 1 del apéndice.

Tabla 4: Promedio de variables dendrométricas de los puntos muestreados.

Variable	Para todos los transectos	Valor inferior	Valor superior
Distancia (m)	4,7	3,7 (03)*	5,9 (15)
DAP (cm)	31,0	19,5 (13)	45,7 (10)
Altura (m)	11,9	8,0 (09)	15,6 (20)

(*) Los valores entre paréntesis indican el número del transecto

En la Tabla 5, se presenta el resumen de las especies identificadas, así como los cálculos desarrollados de densidades y frecuencias. La densidad absoluta correspondió a 452 árboles ha^{-1} y varió entre 287 y 730 árboles ha^{-1}, localizados en el transecto 16 y 4 respectivamente. El

área basal tuvo un valor promedio de 90,7 m^2 ha^{-1}, con un rango entre 46,4 y 157,9 m^2 ha^{-1}, observados en el transecto 15 y 10, respectivamente.

Tabla 5: Resumen de densidades y frecuencias según especie y total

Especies	Densidad absoluta por especies (número de árboles $há^{-1}$)	Densidad relativa	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa
Roble	447	98,9 %	100%	96,1
Ciprés	3	0,8 %	2,5 %	2,4
Maitén	0,6	0,1%	0,5 %	0,5
Maqui	0,6	0,1%	0,5 %	0,5
Maquicillo	0,6	0,1%	0,5 %	0,5
Total	450,8	100	-	100

No hubo diferencias estadísticamente significativas entre los transectos para la densidad absoluta (K-W = 17,1 P > 0,05). En cambio para el área basal se evidenciaron diferencias significativas (K-W = 31,5 P < 0,05). Ambas variables se visualizan en la Figura 3.

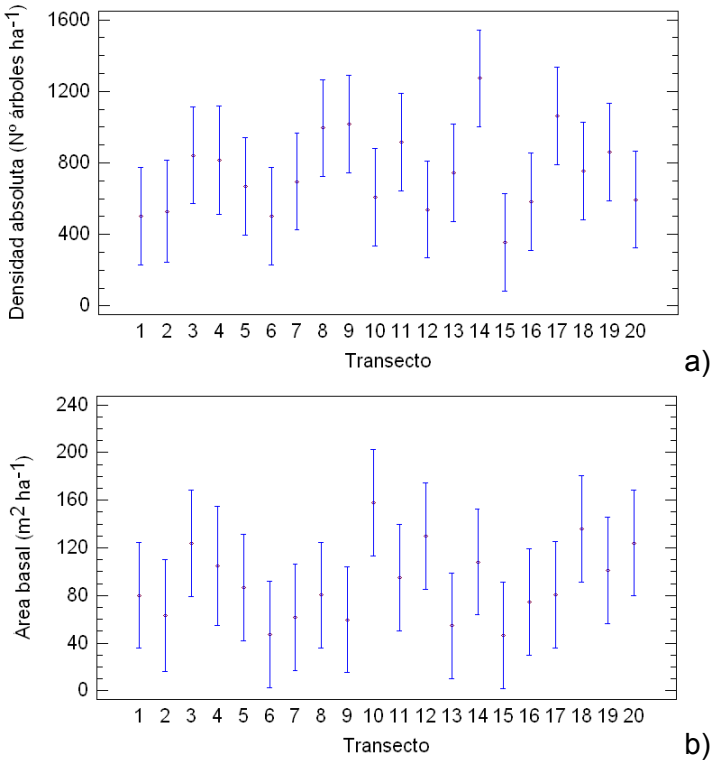


Figura 3: Rango y promedio por transecto a) densidad absoluta y b) área basal.

Para el área basal, la prueba de rangos multiples evidenció diferencias significativas extremas entre el transecto 15 y el 10, anteriormente señalados como el rango de esta variable. En la Tabla A 2, del apéndice se presenta la tabla completa de esta prueba.

Como se observa en la Tabla 5, la especie roble presentó una densidad relativa del 98,8% (n = 779), advirtiéndose en ellos todos los estados sanitarios (bueno, regular y malo) en directa relación con los seis grados definidos en la metodología (Tabla A 16 del anexo).

Para caracterizar los grados o estado sanitario, se obtuvo el promedio de la altura y DAP de cada uno de ellos (Figura 4). El DAP promedio mayor, correspondió a los individuos con grado 5, en tanto que el menor se presentó en el grado 4. La altura máxima se obtuvo en el grado 2. En relación a la cantidad de árboles por grado se observó que el grado 1 presentó 543 ejemplares (69,7%), el grado 2 contó con 149 individuos y los restantes grados con valores inferiores a 40 árboles (Figura 4; número de árboles se redujo diez veces para ser graficado). Los robles muertos, considerados desde el grado 2 hasta el 6, correspondieron a 236 individuos, lo que se tradujo en una abundancia de 30,3% de individuos muertos con relación a los disponibles. En la Tabla A 3 del apéndice se presenta la información detallada de cada transecto.

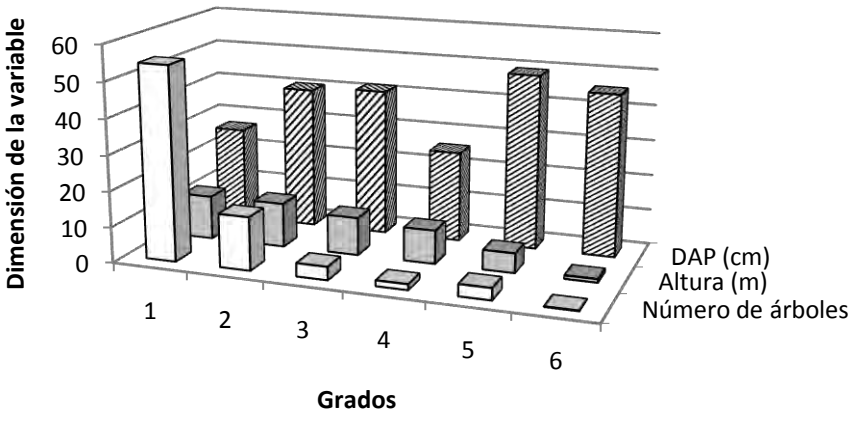


Figura 4: Promedio de variables dendrométricas de la especie roble por grado o estado sanitario (número de árboles se redujo 10 veces para ser graficado).

4.1.2 Método de recorrido en parcelas

Se desarrolló el recorrido en las 180 parcelas presupuestadas, distribuidas en 9 parcelas (de 200 m^2 cada una) por transecto, para determinar la cantidad de árboles y estado sanitario de ellos. En la Tabla 6 se presenta los datos obtenidos en estos recorridos para la especie roble.

Tabla 6: Resumen de estados sanitarios para robles muestreados.

Estado sanitario		Grado	Estado desarrollo	Número de árboles	Porcentaje	Porcentaje sin brinzal de grado 1
Vivo	Bueno	1	Brinzal	3357	52,0	-
			Latizal	958	14,8	30,9
			Fustal	778	12,1	25,1
Muerto	Regular	2	Latizal	206	3,2	6,7
			Fustal	293	4,5	9,5
	Malo	3 – 6	Brinzal	107	1,7	3,5
			Latizal	85	1,3	2,7
			Fustal	202	3,1	6,5
			Tocón	3	0,1	0,1
	Malo caído			467	7,2	15,1
			Total	6456	100	100

Los brinzales del grado 1 correspondieron a árboles cuyo DAP no superaron los 5 cm, los que constituirían la etapa de repoblado, siendo parte principal del sotobosque. Estos fueron utilizados en el conteo general, pero eliminados de los cálculos ya que en este estado de desarrollo, el carpintero grande no desplegaría una actividad específica en ellos, dada sus características físicas.

En los 20 transectos se apreció un porcentaje mayor de robles en buen estado (56,0%), que corresponde al grado 1 (Figura 5). Un 16,2% (n= 499) de individuos fueron considerados en estado regular, con grado 2, los ejemplares considerados en mal estado (grados del 3 al 6) correspondieron al 12,7% (n= 397). En tanto los árboles clasificados como muertos en pie (grados 2 al 6) constituyeron un 28,9% del total, correspondiendo a 896 árboles. Los árboles caídos estuvieron presentes en todos los transectos observándose en un porcentaje de 15,1% con un total de 467 individuos. La abundancia de árboles muertos y/o madera caída total, es

decir de todas las parcelas recorridas fue de un 44%. La cantidad detallada de individuos por transecto se presentan en la Tabla A 4 del apéndice.

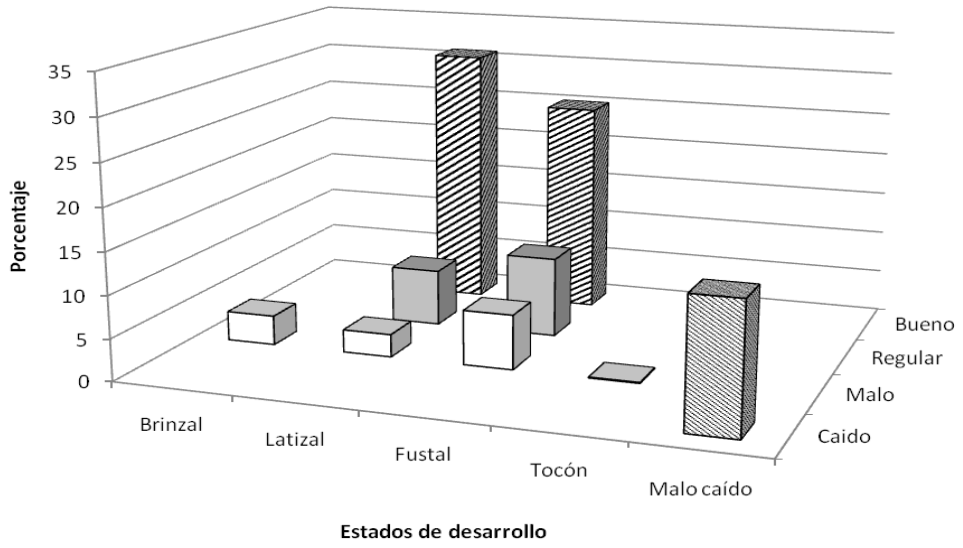


Figura 5: Porcentaje de estado sanitario por estado de desarrollo.

El análisis de varianza para las variables árboles vivos y muertos, determinó diferencias significativas para ambas variables (Figura 6). Las diferencias (K-W = 152,1 P < 0,001) en la cantidad promedio de árboles vivos se observaron entre todos los transectos, siendo estas máximas entre los transectos 1 y 19. De la misma forma los árboles considerados muertos tuvieron diferencias significativas (K-W = 74 P < 0,001) que fueron máximas en los transectos 7 y 13. En la Tabla A 5 del apéndice se presenta la prueba de rangos múltiples para ambas variables.

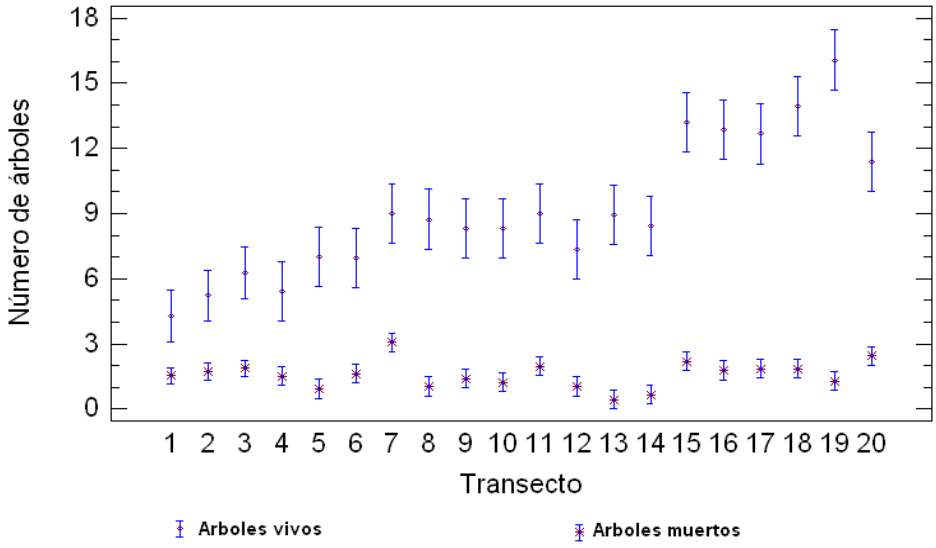


Figura 6. Análisis gráfico de cantidad de árboles vivos y muertos de los recorridos de las parcelas por transecto.

4.1.3 Evidencia de *Campephilus magellanicus*

Se registró la evidencia de la especie en estudio, en todos los sitios prospectados. De los 197 puntos de muestreo registrados, en 90 de ellos hubo indicios de la especie en estudio, con un total de 126 árboles con evidencias, que incluyeron signos de forrajeo, cavidad y la presencia visual de un individuo. La evidencia predominante correspondió a los signos de forrajeo, presentándose en el 98,4% de los casos. El porcentaje restante 1,6% se distribuyó equitativamente entre la presencia de una cavidad y el avistamiento de un ejemplar (macho), ambos visualizados en diferentes transectos (Tabla A 6 del apéndice). Por otra parte, los indicios de carpintero grande dentro de las parcelas, correspondieron en su totalidad a signos de forrajeo, presentándose en 250 árboles, siendo predominantes las evidencias en roble, con un 98,8%. Las evidencias restantes, fueron apreciadas en otras especies arbóreas, como el maitén y lun (*Escallonia revoluta)*, representadas con un 0,4% y un 0,8%, respectivamente (Tabla A 7 del apéndice).

Junto con determinar las evidencias dentro de las parcelas, se registraron los DAP y alturas de los árboles con indicios, presentes en ella. Esto permitió establecer que el DAP promedio de todas las parcelas alcanzó los 35,7 cm, con rangos entre 4 y 88 cm. Por otro lado, el promedio de la altura fue de 10,6 m fluctuando entre 0,7 y 25 m. Adicionalmente se determinó la distancia promedio (perpendicular) al eje, la cual alcanzó 1,1 m en todos los transectos. Los registros

promedio de medidas dendrométricas de DAP, altura y distancia al eje de todas las parcelas, agrupadas en transectos, es detallada en la Tabla A 8 del apéndice.

Los hallazgos casuales correspondieron casi en su totalidad a signos de forrajeo con un total de 292 árboles con evidencias, que incluyeron 2 cavidades atribuidas a la especie en estudio. El 98,6% de los encuentros casuales correspondieron a la especie dominante roble, tanto con evidencia de forrajeo como de cavidad. Los hallazgos restantes de forrajeo se presentaron en la especie lun y quillay (*Quillaja saponaria*) con porcentajes inferiores al 1,5%. Adicionalmente, las medidas dendrométricas de estos hallazgos entregaron como DAP promedio total (de todos los transectos) un valor de 38, 7 cm, una altura promedio de 11,5 metros y una distancia al eje de 5,8 metros. Tanto las medidas dendrométricas como la cantidad de individuos registrados como hallazgos casuales pueden ser visualizados en Tabla A 9, del apéndice.

4.1.3.1 Árboles con evidencias de forrajeo según estado sanitario

Analizando la cantidad de individuos arbóreos con evidencia según su estado sanitario o grado, tanto en los puntos de muestreo, recorridos de parcelas como hallazgos casuales, se apreció que los tres grupos tuvieron un comportamiento similar, siendo el grado 1 el que presentó mayor porcentaje de individuos para los tres grupos (Figura 7). No obstante, si determinamos los porcentajes por árboles vivos y muertos, se obtiene que la mayor representación está dada por los árboles considerados muertos (grados 2 al 6) para los tres grupos, con porcentajes superiores al 58%. Los antecedentes de la cantidad de árboles por grado de cada grupo o ítem pueden apreciarse en la Tabla A 10 del apéndice.

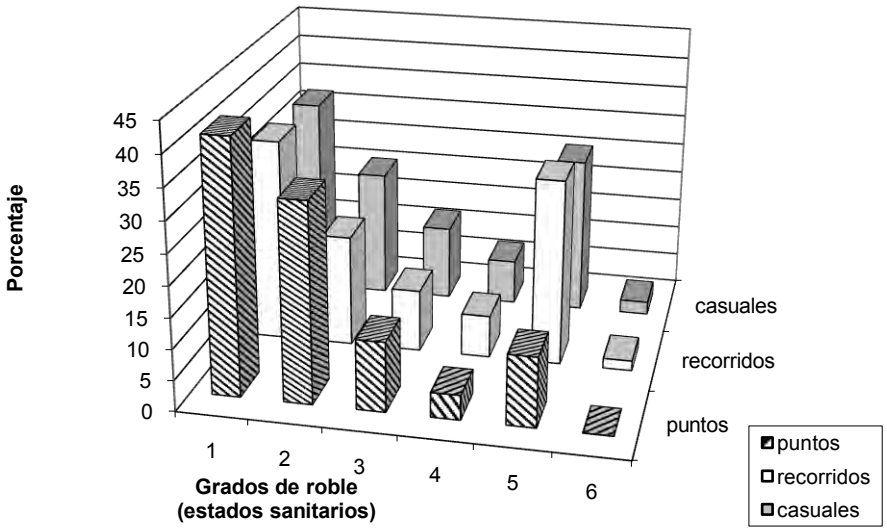


Figura 7. Porcentaje de árboles según grado del árbol en los tres ítems de estudio. Barra achurada indica puntos de muestreo, barra blanca los recorridos de las parcelas y barra gris los hallazgos casuales.

4.1.3.2 Intensidad de forrajeo

Al considerar exclusivamente los árboles que presentaron indicios de forrajeo en los puntos de muestreo, correspondientes a 124 individuos, se observó que el 54,1% de ellos tuvo intensidad baja (b), el 36,3% tuvo intensidad media (m), y el 9,7% tuvo intensidad alta (a), lo que puede ser percibido en la Figura 8. Por otro lado en las parcelas, en los 250 árboles registrados, todas las evidencias correspondieron a forrajeo, observándose un mayor porcentaje de intensidad media representada con un 43,2%. En tanto los árboles con indicios de forrajeo alto fueron los que se presentaron en menor proporción, en un 17,6% (Figura 8).

De los 290 árboles con indicios de forrajeo en los encuentros casuales, se pudo apreciar que los árboles con intensidad media se presentaron en mayor proporción (41,4%), respecto de las otras dos intensidades, siendo la intensidad alta la que se presentó en menor porcentaje (22,8%). Los datos de cantidades de evidencia por especie e intensidades agrupados por transectos, tanto para puntos de muestreo, recorridos de parcelas, como para hallazgos casuales pueden ser visualizados en detalle en la Tabla A 11 del apéndice.

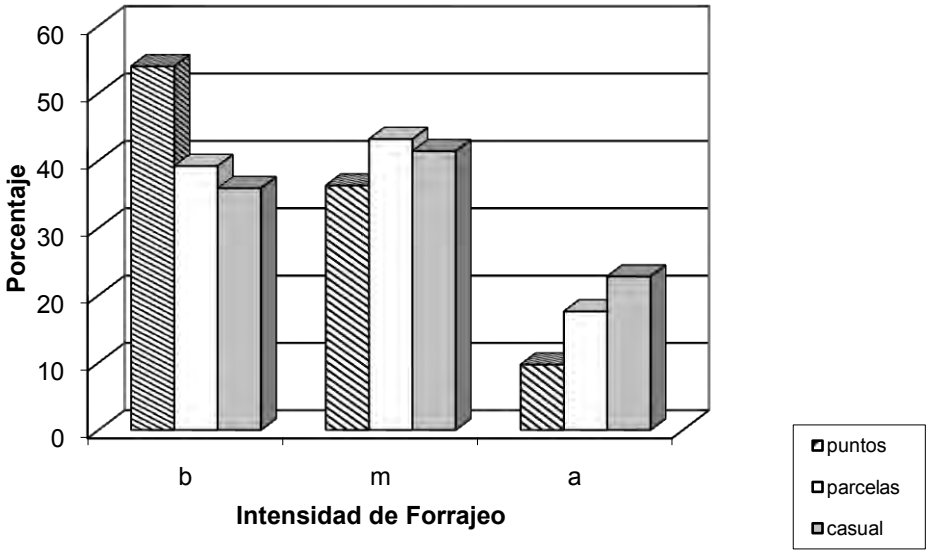


Figura 8. Intensidad de forrajeo por punto de muestreo, recorrido de parcelas y hallazgos casuales. Se observa la intensidad de los puntos de muestreo en barra achurada y la intensidad de las parcelas en barra en blanco y la intensidad en barra gris para hallazgos casuales. Intensidad baja (b), media (m), alta (a).

Analizando la variable intensidad, tanto para los puntos de muestreo como para las parcelas, se pudo determinar que hubo diferencias estadísticamente significativas para ambas (K-W = 37,3 P < 0,001), en los puntos (Figura 9 a). Las diferencias máximas fueron observadas entre los promedios más altos (transectos 2, 9, 12) y el promedio más bajo dado en el transecto 20 (Tabla A 12 del apéndice). El transecto 1 no presentó datos para este ítem.

En tanto comparando la variable intensidad de forrajeo entre los recorridos, se pudo apreciar que también presentó diferencias significativas para esta variable (K-W = 36,2 P < 0,05), lo que puede ser visualizado en la Figura 9 b. Las diferencias fueron extremas entre el transecto 4 con el promedio inferior y los transectos 12 y 16 con el promedio superior, los demás transectos presentaron promedios similares (Tabla A 12 del apéndice).

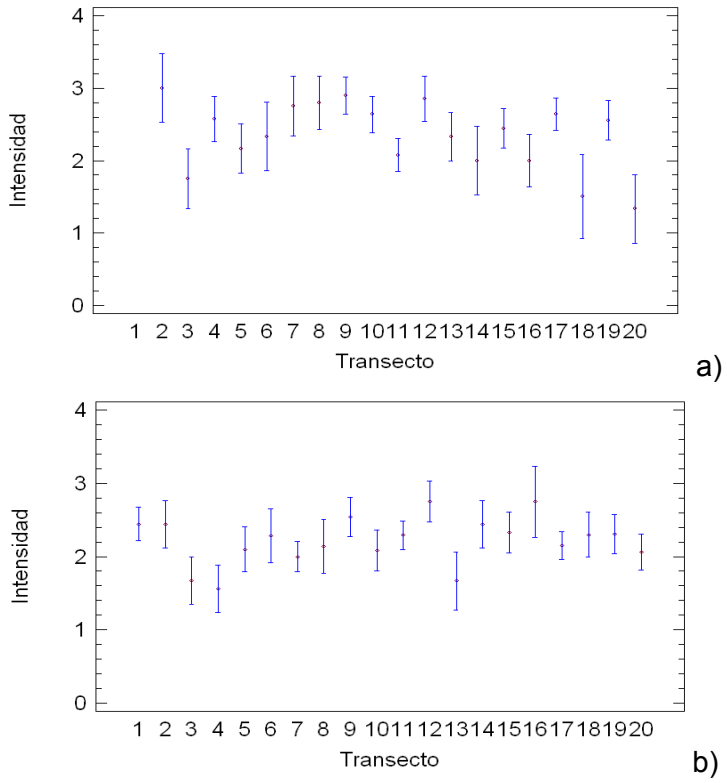
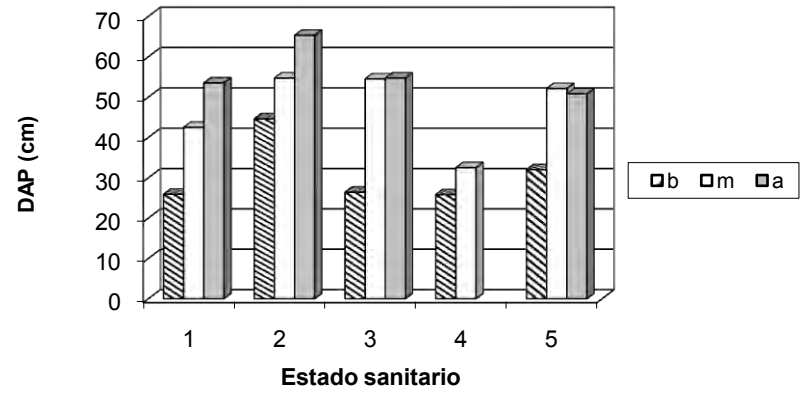


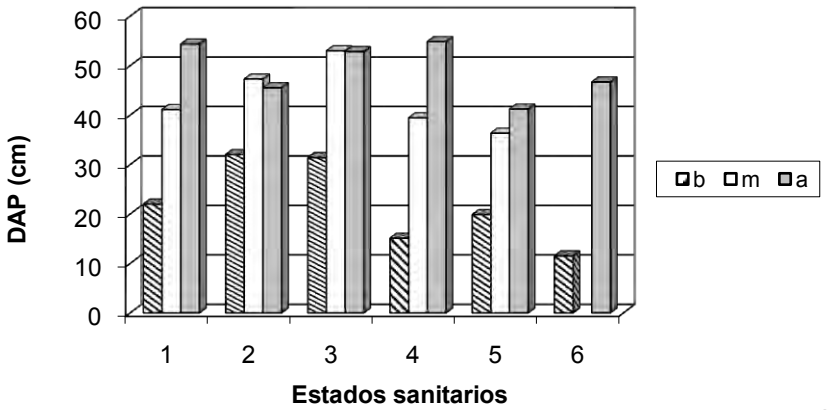
Figura 9. Rango y promedio de la intensidad de forrajeo en los puntos de muestreo y recorridos. a) intensidad por puntos de muestreo, agrupados por transecto; b) intensidad de forrajeo de las parcelas agrupadas en transectos.

4.1.3.3 Intensidad de forrajeo versus DAP

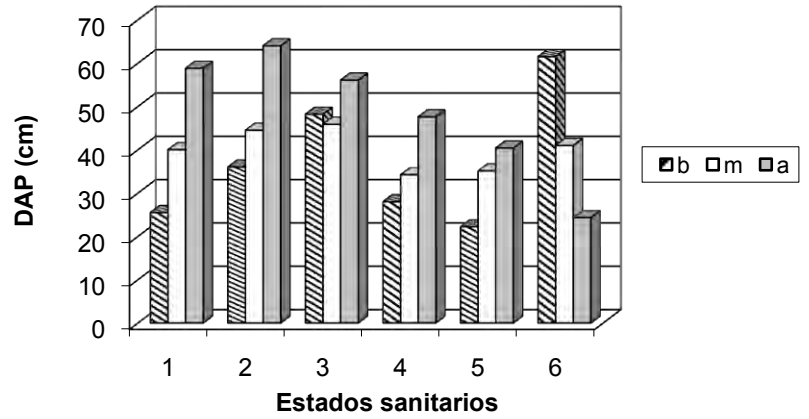
Analizando la relación de la intensidad de forrajeo con el DAP promedio, según estado sanitario (grado) del árbol tanto para los puntos de muestreo, los recorridos de las parcelas, como para los hallazgos casuales, se pudo observar que presentaron un comportamiento similar, estando asociadas las intensidades altas a DAP mayores. Los árboles en estado regular, es decir los clasificados con el grado 2 en los puntos de muestreo, para todas las intensidades, obtuvieron los valores promedio más altos de DAP. A su vez, las intensidades bajas estuvieron relacionadas a DAP más bajos (Figura 10a). En tanto en las parcelas se determinó que las intensidades altas de forrajeo se presentaron en los árboles de mayor DAP, en relación a las intensidades medias y bajas que se asociaron a DAP menores (Figura 10b). El mismo comportamiento se observó en los hallazgos casuales, con excepción de los árboles con grado 6, en donde se presentaron intensidades bajas en árboles de mayor DAP (Figura 10c).



a)



b)



c)

Figura 10. DAP promedio de árboles forrajeados, según estado sanitario e intensidad de forrajeo. Intensidad baja (b), media (m) y alta (a). a) puntos de muestreo; b) parcelas; c) hallazgos casuales.

En la Tabla 7, se observa un resumen de los DAP promedio por estado sanitario, asociado a la intensidad de forrajeo, por puntos de muestreo, parcelas y hallazgos casuales.

Tabla 7. DAP promedio de árboles forrajeados en los puntos y recorridos de parcelas en diferentes estados sanitarios, según intensidad de forrajeo.

Grado	Puntos de muestreo			Recorridos de parcelas			Hallazgos casuales		
	b	m	a	b	m	a	b	m	a
1	25,9	42,5	53,5	22,0	41,1	54,3	25,5	40	58,8
2	44,6	54,7	65,3	32,0	47,3	45,5	36	44,5	64
3	26,4	54,5	54,7	31,4	53,0	52,8	48,2	45,9	56,1
4	25,8	32,5	(--)	15,1	39,4	54,8	28	34,2	47,6
5	32	52,1	50,8	19,8	36,3	41,2	22,2	35,1	40,4
6	(--)	(--)	(--)	11,5	(--)	46,7	61,5	41	24,3
Total	32	49,9	57,1	21,9	43,4	49,2	36,9	40,1	48,5

El DAP e intensidad de forrajeo, mostraron en todas las situaciones diferencias estadísticas altamente significativas (Tabla 8). La baja intensidad de forrajeo está relacionada directamente a los árboles de DAP menores y a medida que aumentan los DAP se incrementa la intensidad de forrajeo (Figura 11).

Tabla 8: Análisis de varianza no paramétrico (K–W) y prueba de rangos múltiples para el DAP versus intensidad de forrajeo.

Situaciones	K - W	Probabilidad	Intensidad de forrajeo	Rango promedio	Grupo homogéneo
Punto	25,4	0,00	Baja	47,2	A
			Media	77,8	B
			Alta	87,6	B
Recorrido	66,6	0,00	Baja	79,8	A
			Media	149,5	B
			Alta	168,3	B
Encuentro casual	41,0	0,00	Baja	107,1	A
			Media	154,9	B
			Alta	188,9	C

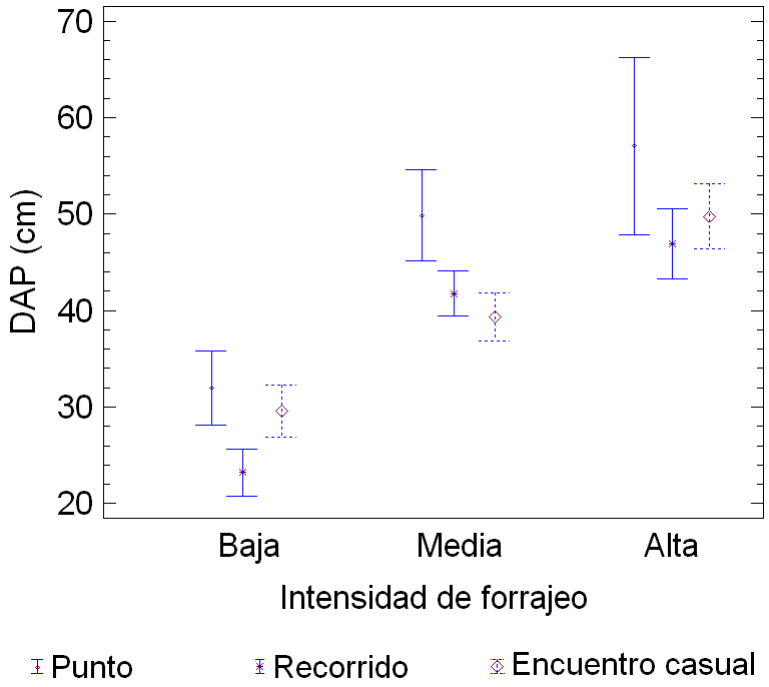


Figura 11. DAP versus intensidad de forrajeo para los tres ítem.

4.1.3.4 Intensidad de forrajeo versus estado sanitario de los árboles

Al analizar las variables intensidad de forrajeo con el estado sanitario (grado) del árbol, se apreciaron diferencias estadísticas significativas, para los tres grupos: puntos de muestreo, recorridos de parcelas y hallazgos casuales (Tabla 9). Las máximas diferencias las presentaron los ejemplares con bajo forrajeo, en relación a las otras dos intensidades que presentan promedios similares. Las intensidades de forrajeo más bajas estuvieron asociadas a árboles más sanos y las intensidades altas a los considerados robles en mal estado (Figura 12).

Tabla 9. Análisis de varianza no paramétrico (K– W) y prueba de rangos múltiples para el estado sanitario (grado) versus intensidad de forrajeo.

Situaciones	K - W	Probabilidad	Intensidad de forrajeo	Rango promedio	Grupo homogéneo
Punto	11,7	0,00	Baja	54,0	A
			Media	71,0	B
			Alta	82,2	B
Recorrido	18,1	0,00	Baja	101,1	A
			Media	136,9	B
			Alta	145,0	B

Continúa

Tabla 9. Análisis de varianza no paramétrico (K– W) y prueba de rangos múltiples para el estado sanitario (grado) versus intensidad de forrajeo.

Situaciones	K - W	Probabilidad	Intensidad de forrajeo	Rango promedio	Grupo Homogéneo
Encuentro casual	39,3	0,00	Baja	105,3	A
			Media	157,1	B
			Alta	179,4	B

Conclusión

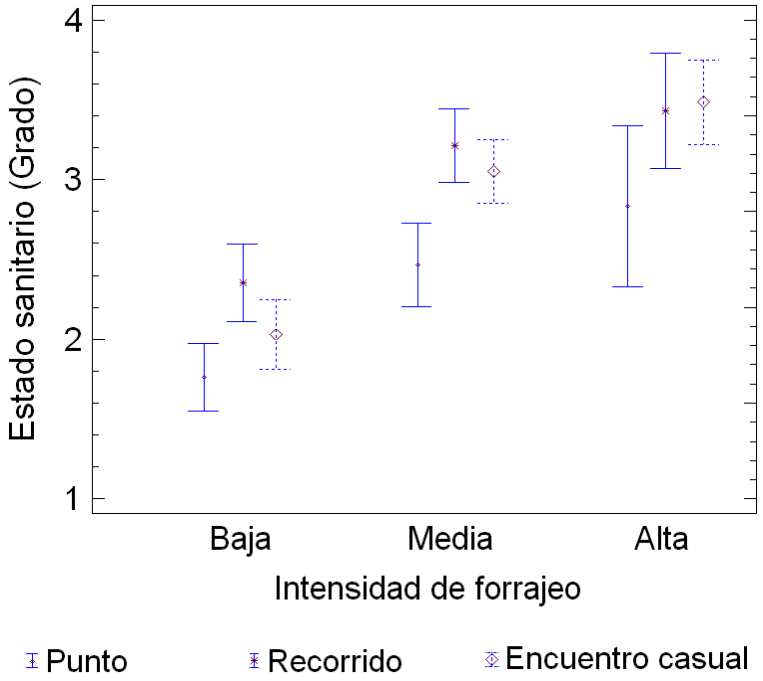


Figura 12. Estado sanitario (grado del árbol) versus intensidad de forrajeo.

4.1.3.5 Correlación de la intensidad de forrajeo con variables de los árboles

Al analizar algunas variables de este estudio para determinar su grado de dependencia, se estableció que la variable intensidad de forrajeo se correlaciona en forma negativa con DAP, altura y estado sanitario de los árboles, es decir que al aumentar el i2 (índice numérico asociado a la intensidad (alta=1, media=2, baja= 3) o al contar con intensidades más bajas, disminuye el DAP y la altura de los árboles en conjunto con el grado o estado sanitario es decir, los árboles se encuentran más sanos. Esta correlación puede ser visualizada en la Tabla 10.

Tabla 10. Correlación de variables intensidad de forrajeo, DAP, altura y estado sanitario de los árboles forrajeados.

Variables	DAP	Altura	Estado sanitario
Intensidad (i2)	-0.4734	-0.1351	-0.2454
	(247)	(247)	(247)
	0.0000	0.0339	0.0001
DAP		0.5189	0.0014
		(247)	(247)
		0.0000	0.9828
Altura			-0.5968
			(247)
			0.0000

4.1.3.6 Indicio de cavidades, hallazgos casuales

En forma simultánea a los trabajos de campo estipulados, se registraron cavidades atribuidas a carpintero grande. Estas se encontraron en su mayoría fuera de los transectos y parcelas establecidas en el estudio, por lo que no se pudo determinar su densidad y abundancia, no obstante se consideró relevante registrarlas como antecedentes del área. Estas cavidades se ubicaron en dos sectores del estudio, siendo el 100% de estas localizadas en árboles de roble. Los datos y medidas dendrométricas de cada árbol cavidad son observados en la Tabla 11.

Tabla 11. Registros de cavidades según su orden de hallazgo.

Grado del árbol	Altura total (m)	DAP (cm)	Cavidades		Orientación de la abertura de la cavidad (N, S, E, O)
			Cantidad por árbol	Altura a la base de la cavidad (m)	
5[a]	15	60	1	10	138º SE
2[a]	22	69	1	15	234ºSO
3[b]	20	70	2	11,5 y 12	40ºNE, 320ºNO
1	17	57	1	8,5	SE
5	13	53	1	8	(--)
5	12	70	1	10	250ºSO
2	15,5	65	2	9 y 11,5	290ºNO
2	16,5	57	3	8,5- 10- 11,5	60ºNE, 2ºNE

a: cavidades registradas a más de dos metros del eje del transecto 3.

b: cavidades registradas en punto de muestreo, a 6 metros de distancia, transecto 4.

Se desprende de estos hallazgos, que el DAP promedio de los árboles con cavidad fue de 62,6 cm, siendo la altura total promedio de 16,4 metros.

Los árboles cavidad abarcaron los estados sanitarios bueno, regular y malo, distribuyéndose equitativamente entre los grados 2 y 5. La altura de las cavidades encontradas estuvo sobre los 8 metros de altura. Las aberturas de la cavidad presentaron una orientación en distintas direcciones, no observándose una predominancia hacia una orientación en particular.

4.2 Riesgos potenciales

Los riesgos identificados y validados en el área en estudio, correspondieron a riesgos indirectos para la especie. Estos se detallan en la Tabla 12.

Tabla 12. Riesgos identificados para *C. magellanicus* en el área**.**

Riesgos identificados	Sector afectado	Características de la amenaza
Invasión de especies de flora exótica (*Pinus radiata*)	Norte, en áreas abiertas	Se consideró al pino (*Pinus radiata*), como la especie exótica que tendría una mayor influencia en el hábitat del carpintero grande. Se observaron en porcentaje bajo, en algunos de los sitios recorridos. Se presentaron en forma aislada, divisándose individuos de diferente estado de desarrollo desde < 5 cm de DAP, hasta algunos ejemplares con DAP cercano a los 20 cm, todos los individuos se encontraron en áreas abiertas, en exposiciones principalmente norte. Se determinó en terreno, que frente a la propiedad, en la ribera norte de la cuenca del río Claro, existe una plantación de pino. Debido a la fácil propagación de sus semillas, y a la ubicación de los individuos encontrados, se cree que esta plantación podría ser la fuente de diseminación.

Continúa

Tabla 12. Riesgos identificados para *C. magellanicus* en el área**.**

Riesgos identificados	Sector afectado	Características de la amenaza
Especies de fauna exóticas; bovinos (*Bos taurus*), equinos (*equus caballus*), conejos (*Oryctolagus cuniculus*) y liebres (L*epus capensis*).	En distintos sectores del área, tanto en roblería como en áreas abiertas	Los ejemplares de bovinos y equinos presentes en el área se enmarcan dentro de dos situaciones particulares, que se relacionan con la estación del año y con la cantidad de individuos. En primer lugar, la mayor cantidad de animales se concentra en un corto período de tiempo (primavera-verano) debido a las veranadas, siendo uno de los lugares de paso, la roblería del santuario. En segundo lugar, un número bajo de animales permanece por un período mayor de tiempo, llegando incluso a pasar el invierno en la roblería, los que podrían ser considerados baguales. Se confirma por los cuidadores del área, la presencia de algunos ejemplares a través del año.
Recolección y/o corta de leña	Roblería, sitios cercanos a caminos interiores	Se estableció que la madera recolectada y árboles cortados corresponden a árboles muertos en pie de diverso diámetro y madera caída, los cuales son principalmente robles muertos. Estos árboles en general han sido sindicados como de gran utilización por la especie principalmente para alimentación.
Creación de proyectos de infraestructura (aldea de alta montaña)	Sector norte, en la parte baja de la roblería entre el río Claro y el estero Rondadero (De Pablo, 2004)	La sociedad ecológica Alto Huemul tiene contemplado el desarrollo de una aldea de alta montaña, en una superficie de 500 hectáreas, donde se desarrollarán loteos, edificaciones, equipamientos y vialidad, con distintos tipos de servicios. Por lo tanto aumentará la presión sobre los recursos naturales del área.
Desafectación	Toda área o parte de esta.	Amenaza potencial considerada de gran impacto, ya que podría abarcar todo el santuario, dejándolo sin protección.
Incendios	Distintos sectores del área o la totalidad de esta	Se determinó, a través del mapa de riesgo de incendio del área (Figura 13), que ésta, tiene un 35% de riesgo de incendio medio a alto.

Conclusión

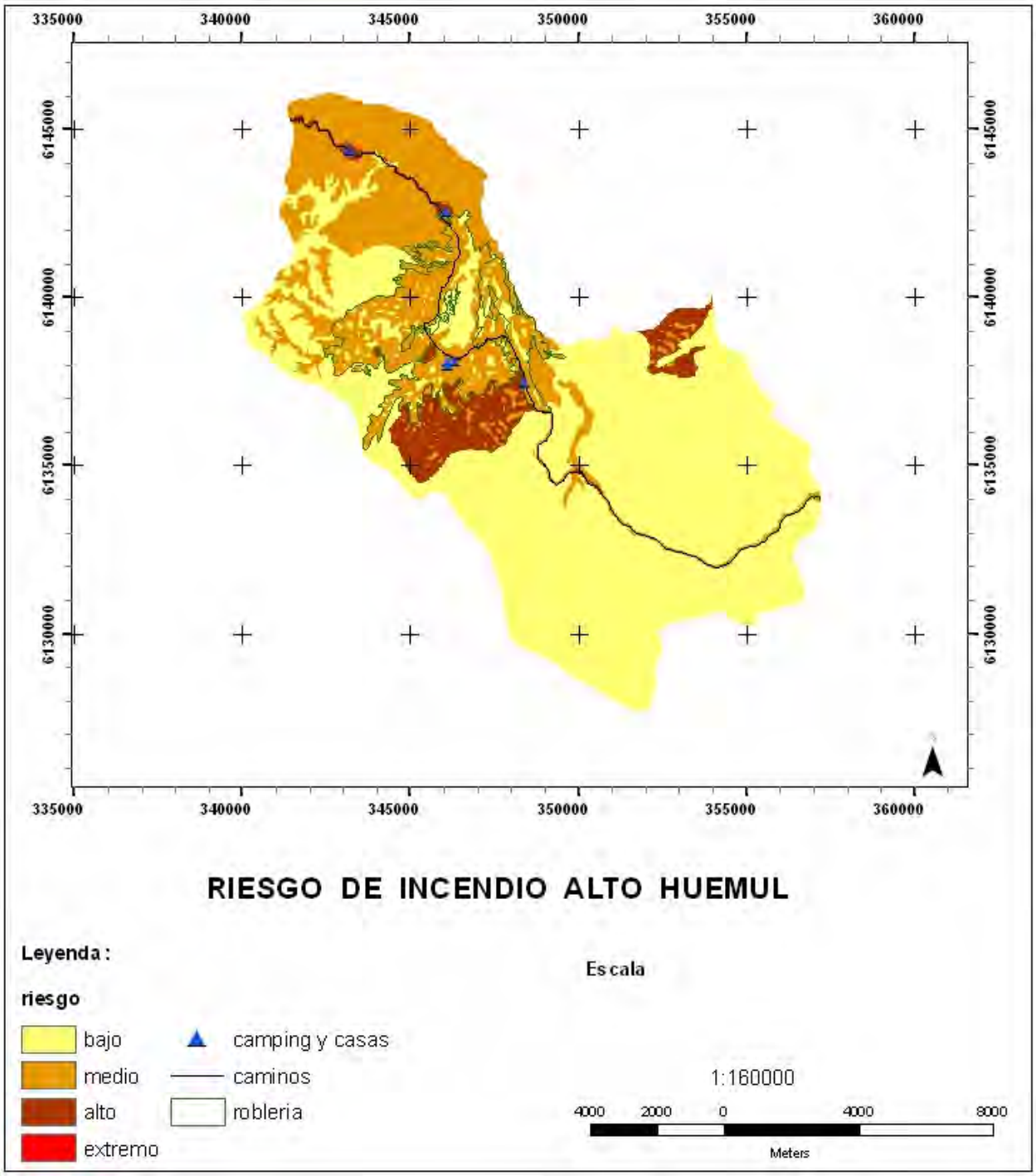


Figura 13. Mapa riesgo de incendio de Alto Huemul, región de O'Higgins.

Los mapas (raster) de cada una de las variables que originan el mapa de riesgo de incendio del área, se visualizan en la Figura 14.

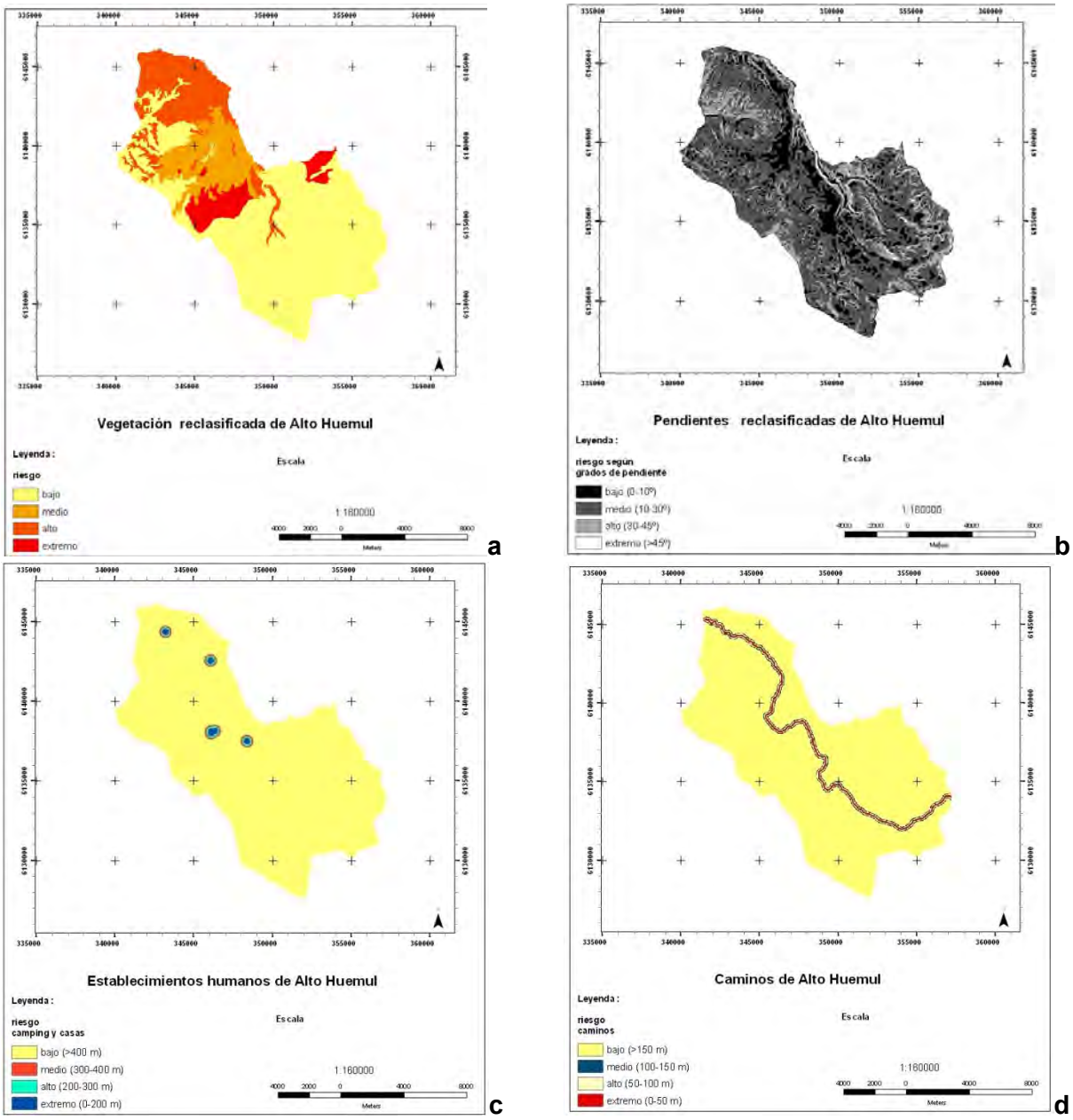


Figura 14. Mapa de las distintas variables de incendio clasificadas según riesgo. a) vegetación, b) pendientes, c) buffer de establecimientos humanos, d) buffer de caminos.

Con las variables seleccionadas se obtuvieron índices de riesgo de incendio que fluctuaron entre 1 y 3,7, no alcanzándose el nivel extremo (valor=4) en el área al aplicar la evaluación multicriterio. Éstos índices de riesgo, fueron reclasificados en cuatro clases (bajo, medio, alto, extremo), los que puede ser visualizados en la Tabla 13.

Del total de 15.132 há del santuario (correspondientes a la región de O'Higgins), 64% presentaría un bajo índice de riesgo. Siendo el menor porcentaje atribuido al índice de riesgo extremo (valor 3,7) con un porcentaje cercano a 0 %. Aproximadamente 5.296 há presentarían un riesgo medio a alto de incendio.

Tabla 13. Proporción de valores de riesgo de incendio del área**.**

Índice de riesgo de incendio	Riesgo	N° de pixeles	% de há afectadas
≤1,5	Bajo	107390	63,9
1,6-2,5	Medio	47359	28,2
2,6-3,5	Alto	11028	6,6
≥3,6	Extremo	8	0,05

Finalmente se obtuvo el mapa de riesgo total del área (Figura 15), al cartografiar todas las amenazas identificadas para la especie.

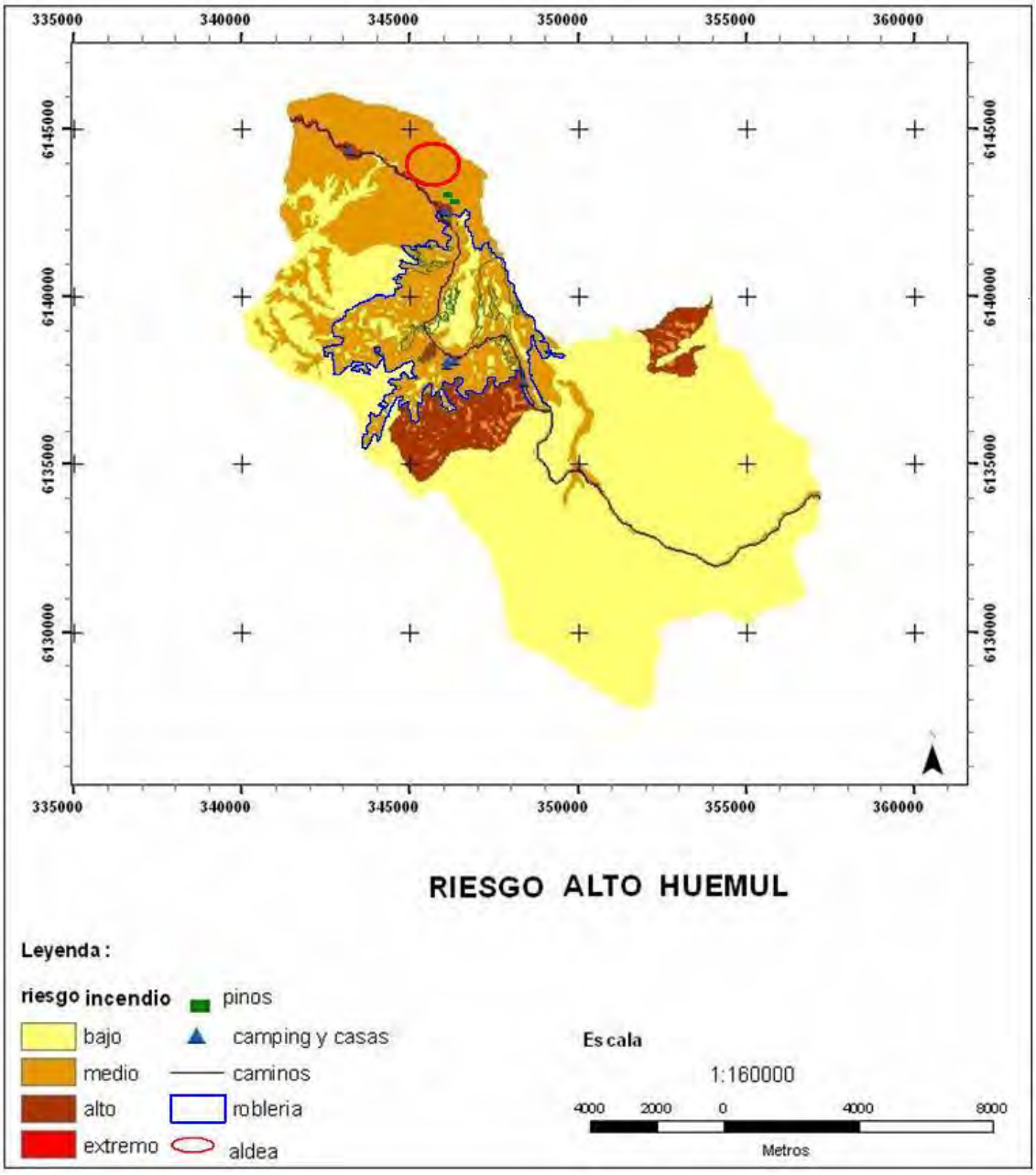


Figura 15. Mapa de riesgo para *C. magellanicus* en Alto Huemul, región del Libertador Bernardo O'Higgins.

4.3 Actores relevantes

Una conservación a largo plazo, debe incorporar a los actores relevantes o estratégicos, relacionados al objeto a conservar. Para la especie en estudio, se identificaron los siguientes actores y sus competencias (Tabla 14).

Tabla 14. Actores estratégicos en la conservación de la especie en Alto Huemul

Actor relevante	Ingerencia	Competencias
Estatal:		
Corporación Nacional Forestal (CONAF)	Ingerencia directa como administrador y custodio del Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas estatales y privadas.	- Es uno de los organismos supervisores de Alto Huemul. - Con competencia en la conservación, a través de medidas de difusión, capacitación, fiscalización, generación y traspaso de información. - Establecimiento de normas técnicas, manejo y uso sustentable del bosque nativo. - Prevención y monitoreo de incendios forestales - Se encuentra gestionando desde el año 2005, el Plan Nacional de Conservación de *C. magellanicus*.
Servicio Agrícola y Ganadero (SAG)	Ingerencia directa, al regular y fiscalizar la caza y captura de fauna silvestre así como la exportación e importación de esta.	- En la fiscalización de caza y captura (artículo 7 de la Ley N° 19.473 sobre caza) de fauna silvestre en el santuario y áreas aledañas, que pudiese afectar directa o indirectamente a la especie, - En la regulación de entrada de animales exóticos y la fiscalización, control y vigilancia de los animales de veranadas, que de forma indirecta pudiesen afectar el hábitat de la especie. - Labores de capacitación, educación ambiental, investigación y difusión.
Comité Nacional del Medio Ambiente (CONAMA)	Ingerencia indirecta.	- Traspaso de información y difusión. - Coordina a los actores públicos y privados en la generación de políticas, programas, proyectos y desarrollo de instrumentos que prevengan el deterioro de los recursos naturales. - Encargado de velar por las declaraciones y evaluaciones de impacto ambiental en los Santuarios de la Naturaleza. - A nivel regional, aporta con antecedentes que implementan la estrategia nacional de biodiversidad. Conjuntamente elabora la estrategia regional de biodiversidad.

Continúa

Tabla 14. Actores estratégicos en la conservación de la especie en Alto Huemul

Actor relevante	Ingerencia	Competencias
Consejo de Monumentos Nacionales (CMN)	Ingerencia indirecta, relacionado con el hábitat de la especie.	- Encargado de proponer afectar o desafectar un Santuario de la Naturaleza al Ministerio de Educación, constituyéndose este último en el encargado de decidir sobre tal declaración. Por tanto, el CMN es el custodio de dichas áreas. En base a su calidad de organismo custodio recae en él la autorización de cualquier trabajo a desarrollar en el Santuario, que pudiese alterar su estado natural, previo sometimiento al sistema de evaluación de impacto ambiental (SEIA) a través de los organismos competentes.
Privados:		
Propietarios del santuario (Sociedad Inmobiliaria Ecológica Alto Huemul S.A.)	Ingerencia directa, a través de la toma de decisiones, con respecto al hábitat de la especie.	- Derecho al uso del predio y sus recursos, y a voz y voto en las decisiones de la sociedad (De Pablo, 2004). - Competencia directa en la toma de decisiones, con respecto a proyectos de infraestructura a desarrollar en el santuario.
Propietarios Predios aledaños (Limite norte; fundo La Matancilla, limite oriente; fundos El Venado, Las Mulas y Los Maitenes, limite poniente; fundos Talhuencillo, La Concepción, Santa Isabel y La Palma y fundo Las Leñas, límite sur; río Teno)	Ingerencia indirecta.	- Pueden apoyar activamente a la conservación del hábitat de la especie, manteniendo la conectividad de este, creando ya sea corredores, refugios y/o zonas de amortiguación. Por lo tanto es necesario el nexo, la cooperación y constitución de redes con estos actores privados.
Usuarios (Arrieros, investigadores visitantes, etc.)	Ingerencia directa, tanto en el hábitat como en la especie en sí.	- Pueden apoyar medidas de conservación ejecutando actividades de acuerdo a normas establecidas en el área, previniendo amenazas (cuidado del hábitat, y prevención de incendios principalmente) y dando la alerta temprana en el caso que estas se presenten
Habitantes de Sierras de Bellavista (localidad cercana)	Ingerencia indirecta	- Pueden apoyar medidas de conservación a través del cuidado del hábitat de la especie, principalmente en la prevención de incendios.

Conclusión

4.4 Modelo de adecuación de hábitat (HSI)

Se propuso un nuevo modelo para la especie, el cual contiene variables adicionales a las presentadas por Orellana (2000). Se consideraron 9 variables importantes para el modelo, las cuales influirían en la disponibilidad de nidos y cobertura y en la disponibilidad de alimento y forrajeo. Cuatro de ellas fueron identificadas como variables dependientes.

Para hábitat de reproducción se utilizaron las siguientes variables: Tipo vegetacional (V1), DAP (V2), densidad de árboles con DAP apropiado para nidificar (V3) y distancia de cavidad a hábitat de alimentación (V4), determinadas como variables dependientes. En cuanto a hábitat de alimentación se consideró importante al tipo vegetacional (V1) y a las siguientes variables independientes: DAP promedio o estado seral del bosque (V5), porcentaje de árboles infestados por insectos (V6), porcentaje de árboles muertos y o caídos (V7), densidad de árboles (V8) y porcentaje de cobertura (V9).

La relación entre variables de hábitat, requisitos de vida y tipos de cobertura y HSI para *C. magellanicus* son detallados en la Figura 16.

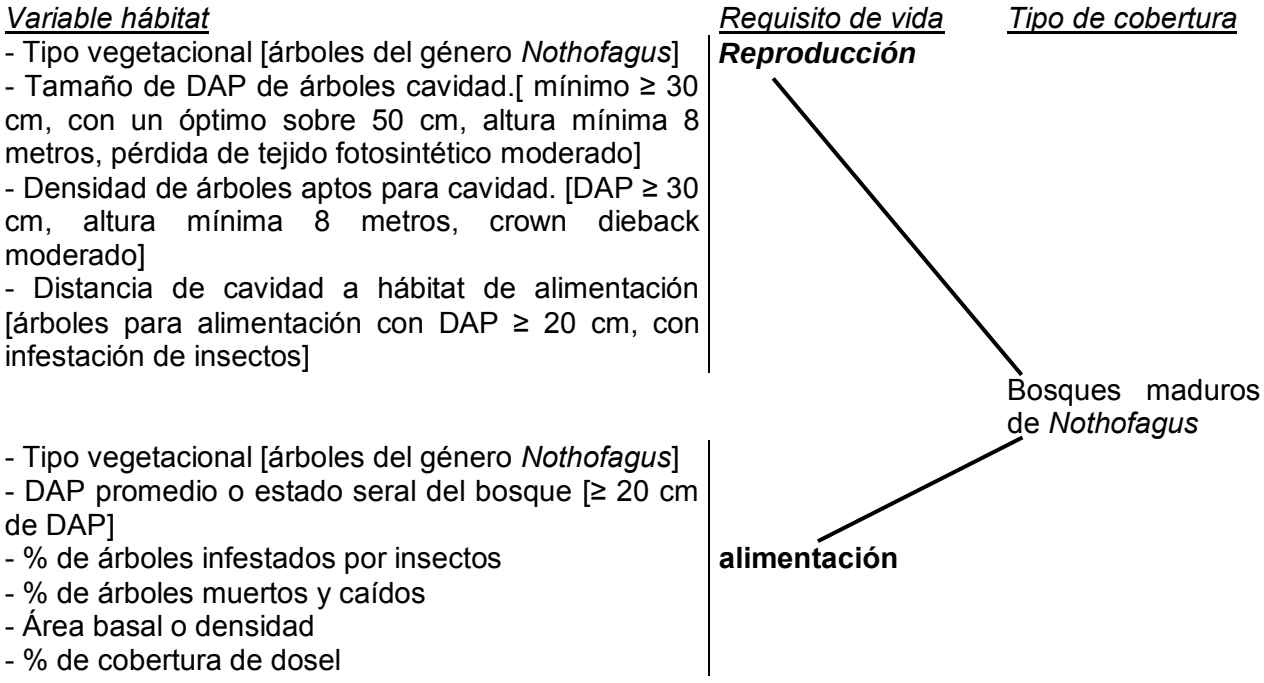
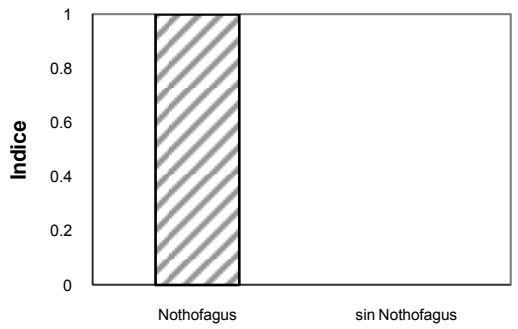
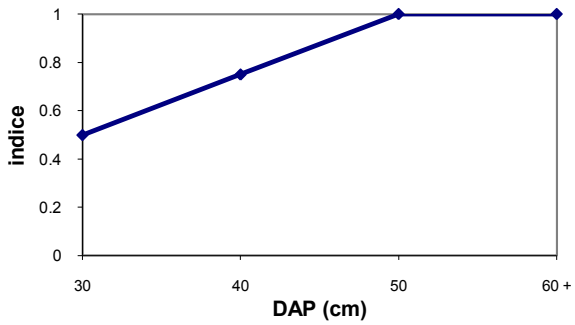
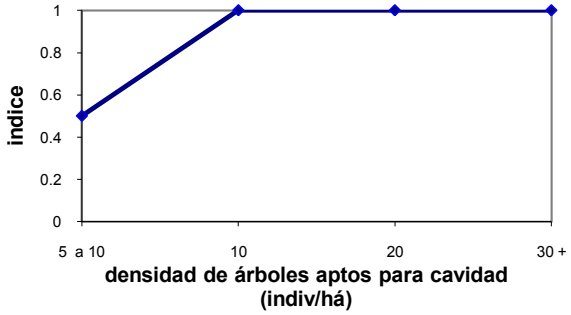
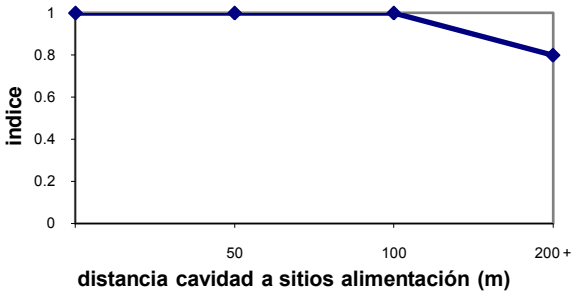
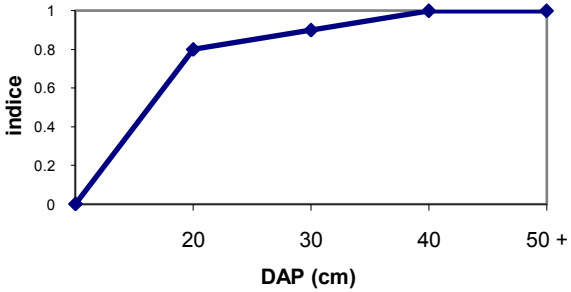
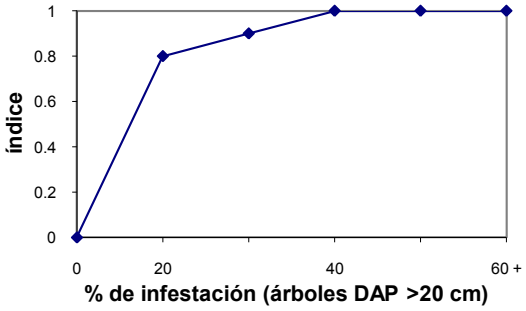
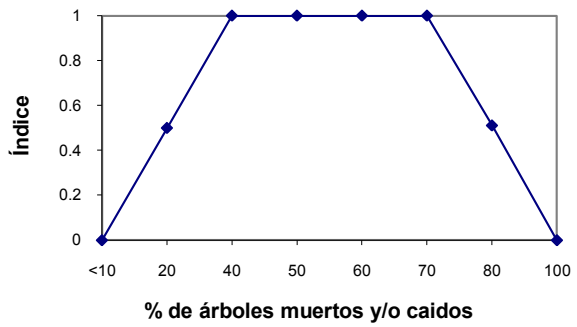
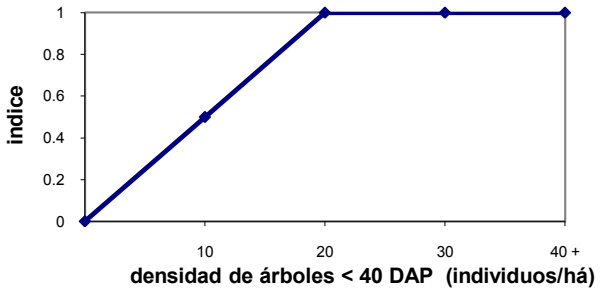
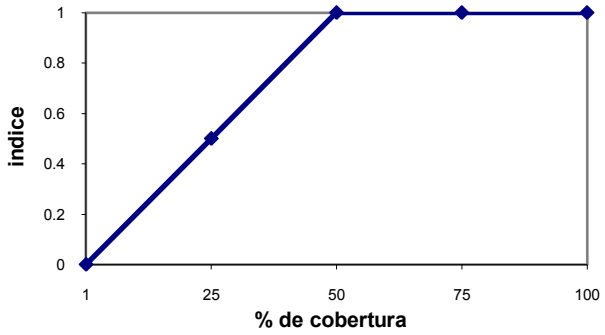


Figura 16. Relación de variables de hábitat, requisitos de vida y tipo de cobertura.

Relaciones del modelo (gráficos con los datos de referencias)

	Variable	Características de cada variable	Gráfico disponibilidad
V1	Tipo vegetacional (género *Nothofagus*)	Presencia de especies del género *Nothofagus*	
V2	Tamaño de DAP (cm) promedio, de árboles cavidad.	El diámetro del árbol cavidad debe ser de tamaño tal que abarque a una pareja y su cría. El umbral mínimo de DAP descrito por diferentes autores correspondió a 30 cm de diámetro (Tabla 1). Por lo tanto se espera encontrar árboles con DAP ≥ 30 cm. En Alto Huemul se registraron en promedio valores superiores, siendo 53 cm el menor valor registrado en un árbol cavidad (n=8), por lo tanto, *Se asume que árboles con un DAP de 30 cm tendrían un índice de 0,5 y desde los 50 cm este índice sería óptimo.*	
V3	Densidad de árboles aptos para cavidad.	Nº de árboles con DAP ≥ 30 cm, altura mínima 8 metros, pérdida moderada de tejido fotosintético, árboles en que exista pérdida de parte superior de la copa y presencia de algún grado de deterioro, específicamente estados sanitarios ≥ 2 o regular. Se considera apto ≥10 árboles/há (Marquez et al., 2000). *Se asume que menos de 10 árboles (5-10) tendrán una índice de 0,5 y de 10 árboles en adelante tendrán un índice de 1 (óptimo).*	

	Variable	Características de cada variable	Gráfico disponibilidad
V4	Distancia de cavidad a hábitat de alimentación	Según Ojeda (2004), los carpinteros grandes en el primer período de la crianza se alimentan en sectores cercanos a la cavidad alcanzando distancias de hasta 100 metros. *Se asume que distancias menores a 100 metros de la cavidad deben tener un hábitat óptimo de alimentación (Árboles con infestación de insectos con un DAP promedio de 40 cm y un umbral mínimo de 20 cm de DAP), sobre 100 disminuye gradualmente el índice.*	
V5	DAP promedio o estado seral del bosque	Los carpinteros grandes se alimentan de insectos, los que se ubican preferentemente en árboles adultos. Sin embargo el umbral mínimo de diámetro registrado ha sido de 20 cm, edades inferiores estarían siendo poco utilizadas por la especie. En Alto Huemul se estableció una intensidad media de forrajeo en árboles con un DAP promedio cercano a 40 cm, por lo que este valor se considera como óptimo. *Se asume que árboles con 20 cm de DAP tendrán un índice de 0,8 (ya que árboles de menor DAP también son utilizados pero en porcentaje menor), aumentando gradualmente hasta llegar al óptimo 40 cm.*	
V6	% de árboles infestados por insectos	*C. magellanicus* se alimenta preferentemente en árboles infestados por insectos. Cabrera (1994) y Díaz (1999) citados por Suárez (2003), reportaron niveles de infestación, de taladradores de la madera, de 22,4 % y 43,5% respectivamente, en robles de DAP > 20 cm. *Al no existir más información, se asume que el índice tendrá un valor de 0,8 en porcentajes de infestación > 20% y un valor óptimo con porcentajes > 40%.*	

	Variable	Características de cada variable	Gráfico disponibilidad
V7	% de árboles muertos y o caídos	La especie se alimenta en árboles muertos y/o caídos, además desarrolla despliegues acústicos en ellos. Según Saavedra en Orellana (2000), el hábitat que *C. magellanicus* frecuenta, contiene un 48 a un 70% de árboles muertos y/o caídos. En Alto Huemul, en base al trabajo de terreno se estableció un % de árboles muertos y/o caídos de 44%. *Se asume por tanto que el índice tendrá un valor óptimo entre 40% a 70%, luego disminuye gradualmente. No existe mayor información al respecto.*	
V8	densidad de árboles para alimentación	Zonas para alimentación; áreas de bosque con presencia de individuos muertos en pie o estado sanitario malo (más de 20 individuos por há) (Marquez et al., 2000) con un umbral mínimo de DAP registrado de 20 cm. *Se asume que áreas mayores iguales que 20 árboles por há con DAP > de 20 cm tendrán un índice óptimo. Bajo este valor el índice disminuirá gradualmente.*	
V9	% de cobertura	Vergara y Schlatter (2004), describieron una correlación positiva entre árboles usados para forrajeo y cobertura de dosel. Se plantea que esta influye indirectamente en la especie, por la presencia de insectos, en el resguardo y en su migración local. Según Saavedra en Orellana (2000), frecuenta hábitats con coberturas del 60%. En Alto Huemul las coberturas utilizadas variaron entre 25 a 75%. *Se asume que coberturas ≥ 25% de Nothofagus sp. tendrán un índice de 0.5 y coberturas ≥ que 50% serán óptimas. Bajo este valor disminuye gradualmente.*	

Para obtener el valor del modelo, se deben relacionar las diferentes variables a través de ecuaciones. Se propone como ecuación del modelo para reproducción:

$$(V1xV2xV3xV4)^{1/4} \qquad (1)$$

Se propone como ecuación del modelo para alimentación:

$$V1*\left(\frac{V5+V6+V7+V8+V9}{5}\right) \qquad (2)$$

Se asume en este modelo, al igual que para otros carpinteros (por ejemplo, *Dryocopus pileatus*) que los factores más restrictivos corresponden a los requerimientos reproductivos y al tipo vegetacional, y que el hábitat de alimentación, cobertura y reproductivo, es muy similar, por lo tanto podría aplicarse sólo la ecuación del modelo de reproducción (1), para evaluar el hábitat de la especie. No obstante si el hábitat desea ser analizado sólo como hábitat de alimentación se entrega la ecuación (2) propuesta para tal efecto.

Los criterios de hábitat identificados para desarrollar esta propuesta de modelo fueron usados para modificar el modelo de Orellana (2000). Este modelo no ha sido validado en campo, se han determinado las variables para la especie en base a la información obtenida en el trabajo de terreno y referencias bibliográficas.

5 DISCUSIÓN

El destino de millones de especies y muchos de los mecanismos que sostienen la vida en la Tierra están estrechamente relacionados a las acciones que el hombre realiza, tanto en el ámbito económico, político, como social. En este sentido, las decisiones que en su conjunto tome la sociedad, dirigirán el futuro de la naturaleza, por consiguiente estas decisiones deben estar basadas en sólida información científica (Tabarelli y Gascon, 2005).

A pesar que la conservación de especies amenazadas es considerada por algunos investigadores un objetivo acotado a escalas muy pequeñas, se plantea como una herramienta que puede aportar y apoyar medidas de conservación de amplias comunidades ecológicas. Producto de que si estas especies son bien seleccionadas, incluirían necesidades estructurales y funcionales de comunidades ecológicas completas. En la actualidad, el uso de estas especies coloca mayor énfasis entre las relaciones de los patrones del paisaje y procesos, y los requerimientos de especies y comunidades (Bani et al., 2002). Por ende, para el desarrollo de una propuesta de conservación de una especie animal, es necesario contar con antecedentes, ecológicos, biológicos y sociales que aporten a su conservación. Uno de los factores a tener en cuenta en estas propuestas, son los atributos de hábitat que requiere la especie, principalmente para determinar si un área es apta para ser utilizada por ella (Estades, 2007).

Cabe destacar que al desarrollar esta investigación, se constató el escaso conocimiento existente sobre la especie en estudio, coincidiendo plenamente con algunos autores (Vergara y Schlatter, 2004), quienes plantean que *C. magellanicus* ha sido poco estudiado en comparación a otras especies. Esto dificultaría el planteamiento de medidas de conservación, no obstante, con antecedentes derivados de investigaciones sobre la especie y con los datos obtenidos en el trabajo de terreno, se desarrollaron propuestas, que podrán ir siendo secundadas, modificadas o perfeccionadas, en la medida que se genere mayor información respecto de este carpintero.

Los resultados obtenidos en la investigación de campo, permitieron corroborar la presencia de *C. magellanicus* en Alto Huemul, al igual que los trabajos de Estades y Vukasovic (2007). Ellos establecieron una cantidad aproximada de menos de 50 individuos para la región, siendo el Santuario el área que albergaría el mayor número. Al mismo tiempo, se determinó el amplio uso de esta área por la especie en cuestión, dado por indicios directos (avistamientos), e indirectos como signos de forrajeo, presencia de cavidades y despliegues acústicos (golpeteo y

tamborileo), lo que a simple vista permitiría inferir que la especie desarrollaría todas las actividades que le son inherentes a nivel del área. No obstante, en este estudio no se observaron evidencias de reproducción, dado por señales de presencia de crías, a pesar que se considera que los atributos encontrados en el área son adecuados para su reproducción. Esto podría ser explicado en parte por estudios de Ojeda (2004), quien plantea que este carpintero presentaría un cuidado parental extendido, suprimiendo su propia reproducción en pro de la sobrevivencia de las crías del período anterior.

Se considera de gran importancia determinar si existe reproducción en el Santuario, para establecer si esta área se comporta como fuente o sumidero, ya que al igual que Bull et al., (1990), se piensa que algunos hábitats de carpintero podrían corresponder a sumideros, siendo continuamente ocupados por adultos, pero no cuentan con recursos adecuados para que estos se reproduzcan exitosamente. Este conocimiento permitiría orientar las medidas de conservación, optimizando recursos. Cabe destacar que en uno de los sitios se observó un grupo de tres individuos, lo que haría suponer que formaría parte de un grupo familiar.

Un punto importante a mencionar, que permitiría establecer adecuadas medidas de conservación para esta especie, es que aunque han sido descritos para los carpinteros territorios móviles de forrajeo (Saavedra, 1998), se cree que estos al igual que *D. Pileatus*, el Pito negro (*Dryocopus martius*) y el Pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos lifordi*) podrían mantener territorios fijos de reproducción y crianza (Cárcamo, 2006; Bull et al., 2007). En esta época, estas especies explotan intensamente los recursos cercanos al nido dentro de su área de crianza. A su vez Ojeda (2004), determinó que la pareja de *C. magellanicus* se alimenta hasta una distancia de 100 metros del nido en los primeros estadíos de desarrollo de la cría, alejándose paulatinamente a medida que ésta crece. Esta alta fidelidad al territorio de crianza, se considera de gran importancia ya que justificaría el poder conservar estas áreas reproductivas, estando en conocimiento que el recurso más limitante para la especie son los sitios de nidificación. Por lo tanto, para una conservación a mayor escala, primero es necesario establecer las áreas de reproducción y crianza de *C. magellanicus*, para adecuar las medidas de manejo y conservación, traducidas ya sea en preservación de estas áreas o medidas silvícolas adecuadas como por ejemplo cosecha de retención agregada. La cual se presenta como una alternativa de manejo que mejora la conservación de la comunidad de aves y en especial de especies dependiente de la estructura de los bosques (Lencinas et al., 2009).

Se ha establecido en las especies con alta fidelidad al territorio, que las parejas se mantienen en este, aunque el hábitat haya sufrido una gran alteración, incluso si se transforma en un hábitat subóptimo. Esta respuesta puede traducirse en un menor éxito reproductivo y en definitiva en una detrimento de la población (Cárcamo, 2006; Bull et al., 2007).

Uno de los aspectos fundamentales para la conservación, tanto de la diversidad biológica como de los procesos ecológicos en los ecosistemas forestales, es mantener la complejidad estructural, es decir una estratificación vertical, árboles muertos en pie y troncos caídos, conjuntamente con una heterogeneidad espacial (Franklin y Armesto, 1996; Arroyo et al, 1999). Estas estructuras son inherentes a los bosques maduros, hábitat principal de los pájaros carpinteros (Short, 1970; Saavedra, 1998; Vergara y Schlatter, 2004; Mikusisnski, 2006; Roberge et al., 2008). Todas estas características estructurales, fundamentales para el carpintero grande, fueron visualizadas en este estudio en todos los sitios prospectados, determinándose presencia de árboles vivos (plántulas, brinzales, latizales, fustales), en estado regular (sin parte superior de la copa), muertos en pie, en desmoronamiento y caídos, con diversos estratos verticales, los cuales fueron ampliamente utilizados por la especie ya sea para forrajeo o para desarrollo de cavidades, por lo tanto coincide plenamente con los hábitat descritos para la especie, como para otras especies de carpinteros a nivel mundial en cuanto a estructura.

Según antecedentes de Donoso (1998), los bosques presentes en Alto Huemul, pertenecerían a bosquetes relictos que soportaron la última glaciación, por lo que tendrían un valor ecológico importante ya que pudieron haber sido refugio de vegetación de hace 20.000 años atrás. Este mismo autor describe a los robles en su distribución norte (en Sierras de Bellavista) como rodales coetáneos con la mayoría de los individuos ubicados entre los 15 y 25 cm de DAP y unos pocos individuos viejos de hasta 1 m de diámetro, con alturas que llegan a los 30 metros, contando con un bajo número de brinzales. Los antecedentes recopilados a nivel de área difieren de esta aseveración, ya que se considera en primer lugar a la roblería como un bosque multietáneo y homogéneo, además las alturas difieren en gran medida con el promedio de los árboles registrado en ese estudio, las que fueron bastante menores. Esta diferencia podría explicarse en parte porque se promedió todos los árboles que se encontraron tanto en los transectos como en las parcelas, incluyendo brinzales lo que redujo en gran medida este promedio. Así mismo, la presencia de árboles en cepa encontrados en algunos sitios, principalmente latizales y árboles quemados internamente en todos los transectos realizados,

indica que algunos sectores de la roblería estarían constituidos por bosques secundarios lo que también podría explicar la menor altura registrada en el estudio. A pesar de encontrar estos signos de perturbaciones en el área, dados por su aprovechamiento maderero anterior e indicios de incendios pasados, se pudo apreciar en algunos sitios, robles sobre 25 metros de altura y DAP superiores a 100 cm, junto con plántulas y brinzales de la misma especie, lo que indicaría que este bosque remanente aparentemente tiene capacidad de regeneración y alta resiliencia.

Dadas las características estructurales de este bosque, se puede suponer su utilización por parte de un sinnúmero de especies, muchas de las cuales, ya han sido descritas en el libro rojo de la región de O'Higgins. En terreno se pudo identificar una gran cantidad de estas especies, varias de ellas asociadas a bosque como el concón (*Strix rufipes*), la llaca (*Thylamys elegans*), la cachaña (*Enicognathus ferrugineus minor*), el chucao (*Scelorchilus rubecula*), el gruñidor del sur (*Pristydactylus torquatus*), la lagartija esbelta (*Liolaemus tenuis*) y el peuquito (*Accipiter bicolor*), lo que da relevancia a esta área, ya que han sido catalogadas con algún grado de amenaza a nivel regional y ratifica la clasificación de sitio prioritario de primer orden, apoyando la categoría de área silvestre protegida en la VI región. Así mismo, el concón, la llaca y cachaña son nidificadores de cavidades secundarios, por lo tanto el carpintero los proveería de un recurso limitante (sitios de nidificación y refugio), viéndose estas especies beneficiadas por la presencia y uso de hábitat de la especie en estudio. Por ende, el carpintero grande estaría ejerciendo el rol de especie clave, rol descrito para la mayoría de los pájaros carpinteros (Martin y Eadie, 1999; McBride, 2000; Ojeda, 2004; Mikusiński, 2006).

En Alto Huemul, se determinó que el hábitat del carpintero grande está compuesto por bosques puros de roble, lo que se diferencia de estudios realizados en Nahuelbuta y Tierra del Fuego (Saavedra, 1998; McBride, 2000; Orellana, 2000; Schlatter y Vergara, 2004), corroborando lo descrito por Short (1970) y Rageot y Gedda (1978), quienes plantean que como requisito fundamental o atributo clave, la especie requiere bosques con ejemplares del género *Nothofagus* para desarrollarse. Si bien es cierto que en el área existe una dominancia de roble, cercana a un 99%, y que los indicios de carpintero grande se presentaron preponderantemente en estos árboles, se pudo determinar la utilización de otras especies para forrajeo como maqui (*Aristotelia chilensis*) y lun (*Escallonia revoluta*), en un porcentaje ínfimo (1,5%), lo que podría atribuirse a un forrajeo ocasional u oportunista. No obstante Saavedra (1998), en la zona sur del país, ha descrito el forrajeo de otras especies arbóreas como olivillo (*Aextoxicon punctatum*), tepa (*Laureliopsis philippiana*) y araucaria (*Araucaria araucana*).

En relación a los árboles forrajeados en el área, se estableció que el DAP promedio correspondió a 35,7 cm, siendo la intensidad media de forrajeo asociada a árboles de 40 cm de DAP. Éstos diámetros son inferiores a los encontrados en Tierra del Fuego, en rodales de *N. pumilio* y *betuloides*, con promedios de DAP de 65 y 63 cm respectivamente (Vergara y Schlatter, 2004). A su vez el umbral mínimo promedio (20 cm DAP) descrito por estos autores, es superior a los identificados en este estudio, en donde incluso se registraron rangos mínimos de DAP cercanos a los 4 cm (Tabla A 12, del apéndice). Estos árboles presentaron agujeros de forrajeo en intensidad muy baja, lo que puede explicarse por las características de su corteza, ya que se plantea que éstos árboles presentan una corteza lisa que podría constituirse en una barrera para la infestación con larvas de coleópteros barrenadores, los cuales seleccionan cortezas rugosas para la postura, por lo tanto, árboles de mayor diámetro tendrían mayores aptitudes para la atracción y desarrollo del insecto (Suárez et al., 2005).

Lo anteriormente descrito puede ser ratificado, por la intensidad de forrajeo visualizada en el estudio, en donde se observó que la mayor intensidad estaba relacionada a árboles de mayor DAP, los cuales como se mencionó, son más susceptibles a un ataque de barrenadores y a su posterior reinfestación (Suárez et al., 2005). Esto coincidiría con lo discutido por Vergara y Schlatter, (2004) quienes sugieren en los carpinteros un patrón de reconocimiento de árboles dentro de los territorios de forrajeo, es decir que escogen árboles visitados con anterioridad, y que presentan un patrón de forrajeo selectivo asociado positivamente al DAP y a la cobertura de dosel.

Al analizar el uso del microhábitat por parte de la especie, tanto para forrajeo como para el desarrollo de cavidades, se pudo determinar al igual que González et al. (2001), que esta forrajea en diferentes partes del árbol; tanto en el tronco principal en toda su extensión, como en las ramas de árboles vivos y muertos y en madera caída. No obstante no se avistó a la especie alimentándose en el suelo como fue descrito por estos autores. A su vez los hallazgos casuales de cavidades, permitieron determinar que la mayoría de éstas se presentaron en el tronco principal. A pesar de registrarse la presencia de tres de las especies de pájaros carpinteros descritos a nivel nacional; el carpinterito (*Picoides ligniarus*), el pitío (*Colaptes pitius*) y el carpintero grande, los signos (agujeros de forrajeo y cavidades) identificados en el estudio coinciden con las características físicas, tamaño y patrón de diseño descrito por Rodríguez (2001), por lo que son atribuibles plenamente a esta última especie de carpintero.

En la roblería se encontró un espécimen adulto de *Cheloderus childrenii,* lo que establecería a nivel del área la presencia del mayor ítem de alimentación descrito para la especie. Esta especie de barrenador presenta larvas durante todo el año, por lo que aparentemente se constituiría en un recurso alimenticio disponible para *C. magellanicus*, siendo importante sobre todo en el período invernal (Cabrera, 1997; Suárez et al., 2005).

Los árboles cavidad encontrados en el área no pudieron ser identificados como árbol nido o dormidero. Al determinar las medidas dendrométricas en ellos, se estableció que tuvieron un DAP promedio superior a los árboles utilizados en forrajeo, esto puede explicarse porque el carpintero selecciona árboles para desarrollar la cavidad de un diámetro tal que pueda crear una cavidad que soporte a la pareja y la crianza (Saavedra, 1998; Ojeda et al., 2007). Este DAP promedio cercano a los 63 cm, es similar a los encontrados por algunos autores en *N. antártica* y *N. pumilio* en Tierra del Fuego y en la Patagonia Argentina (McBride, 2000; Ojeda et al., 2007), pero inferior al encontrado por Rodríguez (2001) en P. N. Nahuelbuta en *N. dombeyi*, quien asocia las cavidades de carpintero a árboles con DAP promedio de 82 cm. En tanto el DAP mínimo registrado en Alto Huemul en estos árboles cavidad (n=8), correspondió a 53 cm, siendo muy superior a los umbrales mínimos registrados en los estudios antes mencionados.

Con respecto a la altura de las cavidades, estas tuvieron un promedio de 10,5 metros (rango 8 a 12 metros), encontrándose dentro de los rangos descritos por diversos investigadores (Saavedra, 1998; McBride, 2000; Rodríguez, 2001; Ojeda, 2004; Ojeda et al, 2007). Cabe destacar que han sido descritas alturas inferiores de cavidades, cercanas a los 5 metros, las cuales han sido registradas en la zona austral, tanto chilena como argentina. Esto podría estar asociado a las características de los árboles en esas latitudes, los que tienden a ser más achaparrados debido a las condiciones climáticas. La capacidad de desarrollar las cavidades en altura podría explicarse por un mecanismo de defensa de la especie y de su progenie frente a predadores y además a mayor altura el sotobosque es menos denso lo que faculta al ave a tener mayor libertad de movimiento lo que se traduciría en un menor gasto energético.

Saavedra (1998), plantea que la especie hace sus nidos en árboles muertos o en partes muertas de árboles vivos. Esto coincide con lo registrado en este estudio en donde la mayoría de las cavidades se presentaron en árboles considerados en estado regular (copa quebrada) y mal estado, es decir muertos en pie (grados 2 y 5 respectivamente). Sin embargo, no se puede deducir el estado sanitario del roble cuando éstas fueron construidas. En base a referencias

bibliográficas se considera que estos árboles deberían haber tenido un substrato interno suave (un grado de pudrición) para permitir la excavación, lo que se presenta generalmente en árboles de mayor edad. No obstante, Ojeda et al., (2007), plantean que los carpinteros no seleccionan árboles cavidad por edad, ni por diámetro, sino que responde más fuertemente a otros atributos como muerte de la copa y declinación del vigor. Esto cambiaría la visión de manejo mantenida por los investigadores de carpinteros quienes sostenían la idea de la mantención de árboles viejos, muertos en pie, en decadencia y tocones para la conservación de esta especie.

Se presupone, que en la actualidad la roblería estaría soportando a una población de carpinteros, no obstante se requieren estudios para determinar si esta es una población viable, determinar la calidad del hábitat y la capacidad de carga del área. En la actualidad no existen datos concretos respecto del área requerida para la mantención de una población viable de esta especie, sin embargo se considera que aunque puede ser visto en pequeños fragmentos de bosque, requiere que estos se encuentren cercanos y que contengan grandes árboles en pie, para sustentar una familia (Willson y Armesto, 2003), por lo tanto se hace necesario determinar, cuan aislado se encuentra el santuario, lo que frente a un impacto severo podría provocar la extinción de la especie de su límite norte de distribución andino.

Rageot y Gedda (1978), plantearon hace dos décadas, que las causales de alteración del hábitat del carpintero han modificado la distribución que originalmente tuvo. Debido a ello, las poblaciones más importantes de esta especie se encuentran relegadas a sectores cordilleranos poco accesibles y reducidos. Esto concuerda con Pechacek y d'Oleire-Oltmanns (2004), quienes plantean que el hábitat óptimo de *P. tridactylus* en Europa central, parece estar limitado a reservas naturales o a áreas montañosas remotas que son difíciles de alcanzar. Esta limitación aumenta el riesgo de la población a declinar, perder los rangos y aún a extinciones de poblaciones locales. Para mantener poblaciones viables de *C. magellanicus*, las estrategias de conservación necesitan estar enfocadas en los requerimientos de área de la especie y en los mecanismos que afectan su selección de hábitat en diferentes escalas, tanto temporal como espacial.

En la actualidad, al analizar el escenario del hábitat que estaría ocupando *C. magellanicus* a escala nacional, se observa que estaría enfrentando tres tipos de áreas; las protegidas estatales, las protegidas privadas y las netamente productivas, entendiendo que la percepción de dichas áreas es realizada con un sentido antropogénico. Por lo tanto para una conservación exitosa global a nivel del país es necesario poder integrar estas áreas a nivel de paisaje, lo que

también puede desarrollarse a una escala menor, como la escala regional. Se concuerda en parte con lo planteado por Mella y Simonetti (1994), quienes sugieren la importancia de proteger ecosistemas boscosos prístinos en el SNASPE, para evitar la pérdida de especies. No obstante en el caso del carpintero grande, dado sus requerimientos y su estrecha asociación a bosques maduros, se reconoce la importancia de mantener además una conectividad entre estas distintas áreas boscosas que otorguen los requerimientos necesarios ya sea para reproducción o alimentación de la especie. Por lo tanto al igual que Simonetti (1998), Armesto et al., (2007), y Estades (2007), se considera que las áreas privadas (protegidas o productivas), pueden adquirir un rol relevante en la conservación de la naturaleza, siendo coadyuvantes del SNASPE, facilitando el flujo de genes, transformándose en una extensión del hábitat, y reproduciendo atributos claves.

De este modo, las áreas del SNASPE con los atributos adecuados, se constituirían en grandes refugios para la especie, pudiendo comportarse principalmente como áreas fuente. A su vez las áreas protegidas privadas, dependiendo de su superficie y atributos, podrían constituirse en refugios y nexos entre áreas de reproducción o de alimentación. Y en último término, las áreas productivas podrían contribuir a la conservación, constituyéndose en corredores entre diferentes áreas. Estos roles de las áreas son de vital importancia para la especie, ya que los adultos generalmente se mantienen en sus territorios, no obstante los juveniles requieren de áreas y corredores adecuados fuera de las áreas de crianza para su dispersión y mantención de la población (relevo poblacional), al igual que lo visto en *D. Leucotos* y *D. Martius* (Cárcamo, 2006). Para que estas áreas cumplan estos roles es necesario por ende, el poder contar con manejos adecuados y redes de apoyo de los diferentes actores estratégicos, en donde los propietarios privados cumplen un rol fundamental.

En Chile, la reducción de la población de carpintero grande ha sido asociada a la alteración del hábitat. Según Bermúdez (2007), los bosques de la zona donde se enmarca el Santuario han sido intervenidos históricamente por el hombre para la obtención de leña y carbón, además han sido usados como zonas de pastoreo y las roblerías han sufrido numerosos incendios forestales. Por lo tanto, se considera al igual que Estades y Vukasovic (2007), que las mayores amenazas para los carpinteros en este Santuario se relacionan con factores que producen degradación y fragmentación de su hábitat. En este sentido, se concuerda con estos autores que los incendios y la explotación del bosque (relacionado a una potencial desafectación del área), podrían traducirse en la eliminación de la especie de la región. Así mismo la reducción y

posterior desaparición de esta especie, podría conducir a la reducción de otras especies dependientes de los recursos otorgados por el carpintero, y generar una extinción en cascada (Bull et al., 2007).

De los cinco factores de riesgo para la especie identificados en el área; invasión de especies exóticas, recolección y/o corta de leña, creación de proyectos de infraestructura, cambio de estado de protección del área (desafectación) e incendios, los tres primeros se consideraron de bajo impacto en el corto plazo. Cabe destacar que estas amenazas consideradas leves, podrían cambiar su estado si no se desarrollan medidas de control en el corto o mediano plazo.

La consideración del pino como amenaza, se plantea debido a su capacidad de adaptación y a su eficiencia colonizadora, que se traduce en un desplazamiento de comunidades de plantas nativas, afectando la integridad de los sistemas naturales. En este sentido, los fragmentos nativos que ponen resistencia a la invasión de pino, son los fragmentos con doseles densos, ya que esta especie exótica es intolerante a la sombra. Esto fue corroborado por el avistamiento de ejemplares de pino en áreas abiertas en el sector norte del santuario. Esta especie, llega a ser reproductiva aproximadamente a los 5 años de edad, pudiendo los individuos dispersar semillas por 20 años (Bustamante et al., 2003).

Con respecto a la presencia de animales de veranadas, se plantea que estos pueden provocar un efecto considerado menor, no obstante, es una presión periódica que se traduce en pisoteo y eventualmente daño en plantas jóvenes por traslado de animales y consumo, alcance a fragmentos de bosque más prístinos y potencial traslado de especies de flora alóctonas. Especies menores asilvestradas que pudiesen ser agente de daño en el área, corresponderían a lagomorfos. A pesar que se asocian a áreas más abiertas, se identificaron ejemplares y fecas en bordes de la roblería. No obstante el daño en las plántulas de roble puede ser menor, debido a la gran disponibilidad de alimento. Sin embargo, según Iriarte (2002), las áreas con gran presencia de liebres muestran una nula o escasa actividad regenerativa del bosque nativo y en áreas que han sufrido el impacto de incendios, no existiría el prendimiento de vegetación nativa. En tanto para los conejos, estudios desarrollados en el bosque esclerófilo de Chile Central indican que el daño que producen puede ser significativo, ya que cuando escasean las hierbas, éstos consumen arbustos y ramonean sus plantas (Simonetti y Fuentes, 1983 citados por Iriarte, 2002).

En relación a la amenaza de recolección y/o corta de leña, se ha establecido que esta debe regularse, ya que en su mayoría los árboles cortados corresponden a árboles muertos en pie, los que son utilizados por la especie para alimentación. Al respecto, según Cárcamo (2006), en Navarra, *Dendrocopos leucotos,* se ha visto afectado por cortas sanitarias, correspondientes a extraer los árboles en estados regulares, enfermos o moribundos. Considerándolas una grave amenaza sobre todo para las especies con estrictos requerimientos ecológicos.

Se considera a la desafectación potencial e incendios forestales en el Santuario de la Naturaleza, de gran relevancia ya que pueden afectar a una gran extensión de territorio, produciendo un gran impacto en *C. magellanicus*, ya que es la única área de importancia en la región para la especie en estudio y una de las pocas catalogada como sitio prioritario de primer orden a nivel regional. Cabe destacar que esta área era explotada forestalmente antes de ser adquirida por los actuales propietarios, lo que pudo ser visualizado en terreno por el avistamiento de rumas de madera, grandes árboles cortados y robles en cepa.

El fuego ha sido usado históricamente como una herramienta de manejo, el cual es ampliamente utilizado tanto en nuestro país como a nivel mundial, siendo considerado un factor de gran transformación medioambiental (Kalabokidis et al., 2002; Chuvieco et al., 2009). A su vez los incendios forestales, producen consecuencias físicas, ecológicas, biológicas, medioambientales y sociales, tanto a nivel local como global (Jaiswal et al., 2002). Por este motivo, la prevención de incendios es una meta importante en conservación. Dentro de la prevención, uno de los factores críticos corresponde a evaluar el riesgo de incendio en un área, para esto, se requieren herramientas objetivas de planificación (Chuvieco et al., 2009); por ejemplo, el mapa de riesgo de un área dada.

El mapa de riesgo de incendio del Santuario, da directrices de las zonas críticas para este factor en el área. En base a las variables escogidas, se observó que esta área presenta un riesgo extremo ínfimo, menor a 1%. No obstante si reunimos el riesgo medio con el alto, se obtiene un porcentaje de un 35% de riesgo, el cual estaría asociado preponderantemente al factor humano. Esto nos permite inferir que las estrategias de prevención de incendios deben enfocarse y ser ajustadas al tipo de usuario del área.

Al ser esta un área aislada se producen dos fenómenos contrapuestos en relación al potencial desarrollo de incendios. Uno, es el estar aislado de asentamientos humanos permanentes, lo

que la alejaría de la principal fuente de ignición; pero a su vez, este aislamiento y la amplitud del área, impide una adecuada vigilancia y control frente a la presencia de un incendio.

Se considera adecuado el método utilizado para la elaboración del mapa de riesgo, ya que entrega en forma rápida información de área críticas, pero se establece que este puede ser complementado con la incorporación de variables dinámicas como clima, vientos, historia de incendios, entre otros. Además se concuerda con los planteamientos de Abarca y Quiroz (2005), que los resultados del modelo cartográfico pueden ser apoyados por la interpretación de imágenes multitemporales de sensores remotos, imágenes satelitales, etc.

Para el uso de una especie en proyectos de conservación; y en la gestión y manejo de los recursos, es necesario conocer los requerimientos de hábitat y uso de los recursos por parte de la especie, así como de las especies asociadas (Litvaitis et al., 1994). Una herramienta práctica que es factible de utilizar para analizar hábitat para una especie, corresponde a los modelos de adecuación de hábitat (HSI), cuyo propósito es el de cuantificar numéricamente la calidad de hábitat de fauna silvestre. Estos predicen la disponibilidad de hábitat que se supone está relacionada a la probabilidad de la presencia de la especie, densidad de población o viabilidad poblacional (Dijak y Rittenhouse, 2009).

Al desarrollar la propuesta de HSI para el área se determinó modificar el único modelo existente para la especie, desarrollado por Orellana (2000), agregando nuevas variables. Las variables propuestas se consideraron en forma separada, tanto para el hábitat de reproducción como de alimentación, debido a los requerimientos más exigentes para el primero, asumiendo que los factores más restrictivos corresponden a los requerimientos reproductivos y al tipo vegetacional, no obstante se consideran ambientes estrechamente relacionados. En este sentido Azevedo et al., (2000), estipulan que la presencia de árboles cavidad es el principal factor para la mantención de la población de *Picoides borealis* y la fragmentación de los hábitats de forrajeo tiene mucho menos impacto.

Las variables más restrictivas correspondieron a: tipo vegetacional, ya que *C. magellanicus* se asocia preferentemente a *Nothofagus* sp. coincidiendo su distribución geográfica con la distribución de esta especie arbórea. DAP, ya que tanto para el desarrollo de cavidades como para forrajeo la especie utiliza en mayor medida árboles de gran diámetro. Densidad de árboles con DAP apropiado para nidificar, uno de los requerimientos más restrictivos, ya que esta

densidad limitaría las poblaciones. Distancia de cavidad a hábitat de alimentación, ya que en las primeras etapas de crianza requiere de hábitat de alimentación cercanos a las cavidades, (áreas fijas de reproducción y crianza)

Se considera necesario crear a nivel nacional un grupo de trabajo permanente, que genere información y difunda las medidas silvícolas tendientes a conservar el hábitat de la especie y sea el ente encargado de generar los nexos y las redes de apoyo con los privados. Es primordial el establecer estas redes de apoyo entre entidades gubernamentales y los privados, ya que estos, generalmente tienen diferentes metas y objetivos, en cuanto al manejo de tierras. Y como se mencionó con anterioridad y secundando lo planteado por Simonetti et al., (2002), la cooperación público privada es indispensable para lograr una conservación efectiva de la biodiversidad y de sus beneficios. Esto se logra incorporando tierras privadas, las cuales permitirán la conservación de mayor número de especies y la mantención de poblaciones.

Finalmente, se plantea al igual que Tabarelli y Gascon (2005), que la ausencia de legislaciones que unan los avances de la ciencia con las políticas y regulaciones que gobiernan el uso de la tierra y el desarrollo económico, conducirá al colapso de cualquier estrategia de conservación.

6 PROPUESTA DE CONSERVACIÓN Y GESTIÓN

Primero, es necesario entender que los servicios que las áreas silvestres entregan, van más allá de los usuarios directos del área y los habitantes cercanos, extendiéndose mucho más allá de los límites de un predio determinado (Arroyo et al., 1999). Por ejemplo, las reservas boscosas, juegan un rol importante en la mantención de la biodiversidad y en el almacenamiento de carbono, en la sustentabilidad a nivel de paisaje y protegiendo cuencas hidrográficas, además entregan múltiples beneficios que pueden ser sustentados en los usos no extractivos (Donoso, 1998; Arroyo et al., 1999; Bauhus et al., 2009).

Se diseñó una propuesta de conservación para la especie, en el límite norte de distribución, analizando los diversos factores involucrados en su conservación, además de los antecedentes obtenidos a nivel de área y el plan nacional de conservación, y se ajustaron a la problemática local. Esta propuesta cuenta con medidas y acciones a nivel local (del Santuario) y medidas generales que apoyan el plan de conservación diseñado para la especie en el año 2005. Abarca diferentes ámbitos y para su cumplimiento se sugiere el establecimiento de medidas de investigación, difusión, educación ambiental, capacitación, formación de redes de cooperación, prevención, control y monitoreo.

6.1 Medidas locales, a nivel del Santuario

Se relacionan con la información obtenida sobre atributos de hábitat, las amenazas o riesgos detectados en el área y los actores estratégicos. La propuesta se orientó a impactos posibles de prevenir, manejar o controlar, dejando de lado las grandes perturbaciones naturales.

Como esta área corresponde a un Santuario de la Naturaleza, no existe manejo productivo en él, no obstante las actividades no productivas que se realizan en el área, tendientes principalmente a la recreación, descanso e investigación, etc., originan de igual forma un impacto, por consiguiente se considera pertinente que estas actividades deban estar normadas por un reglamento interno del área o protocolo de ingreso, el cual debería estar regido por un plan de manejo.

Debido a la importancia del área, siendo inclusive catalogada como sitio prioritario de 1° orden a nivel regional, como primera medida se sugiere mantener el estado de Santuario o algún otro estatus de protección identificándola como “área silvestre protegida”, que permita mantener el área a futuro, para su conservación. Conjuntamente se plantea la posibilidad de difundir a la ciudadanía en mayor grado, la importancia del carpintero grande y su hábitat, tendiente a aumentar su conocimiento y valoración, y las posibilidades de apoyar las distintas medidas de conservación tanto en el ámbito regional como nacional.

Para un exitoso desarrollo de medidas de conservación, se proyecta el establecimiento de un protocolo de trabajo, con el establecimiento de objetivos de conservación y evaluación del cumplimiento de las metas. Para esto, se sugiere que exista un encargado medioambiental, dentro del directorio del área o externo a él. El cual deberá velar por el cumplimiento de los objetivos de conservación, establecer medidas de contingencia frente a la presencia de impactos en el área y establecer redes de cooperación, entre otros.

6.1.1 Propuestas en relación a atributos de hábitat

Se considera de importancia para *C. magellanicus*, tanto el grueso de la roblería, correspondiente aproximadamente a 3.000 há, como fragmentos dispersos de *Nothofagus sp*. que permitirían alimentación y posible migración de individuos entre parches de bosque.

Ya que se plantea que la remoción de árboles viejos, muertos en pie y caídos puede llevar a la desaparición de una serie de especies especializadas en bosques, como los pájaros carpinteros (Franklin y Armesto, 1996) y en vista de los antecedentes recopilados a nivel de terreno se propone que los fragmentos de bosque con presencia de *Nothofagus sp*. que contengan árboles con DAP superior a 20 cm, tanto vivos como muertos deben mantenerse para alimentación de la especie.

Árboles con cavidades, nuevas o antiguas de carpintero grande deben ser mantenidas para el resguardo o para la nidificación de la especie en estudio, u otras especies consideradas usuarios secundarios, registradas en el área (Tabla A 13 del apéndice). Estas cavidades características de la especie, pueden encontrarse tanto en árboles vivos como muertos, preferentemente a una altura de 8 metros o más. Al respecto se sugiere capacitar a los cuidadores del Santuario con respecto a este tema.

Existen pocos antecedentes de densidades de cavidades para la especie. Aparentemente los ejemplares de carpintero grande, realizan una búsqueda de árboles aptos para la elaboración de cavidades en base a prueba y error. Aquellos árboles con condiciones para desarrollar una cavidad serán seleccionados y utilizados por los individuos, pudiendo existir varias de estas en un mismo árbol o en árboles cercanos. Se sugiere por lo tanto desarrollar estudios en el área con respecto a densidad de cavidades, para determinar cuántos árboles aptos para nidificar (árboles con un DAP adecuado para la elaboración de una cavidad y mantención de una familia) por hectárea requiere una pareja.

En tanto, sectores con presencia de cavidades, deben ser resguardados y dejados como zonas intangibles, las cuales deberían ser visitadas sólo para monitoreos. Debido a que ha sido descrita en algunas especies de carpinteros la fidelidad al territorio reproductivo, por consiguiente tendrían áreas fijas de reproducción y nidificación. En consecuencia si estas áreas fueran alteradas, podría afectarse el éxito reproductivo y en definitiva a la población local.

En base a antecedentes del área y de referencia bibliográfica, se asume que árboles con DAP ≥ 30 centímetros con pérdida moderada del tejido fotosintético y con presencia de algún grado de deterioro deberían ser atribuibles a potenciales árboles cavidad. Por lo tanto, se propone la mantención de estos árboles en el área. Conjuntamente, es necesario contar con un hábitat de alimentación aledaño a éstos árboles, el cual debe contar con ejemplares arbóreos adecuados para forrajear; árboles en distinto estado sanitario, con infestación de insectos taladradores de la madera en grado diverso, en una superficie no inferior a 100 metros en la primera etapa de crianza. En consecuencia, no debería retirarse ningún roble considerado moribundo o muerto en pie y/o caído o infestado por insectos, en un radio menor igual que 100 m desde árboles cavidad, ya que estos son utilizados para alimentación por la especie en la reproducción.

No hubo evidencia de reproducción en el área, a pesar que se divisaron cavidades y un grupo de tres individuos en una ocasión. Si consideramos a este grupo como una familia, podríamos suponer que existiría reproducción, siendo esta una potencial área fuente, por lo tanto se cree relevante el poder desarrollar estudios en base a reproducción, áreas de nidificación, capacidad de carga, densidad y abundancia de población, aislamiento del área, determinación de calidad de hábitat, entre otros. Conjuntamente, se sugiere mantener un protocolo de monitoreo de hábitat y de la población local para determinar tendencias (reducción, aumento) y con esta información poder tomar las medidas de manejo respectivas.

Se ha descrito que la especie puede migrar localmente, si es que existe una continuidad de dosel arbóreo (alcanzando distancias de dispersión ~ 5 kilómetros). Por lo tanto, se plantea que el fragmento de bosque de 3.000 há de Alto Huemul, debería mantener una continuidad con respecto a fragmentos de *Nothofagus sp*. ubicados más al sur, para no constituirse en una isla. En este sentido, se requiere de la cooperación de actores privados, de predios aledaños, quienes deberían ser concientizados para mantener corredores de hábitat o áreas trampolín (stepping stones), dada por un dosel en el estrato superior, que permita el desplazamiento de la especie a áreas cercanas, y un flujo continuo de genes entre distintas áreas y poblaciones. Estos corredores pueden estar ubicados en quebradas o como vegetación ripariana que cuente a lo menos con latizales de algunas especies arbóreas, preferentemente *Nothofagus*.

6.1.2 Propuestas en relación amenazas

Históricamente las acciones de conservación han sido reactivas, sin embargo se considera que estas deberían ser mucho más proactivas (Tabarelli y Gascon, 2005). De este modo, en vista de las amenazas o riesgos que se han detectado en el área, se sugiere desarrollar medidas preventivas que disminuirán los costos de manejo y control una vez presentadas.

6.1.2.1 Invasión de especies exóticas

Este riesgo se consideró en el corto plazo como un impacto leve, no obstante deben tomarse las medidas de manejo pertinentes para mantenerlas bajo control en el corto y mediano plazo.

En el área norte del predio se observaron ejemplares de pino, los cuales debido a su potencial invasivo deben ser eliminados. Para una eliminación gradual o ecológica, es decir que no cause un gran impacto (visual o físico) en el área aledaña por su caída o corta, se desarrollarán técnicas silvícolas adecuadas. El propósito es que los ejemplares de pino, puedan ser controlados y de esta forma se potencie a los brinzales y latizales de roble y otras especies nativas. Para el control de esta especie exótica se plantean técnicas silvícolas adaptadas de diferentes autores (Vita, 1996; Pariona et al., 2001; Fitzgerald, 2007), diferenciadas por edad o DAP de individuos, principalmente medidas mecánicas que serán aplicadas en base al diámetro del pino. Estas corresponderán a extracción y anillamiento.

La extracción se propone vía manual, desde la raíz en las plántulas de *P. radiata* y los árboles jóvenes de hasta 2 metros de altura. Se desarrollará manualmente, tirando a la planta desde su

tallo. En renovales más enraizados, donde no se pueda aplicar lo anterior se procederá a utilizar una pala para el corte de sus raíces. Además se propone cortar el ápice de los individuos que queden en pie, para asegurar la muerte paulatina de ellos. Como los ejemplares extraídos serán menores a 5 años de edad, estos no serán semilleros por lo que se propone dejarlos en terreno como materia orgánica.

La otra medida a aplicar corresponderá al anillamiento del pino, la cual busca la muerte en pie de los individuos. Consiste en rodear el tronco del pino, en toda su circunferencia, con cortes que seccionen su corteza y el cambium profundizando hasta las primeras capas de albura, para producir la muerte del árbol por impedir el paso de elementos nutritivos. Este procedimiento debe realizarse con hacha o machete y se recomienda cortar bandas anchas (mayores a 10 centímetro de ancho) a una altura inferior a 1 metro del suelo. En este caso el árbol pierde la copa y se deteriora paulatinamente antes de caer lo que reduce el impacto en los árboles del estrato inferior.

Se propone realizar esta técnica en individuos adultos de pino, debido a que la corta y remoción de ellos podría dañar la vegetación nativa circundante y producir un gran impacto visual, además se considera una medida ecológicamente más favorable que una exposición repentina (Lamprecht, 1990). Por otro lado, el árbol muerto en pie o los troncos caídos constituyen una fuente de nutrientes a largo plazo y un reservorio de nitrógeno y carbono importantes para el ecosistema, además que aporta a la heterogeneidad estructural del hábitat.

Luego de las técnicas silvícolas aplicadas, debería existir un plan de monitoreo ya que es fundamental que las prácticas de manejo a realizar estén asociadas a un programa periódico de revisión y evaluación de los resultados esperados. Además la potencial fuente de semillas se encuentra en el límite norte del área, en uno de los predios vecinos separado del área por el río Claro, por lo tanto se considera pertinente desarrollar un plan de seguimiento tanto de los individuos manejados silvícolamente, como de futuros establecimientos de plántulas de pino.

No se propone el uso de ningún tipo de pesticida, herbicida o tóxico que pudiese alterar, ya sea el ítem alimenticio o el hábitat en sí de la especie en estudio.

Por otra parte, el manejo sobre los animales exóticos presentes en el área, se considera difícil de desarrollar, ya que la mayoría de estos son animales de paso a las veranadas. Sin embargo,

pueden aplicarse medidas preventivas, tendientes a reducir los impactos en el área. Como medida de prevención, se aconseja difundir información referente a la no introducción y mantención de animales exóticos en forma deliberada, anexos a los tradicionales de veranadas, que pudiesen dañar la regeneración del bosque de roble y a especies dependientes de ellos como ciervos, cabras, jabalíes, etc.

El daño a la roblería desarrollado por los animales de las veranadas, se considera menor en el corto plazo ya que el consumo de plántulas y brinzales aparentemente no estarían sufriendo daño severo, permitiendo el establecimiento y recambio de individuos. Esto se postula por la cantidad observada de tales estados serales en los distintos sitios prospectados. No obstante sería necesario poder determinar el daño real a la roblería con establecimiento de parcelas de exclusión.

Una medida de control posible de aplicar para evitar el daño a los estados serales menores, correspondería al compromiso del retiro total de los animales por cada grupo de arrieros, actividad que se torna difícil por la topografía del área y el desplazamiento de los animales. Cabe destacar, que los encargados de los animales luego del retiro del ganado vuelven al lugar en busca de animales rezagados, no obstante generalmente quedan algunos ejemplares desvinculados del grupo, que se mantienen durante el invierno en el área, siendo un número muy bajo.

En relación a los animales asilvestrados, como conejos y liebres, que pudiesen dañar la vegetación, se considera relevante el mantener a sus depredadores nativos en el área, difundiendo información respecto de su importancia y rol ecológico, a los distintos tipos de usuarios del área.

6.1.2.2 Recolección y/o corta de leña

Actividad que se desarrolla para el servicio de calefacción y preparación de alimentación, tanto de visitantes (en sitios de camping) como de cuidadores.

Al analizar esta amenaza, y la utilización por parte de la especie de madera muerta en pie y/o caída para alimentación, se sugiere como medida de prevención la difusión de información a los usuarios (visitantes, turistas, arrieros) del uso controlado de madera nativa, a través de folletos

y/o comunicación verbal directa de los encargados del área (en la actualidad cuidadores). Los usuarios deberán regirse por reglamento o protocolo de ingreso difundido en el área de control, en el cual quedará estrictamente prohibida la corta de árboles por parte de los usuarios comprometiéndose a la utilización exclusiva de la madera entregada por los encargados del área.

Se sugiere como medida de control para reducir el impacto sobre el bosque, el uso de energías alternativas. A pesar que estas energías tienen un costo mayor para el usuario, en el largo plazo permitirán una mayor conservación del hábitat del carpintero grande y del Santuario. En este sentido, una de las alternativas a considerar en las construcciones desarrolladas (casas de cuidadores) y por desarrollar (aldea de alta montaña) en el predio, consistirían en la aplicación de estas energías alternativas, como por ejemplo la utilización de paneles solares u otra de menor costo. De este modo se reduciría el impacto de la corta y recolección de madera muerta en pie y árboles en estado regular de la roblería, utilizados por la especie para alimentación y nidificación, sólo a los sitios de camping en el período de primavera-verano, proponiendo además en los camping, el uso de implementos que reduzcan el uso de madera, por ejemplo gas.

Se deberá llevar a cabo un monitoreo periódico del área, para verificar el correcto uso de la madera, la potencial corta de árboles y la utilización de implementos por parte de los usuarios del área.

6.1.2.3 Creación de proyectos de infraestructura

Cada proyecto a desarrollar en el área, deberá contar con las autorizaciones respectivas de los organismos pertinentes y aplicar medidas de manejo tendientes a disminuir el impacto sobre *C. magellanicus* y su hábitat.

En el caso de la aldea de alta montaña proyectada, deberán desarrollarse medidas de prevención y control en las etapas de construcción y habilitación del proyecto. En la primera de éstas deberá existir manejo de contaminación ambiental, prohibiciones de cortas innecesarias, control de basuras; de desechos sólidos, líquidos y químicos, control de ruidos, y protocolos de contingencia frente a la presencia de estos impactos. En la segunda etapa, además de las medidas antes descritas, deberá existir un manejo sustentable de la energía, evitar la

contaminación acústica en el área de la aldea y en la roblería, sobre todo en el período reproductivo, no utilizar ningún tipo de pesticidas o agentes químicos que pudiesen alterar a la especie en si o a su ítem alimenticio principal (los insectos). Además en ambas etapas mantener una prevención de potenciales incendios. Conjuntamente se propone desarrollar un seguimiento periódico de los aspectos antes mencionados.

6.1.2.4 Desafectación del área

Se considera relevante, como se mencionó con anterioridad, mantener el estado de protección del área (Santuario de la Naturaleza, decretado como tal mediante D.S. N°572 de 1996) dada su importancia. Asimismo se sugiere fomentar la investigación en pro de generar mayor información que apoye la calificación de sitio prioritario de primer orden y su estatus de Santuario de la Naturaleza.

6.1.2.5 Incendios

Un denominador común en la transformación de los bosques ha sido el uso del fuego. Los bosques chilenos salvo raras excepciones, no serían ecosistemas afectados en forma frecuente por fuegos naturales, por lo que en la mayoría de los casos los incendios se atribuyen a causas antrópicas (Veblen et al., 1999b citado por Le Quesne, 2002).

En este estudio, los posibles focos estarían asociados a la presencia de humanos, por lo que se requieren medidas preventivas en el ámbito de la difusión de información, educación ambiental y capacitación y medidas de control, con un protocolo de acción, donde esté establecida la coordinación con distintos estamentos (brigadas de incendio, CONAF, predios aledaños, etc.). Además se hace perentorio el monitoreo (vigilancia temprana) de las zonas de riesgo establecidas en el área (camping, caminos, zonas de arrieros, aldea de montaña, etc.) en donde pudiesen existir focos de incendios. Esta vigilancia en una primera instancia deberá ser desarrollada por los cuidadores del área. Por lo tanto, un aspecto importante a considerar es la capacitación de los cuidadores en distintos ámbitos, principalmente en la aplicación de medidas de contingencia en caso de presencia de incendio.

Dentro de los aspectos a considerar en el área para la conservación de la especie y advirtiendo que la mayoría de las amenazas pasa por el factor humano, es necesario definir usuarios tipo (informados y no informados; dentro de estos turistas, arrieros, investigadores, escolares), para

determinar estrategias de comunicación, de información y difusión. Además se sugiere la aplicación del protocolo de ingreso con instrucciones de uso del área para el usuario, en donde se explicite, el correcto uso del fuego y las áreas permitidas para esto.

6.2 Actores relevantes

En cuanto a los actores identificados a nivel del área, se plantea que deberán existir instancias de reunión, con desarrollo de trabajos de conocimiento, información y difusión de la especie en sí y de su potencial conservación, con la finalidad de la formación de redes de cooperación y compromiso de interacción en diferentes aspectos; investigación, legislación, técnicos, etc. que pudiesen orientar y apoyar en las medidas de conservación propuestas para la especie.

Como un recurso de apoyo a la conservación en el área, se plantea la posibilidad de la creación de un centro de interpretación ambiental en el lugar de ingreso. Este permitirá la difusión de información y educación ambiental a personas de diferentes edades de la localidad y/o usuarios del área, basados en la importancia del área como sitio prioritario, como hábitat de especies nativas, como hábitat de carpintero grande, entre otras.

Todas las medidas antes descritas deberán ir siendo evaluadas para establecer modificaciones a los objetivos y a las medidas planteadas, en base a la incorporación de nueva información (manejo adaptativo).

6.3 Medidas generales

Las medidas generales propuestas en este estudio, apoyan el plan de conservación de la especie y fueron desarrolladas sobre la base de una escala espacial mayor (regional o nacional). Debido a la importancia de *C. magellanicus*, CONAF en el año 2005 tomó a su cargo el plan de conservación de la especie, donde se plantean líneas de acción y propuestas generales a desarrollar en el ámbito nacional.

Es necesario poder establecer el escenario actual en el que está presente el carpintero grande, para desarrollar medidas de conservación. Según la escala a la cual se trabaja (local, regional o

nacional) se podrían identificar a nivel de paisaje las potenciales áreas fuente, y determinar su grado de aislamiento, con la finalidad de destinar en el corto plazo los recursos a recuperar áreas cercanas, a través de redes de conectividad para sustentar poblaciones, posteriormente y dependiendo de los recursos, se podría trabajar con áreas más aisladas (Azevedo et al, 2000).

Para la aplicación de cualquier estrategia de conservación de la especie es necesario, en primera instancia, el contar con un grupo de trabajo permanente, el cual debería formar vínculos de apoyo entre las distintas áreas protegidas estatales y sus actores estratégicos.

Tanto para las áreas protegidas privadas como para las de uso netamente productivo, se plantean algunas medidas que apoyan la conservación de la especie, sugiriendo prácticas de manejo que permitirán mantener poblaciones viables. Para esto se describen las principales medidas de manejo y gestión, que se complementan con las desarrolladas por Willson y Armesto, (2003), Tabarelli y Gascon, (2005), Cárcamo (2006), Garmendia et al., (2006).

- Mantención de fragmentos de bosque. Es necesario determinar el área mínima y ámbito de hogar de la especie, para establecer tamaños de fragmentos requeridos para la mantención de poblaciones viables. Se ha observado que la especie a pesar que usa fragmentos pequeños, ya sea para dispersión o alimentación, para sustentar una familia requeriría de fragmentos de un tamaño adecuado. Al no existir antecedentes al respecto y siendo descrito en fragmentos de 20 hectáreas y no menores, se asume este tamaño en primera instancia estableciéndose que se requieren estudios al respecto.

- Mantención de corredores de vegetación, ya sea en forma continua o como trampolines o stepping stones (a distancias ~ a 5 kilómetros). Como la dispersión de individuos es crítica para la mantención de poblaciones, la conectividad espacial y funcional debería promoverse en este tipo de áreas. Por ejemplo, mantener vegetación de quebradas, ripariana, etc. que tengan continuidad en el dosel con presencia al menos de latizales, preferentemente de *Nothofagus* sp.

- Planificación de prácticas de cosecha, (Bauhus et al., 2009; Lencinas et al., 2009), planificando la cosecha con retención variable, preferentemente agregada en donde exista retención de parches de árboles nativos entre áreas cosechadas (distancias menores a 5 km) que incluyan árboles muertos en pie, de edad avanzada o en decadencia, con pérdida del tejido fotosintético y vivos para el reemplazo. Se aconseja dejarlos en grupos o en ubicaciones poco

susceptibles frente a impactos, al menos durante un ciclo de rotación completo (Franklin y Armesto, 1996; Armesto et al., 1999; NRCS, 2002). Estos mantendrían la conectividad del hábitat y pasarían a constituir refugios. Al respecto, en estudios desarrollados para *D. Pileatus* el éxito de nidificación se relacionó positivamente con rodales no cosechados y doseles cerrados y se correlacionó negativamente con la cantidad de área cosechada (Bull et al., 2007). Estudios de Vergara y Schlatter (2006), plantean que la retención en bosques con estructura simple y en climas rigurosos, debería involucrar grandes áreas sin disturbios (sobre un 20%), en orden a mitigar los efectos negativos en aves especialistas de bosque.

Según NRCS (2002), recomendaciones de manejo de hábitat para especies como *D. Pileatus,* de tamaño similar a *C. magellanicus*, sugieren mantener áreas como reservas, sin cosechar (en el caso de la especie en estudio se aconseja ≥ 20 há). Maximizar la longitud de rotación en rodales madereros y mantener al menos 50% de las áreas boscosas como rodales maduros (> de 100 años). Mantener áreas no cosechadas de al menos 91 m (300 pies) de ancho a lo largo de áreas riparianas. Estas medidas pueden ser evaluadas y adaptadas a la realidad del país. Además, esta misma organización propone algunas medidas de corte general para beneficio de la fauna silvestre, al mantener árboles muertos en pie en rodales madereros entre las que se consideran; minimizar el efecto de la fragmentación, manteniendo 2,5 árboles muertos en pie/há mayores a 50 cm de DAP para uso de grandes pájaros carpinteros y rapaces nocturnos y mantener árboles muertos en pie, tocones y madera muerta en los rodales.

Se sugiere la eliminación o disminución de las cortas sanitarias (Cárcamo, 2006), ya que elimina los árboles enfermos y moribundos principal fuente de insectos xilófagos. Por tanto se privilegia la mantención de elementos estructurales en la cosecha, promoviendo la heterogeneidad, dirigiendo las prácticas a la obtención de diferentes edades de rodales, o creando distribuciones y densidades irregulares. Conjuntamente se aconseja conservar siempre una masa contigua a la cosecha en condiciones óptimas de madurez.

Se propone evitar la realización de cortas en período de cría (de octubre a marzo) y proteger sitios con indicios de nidificación actual o pasada, debido a potencial mantención de territorios fijos de reproducción.

Para mayor efectividad de las medidas silvícolas propuestas, se sugiere aplicarlas en su conjunto, además, se aconseja complementar las propuestas a medida que se genere mayor información.

- Fomento de producciones alternativas a la cosecha forestal; ecoturismo, turismo de naturaleza, etc.

- Investigación y monitoreo de poblaciones y su hábitat. Se considera necesario determinar el área mínima para la mantención de poblaciones viables de la especie, estudios en calidad de hábitat y requerimientos del mismo, entre otros.

- Educación; es necesario difundir, a través de los programas de educación formal e informal, el rol, los atributos y la importancia de la fauna nativa y en especial de los pájaros carpinteros, destacando su rol ecológico y su sensibilidad a la alteración del hábitat. Esta debería ser enfocada a nivel de localidades cercanas y de usuarios de las áreas.

- Identificación y contacto con actores estratégicos y formación de redes de apoyo.

- Difusión de información científica y técnica dada por redes de cooperación de actores estratégicos. Uno de los aspectos importantes es poder transmitir la información generada desde los científicos a la política, para la toma de decisiones con respecto a conservación (Tabarelli y Gascon, 2005).

- Incentivos para propietarios que participen en conservación de la especie. Debido a la dificultad de una compensación económica, se plantea la posibilidad de un incentivo compensatorio dado por asistencia técnica, supervisión, monitoreo, traspaso de información, entre otros, dado por los organismos vinculados al plan nacional de conservación de la especie. Por lo tanto, se hace indispensable para la conservación de esta especie una red de cooperación con bases sólidas.

- Identificación, prevención y control de amenazas a nivel local, regional y nacional.

- Mejoramiento de hábitat y reintroducción de la especie; dependiendo de los conocimientos adquiridos sobre la especie y su hábitat, determinar áreas potenciales de mejoramiento de

hábitat, a través de medidas silvícolas como por ejemplo anillamiento de algunos ejemplares de *Nothofagus* sp. de DAP superior a 30 cm, para la obtención de árboles muertos en pie. A nivel regional en base al HSI y a información sobre atributos más desarrollada, podrían determinarse hábitat adecuados para la especie y su posible reintroducción en áreas donde históricamente estuvo presente.

Debido a la fidelidad al territorio, en áreas que han sido alteradas o sitios de nidificación destruidos, puede optarse por el uso de nidos artificiales, para proveer a la especie de cavidades de nidificación. No existen antecedentes al respecto para carpintero grande, pero estas si han sido utilizadas con éxito en algunas especies de carpintero en Norteamérica (NRCS, 2001). En *P. borealis* se ha establecido el uso de cavidades artificiales e introducción de la especie en áreas consideradas de alta funcionalidad (Azevedo et al, 2000).

- Aplicación del principio de manejo adaptativo.

Por lo tanto, se requiere de un manejo y gestión integrado de las áreas, que incorpore diversas prácticas silvícolas, ajustadas tanto a los objetivos de los propietarios como a los estamentos que impulsan la conservación, lo que permitirá conservar, preservar o mejorar el hábitat de las especies silvestres y en particular del carpintero grande, en conjunción con otros objetivos de manejo dispuestos para el área particular. Se hace por tanto indispensable el feedback entre los propietarios y los encargados del manejo, para la aplicación de técnicas y conocimientos actualizados en cuanto a medidas y técnicas silvícolas en pro de la conservación (NRCS, 2002).

7 BIBLIOGRAFÍA

Abarca, O. y Quiroz, J. 2005. Modelado cartográfico de riesgo de incendios en el parque nacional Henri Pittier. Estudio de caso: Vertiente sur, área colindante con la ciudad de Maracay. Agronomía Neotropical, 55(1): 35-62 pp.

Amico, G. y Aizen, M. 2005. Dispersión de semillas por aves en un bosque templado de Sudamérica austral: ¿quién dispersa a quién?. Ecología Austral.15:89-100.

Angelstam, P. y Mikusiński, G. 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest: a review. Ann Zool Fenn 31:157–172.

Araya, B. y Millie, G. 1998. Guía de Campo de las Aves de Chile. Sexta edición, Editorial Universitaria, Santiago.

Armesto, J., Franklin, J., Arroyo, M. y Smith-Ramírez, C. 1999. El sistema de cosecha con "retención variable": una alternativa de manejo para conciliar los objetivos de conservación y producción en los bosques nativos chilenos. En: Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Donoso, C. y Lara, A. (Eds). Ed. universitaria. Pp 69-88.

Armesto, J., Arroyo, M. e Hinojosa, L. 2007. The Mediterrean Environment of Central Chile. In: The Physical Geography of South America. Veblen T., K. Young and A. Orme editors, 184-199 pp.

Arroyo, M., Armesto, J., Rozzi, R. y Peñalosa, A. 1999. Bases de la Sustentabilidad Ecológica y sus implicaciones para el manejo y conservación del bosque nativo en Chile. En: Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Donoso C. y Lara A. Editores. Editorial universitaria, capitulo 2, 35-68 pp.

Azevedo, J., Jack, S., Coulson, R. y Wunneburger, D. 2000. Functional heterogeneity of forest landscapes and the distribution and abundance of the red-cockaded woodpecker. Forest Ecology and Management. 127: 271-283.

Bani, L., Baietto, M., Bottoni, L. y Massa, R. 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area Lombardy, Italy. Conservation Biology 16(3):826-831.

Bauhus, J., Puettmann, K. y Messier, C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. Forest Ecol. Manage., doi:10.1016/j.foreco.2009.01.053. IN PRESS.

Benz, B., Robbins, M. y Peterson, T. 2006. Evolutionary history of woodpecker and allies (Aves: Picidae): Placing key taxa on the phylogenetic tree. Molecular Phylogenetics and Evolution, 40(2): 389-399.

Bermúdez, C. 2007. Plan de ordenación territorial Santuario de la Naturaleza Alto huemul San Fernando, región de O"Higgins. Asignación de Funciones al Territorio del S.N. Alto Huemul, mediante Evaluación Multicriterio y Sistema de Información Geográfico. 47 pp.

Bull, E., Holthausen, R. y Henjum, M. 1990. Thechniques for monitoring pileated woodpeckers. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-269. Portland, OR: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 13 pp.

Bull, E. y Jackson, J. 1995. Pileated woodpecker (*Dryocopus pileatus*). In: Poole, A. y Gill F. Eds. The Birds of North America, N° 148. The Academy of Natural Sciencies, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists Union, Washington , D. C. 24 pp.

Bull, E., Nielsen-Pincus, N., Wales, B. y Hayes, J. 2007. The influence of disturbance events on pileated woodpeckers in Northeastern Oregon. Forest Ecology and Management 243: 320–329.

Bustamante, R., Serey, I. y Pickett, S. (2003). Forest Fragmentation, Plant Regeneration and Invasion Processes Across Edges in Central Chile. *Ecological Studies* 162: 145-160.

Cabrera, P. 1997. Impacto de *Holopterus chilensis* (Coleoptera: Cerambycidae) en renovales de *Nothofagus obliqua* en la provincia de Valdivia, Chile: avances hacia la evaluación del daño. Bosque 18(1):9-19.

Cárcamo, S. 2006. Evolución de las poblaciones de Pito negro *(Dryocopus martius)* y Pico dorsiblanco *(DendrocoposLeucotos lilfordi)* en los montes de Quinto Real (Navarra) y su relación con la gestión forestal. Pirineos, 161: 133-150.

Chuvieco, E. y Congalton, R. 1989. Application of Remote Sensing and Geographic Information Systems to Forest Fire Hazard Mapping. Remote Sens. Environ. 29:147-159.

Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M., Vilar, L., Martínez, J., Martín, S., Ibarra, P, Riva, J., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J., Herrera, M. y Zamora, R. 2009. Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. Ecol. Model., doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.11.017 IN PRESS

Cofré, H. 1999. Patrones de rareza de las aves del bosque templado de Chile: Implicancias para su conservación. Boletín Chileno de Ornitología, 6: 8-16.

CONAMA, 1996. Biota. En: Metodologías para la caracterización de la calidad ambiental. Editorial Partners communication corporation, Stgo. Chile.161-181 pp.

De Pablo, G. 2004. Elaboración de una Zonificación y un Plan de desarrollo turístico sostenible, para el santuario de la naturaleza Alto Huemul, regiones VI y VII. (Bsch Thesis) Pontificia Universidad Católica de Valparaíso. Facultad de Recursos Naturales. Instituto de Geografía. 191 pp.

Díaz, I., Armesto, J., Reid, SH., Sieving, K. y Willson, M. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. Biological Conservation 123: 91–101.

di Castri, F. y Hajek, E. 1976. Bioclimatología de Chile. Editorial Universidad Católica de Chile.

Dijak, W. y Rittenhouse, CH. 2009. Development and application of Habitat Suitability Models to large landscapes. En: Models for planning wildlife conservation in large landscapes. Millspaugh, J. y Thompson, R. (Eds). 367-390 pp.

Donoso, C. 1998. Estructura y dinámica de los bosques dominados por las especies de Nothofagus, Capítulo X. En: Bosques templados de Chile y Argentina, Variación, estructura y dinámica. Editorial Universitaria.

Donoso, P., Donoso, C., Gallo, L., Azpilicueta, M., Baldini, A. y Escobar, B. 2006. Nothofagus obliqua (Mirb) Oerst. Roble, pellín, Hualle, Familia Fagaceae. En: Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina: autoecología. Donoso, C. (Eds).

Drever, M., Aitken, K., Norris, A. y Martín, K. 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. Biological Conservation. 141: 624-634.

Estades, C. 1997. Bird-habitat relatinships in a vegetational gradient in the Andes of central Chile. The Condor 99: 719-727.

Estades, C. 2007. Manejo de fauna silvestre. En: J. Hernández, C. De la Maza y C. Estades (eds). Biodiversidad: Manejo y conservación de recursos forestales. Editorial Universitaria. 544-566 pp.

Estades, C. y Vukasovic, M. 2007. Estado de Conservación de las Aves de la región de O"Higgins. En: Serey I., Ricci M. y Smith-Ramírez C. (Eds). Libro Rojo de la Región de O"Higgins. Corporación Nacional Forestal-Universidad de Chile. 53-58 pp.

Farris, K., Huss, M. y Zack, S. 2004. The role of foraging woodpeckers in the decomposition of ponderosa pine snag. The Condor. 106 (1): 50-59.

Fitzgerald, N. 2007. Survey of Radiata Pine wildlings at Scamader Pine plantation northeast Tasmania December. Prepared for Break O' Day Natural Resource Management. 1-12.

Franklin, J. y Armesto, J. 1996. La retención de elementos estructurales del bosque durante la cosecha: Una alternativa de manejo para los bosques nativos chilenos. Ambiente y Desarrollo. XII (2):69-79.

Fuchs, J., Ohlson, J., Ericson, P. y Pasquet, E. 2007. Synchronous intercontinental splits betwen assemblages of woodpeckers suggested by molecular data. Zoological scripta, 36: 11-25.

Gajardo, R. 1994. La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución geográfica. En: Editorial Universitaria, Santiago. 165 pp.

Garmendia, A., Cárcamo, S. y Schwendtner, O. 2006. Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). Biodiversity and Conservation 15:1399–1415.

Glade, A. 1993. Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Chile, 2nd ed. CONAF, Santiago de Chile.

Goodall, J., Johnson, A. y Philippi, R. 1946. Las aves de Chile, su conocimiento y sus costumbres. Tomo I. Platt Establecimientos Gráficos. Bueno Aires, Argentina.

González, D., Saavedra, M. y Skewes, O. 2001. Forrajeo en el suelo del carpintero negro (*Campephilus magellanicus)* en tierra del fuego. Boletín Chileno de Ornitología 8:23-24.

Godron, M., Daget, Ph., Emberger, L., Long, G., Le Floc'H, E., Poissonet, J., Sauvage, Ch. y Wacquant, J. 1968. Code pour le relevé méthodique de le végétation et du milieu. Ed. Du. C.N.R.S. Paris, 292 pp.

Hernandez-Leal, P., Arbelo, M. y Gonzalez-Calvo A. 2006. Fire risk assessment using satellite data. Advances in Space Research 37: 741–746.

Iriarte, A. 2002. Impacto de la fauna silvestre sobre la flora nativa de Chile. En: Agentes de daño en el bosque nativo. Baldini, A. y Pancel L. (Eds). Pp, 319-351.

Jaiswal, R., Mukherjee, S., Raju, K. y Saxena, R. 2002. Forest fire risk zone mapping from satellite imagery and GIS. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 4: 1–10.

Kalabokidis, K., Gatzojannis, S. y Galatsidas, S. 2002. Introducing wildfire into forest management planning: towards a conceptual approach. Forest Ecology and Management 158: 41–50.

Kuuluvainen, T., 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. Silva Fennica 36, 97–125.

Lammertink, M. 2004. A multiple-site comparison of woodpecker communities in Bornean lowland and Hill forests. Conservation Biology 18(3): 746-757.

Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos. En comparación de tres tratamientos para el mejoramiento de rodales en dos tipos de bosques bolivianos. Pariona et al, 2001. 2001. dcto técnico 102/2001.

Lencinas, M., Pastur, G., Gallo, E. y Cellini, J. 2009. Alternative silvicultural practices with variable retention improve bird conservation in managed South Patagonian forests. Forest Ecology and Management., doi:10.1016/j.foreco.2009.01.012. IN PRESS.

Le Quesne, C. 2002. Bioecología del bosque nativo chileno. En: Agentes de daño en el bosque nativo. Baldini, A. y Pancel L. (Eds).

Litvaitis, J., Titus, K. y Anderson, E. 1994. Measuring vertebrate use of terrestrial habitats and foods. In: Research and Management techniques for wildlife and habitats (TA. Bookhout, ed). The Wildlife society, Bethesde, Maryland.

Luebert, F. y Pliscoff, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. 1° edición. Editorial Universitaria.

Marquez, B., Sarasola, M. y Rusch, V. 2000. Criterios e indicadores de manejo forestal sustentable. Biodiversidad. Parte IIIDeterminación de aptitud de hábitat para el Pájaro Carpintero Patagónico (*Campephilus magellanicus*) como indicador de mantenimiento de la integridad de los sistemas bajo manejo forestal En: Comunicación Técnica Área Forestal. Ecología Forestal N°21. INTA, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 12 pp.

Martikainen, P., Kaila, L. y Haila, Y. 1998. Threatened beetles in white-backed woodpecker habitats. Conservation Biology 12, 293–301.

Martin, K. y Eadie, J. 1999. Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. Forest Ecology and Management. 115: 243-257.

McBride, P. 2000. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) habitat selection in deciduous Nothofagus forests of Tierra del Fuego (MSc Thesis). Western Washington University, Bellingham.

Mella, J. y Simonetti, J. 1994. Representación y poblaciones viables: Conservación de mamíferos en las áreas silvestres protegidas de Chile. Ambiente y Desarrollo, septiembre.

Mikusiński, G. 2006. Woodpeckers: distribution, conservation and research in a global perspective. Ann. Zool. Fennici. 43:86-95.

Mikusiński, G., Gromadzki, M. y Chylareki, P. 2001. Woodpeckers as Indicators of Forest Birds Diversity. Conservation Biology, 15(1): 208-217.

Mitchell, K. 2007. Quantitative Analysis by the Point-Centered Quarter Method. http:// people.hws.edu/Mitchell/PCQM.pdf 34 pp.

Natural Resources Conservation Service (NRCS). 2001. Artificial nesting structures. Fish and Wildlife Habitat Management Leaflet. N° 20, 31 pp.

Natural Resources Conservation Service (NRCS). 2002. Managing forests for fish and wildlife. Fish and Wildlife Habitat Management Leaflet. N° 18, 44pp.

Ojeda, V. 2003. Magellanic Woodpecker Frugivory and Predation on a Lizard The Wilson Bulletin. 115, 2; Research Library pg. 208-210.

Ojeda, V. 2004. Breeding biology and social behaviour of Magellanic Woodpeckers (*Campephilus magellanicus*) in Argentine Patagonia. Eur J Wildl Res 50: 18–24.

Ojeda, V. y Charrazeta, M. 2006. Provisioning of Magellanic Woodpecker (Campephilus magellanicus) Nestlings with Vertebrate Prey. The Willson Journal Ornithology. 118(2): 251-154.

Ojeda, V., Suarez, M. y Kitzberger, T. 2007. Crown dieback events as key processes creating cavity habitat for Magellanic woodpeckers. Austral Ecology. 32: 436–445.

Orellana, C. 2000. Modelo de Adecuación de hábitat (HSI Model) para carpintero negro (*Campephilus magellanicus*). (Bsc Thesis) Universidad Santo Tomás, Santiago, Chile.

Pariona, W., Fredericksen, T. y Licona, J. 2001. Comparación de tres tratamientos para el mejoramiento de rodales en dos tipos de bosques bolivianos. Documento Técnico 102/2001.

Paton, P. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence?. Conservation Biology, 8(1): 17-26.

Pechacek, P. y d'Oleire-Oltmanns, W. 2004. Habitat use of the three-toed woodpecker in central Europe during the breeding period. Biological Conservation 116 (2004) 333–341.

Rageot, R. y Gedda, M. 1978. Observaciones sobre el Carpintero Negro. CONAF, IX Región. Depto. Técnico, Conservación del Medio Ambiente, Sección Vida Silvestre e Interpretación. Temuco, 12 pp. (Documento Interno).

Resource Inventory Committee (RIC). 1999. Inventory methods for woodpeckers. Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 19. 63 pp.

Ripper, D., Bednarz, J. y Varland, D. 2007. Landscape Use by Hairy Woodpeckers in Managed Forests of Northwestern Washington. Journal of Wildlife Management, 71(8):2612–2623.

Roberge, J-M. y Angelstam, P. 2006. Indicator species among resident forest birds – A cross-regional evaluation in northern Europe. Biological Conservation, 130: 134-147.

Roberge, J-M., Angelstam, P. y Villard, M-A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – Deriving quantitative targets for conservation planning. Biological Conservation 141: 997-1012.

Rodríguez, F. 1970. Orden: Piciformes. En: Enciclopedia SALVAT de la fauna. Pp. 276-277.

Rodríguez, S. 2001. Análisis preliminar de cavidades arbóreas de Carpintero Negro *Campephilus magellanicus* en el Parque Nacional Nahuelbuta, IX Región, Chile (Bsc Thesis). Universidad de Concepción, Chillán.

Rozzi, R., Armesto, J., Correa, A., Torres-Mura, J. y Sallaberry, M. 1996. Avifauna de los bosques primarios templados en islas deshabitadas del archipiélago de Chiloé, Chile. Revista Chilena de Historia Natural. 69: 125-139.

Saavedra, M. 1996. Primer informe proyecto de conservación del carpintero grande (*Campephilus magellanicus* (King 1828)) en las áreas silvestres protegidas de la IX Región. CONAF, Temuco, Chile.

Saavedra, M. 1998. Avances en el proyecto de conservación del carpintero grande (*Campephilus magellanicus*, King 1828) en las áreas silvestres protegidas dela IX región de la Araucanía. En: Valverde V. (Ed). La conservación de la fauna nativa de Chile, logros y perspectivas. CONAF, Santiago 107-119 pp.

Schlatter, R. y Vergara, P. 2005. Magellanic Woodpecker (*Campephilus magellanicus*) sap feeding and its role in the Tierra del Fuego forest bird assemblage. Journal Ornithology,146: 188–190.

Schroeder, R. 1982a. Habitat suitability index model: Downy woodpecker. U. S. Dept. Int., Fish Wild. Serv. FWS/OBS-82/10.38. 10 pp.

Schroeder, R. 1982b. Habitat suitability index model: Pileated woodpecker. U. S. Dept. Int., Fish Wild. Serv. FWS/OBS-82/10.39. 15 pp.

Serey, I., Smith-Ramírez, C, De la Barrera, F., Moraga, S., Ricci, M., Lobos, P., y González, T. 2007. Sitios Prioritarios de la Región de O" Higgins. En: Libro Rojo de la Región de O"Higgins. Serey, I., Ricci M. y Smith-Ramírez C. (Eds). Corporación Nacional Forestal-Universidad de Chile. 206 pp.

Short, L. 1970. The habits and relationships of the Magellanic Woodpecker. Wilson Bulletin, 82 (2):115–129.

Short, L. 1982. Woodpeckers of the World. Monograph Series Number 4. Delaware Museum of Natural History, Greenville. 676 pp.

Sousa, P. 1982. Habitat suitability index model: Lewis' woodpecker. U. S. Dept. Int., Fish Wild. Serv. FWS/OBS-82/10.32. 14 pp.

Sousa, P. 1987. Habitat suitability index model: Hairy woodpecker. U. S. Fish Wildl. Serv.Biol. Rep. 82 (10.146), 19 pp.

Suárez, L. 2003. Prospección del daño ocasionado por dos insectos xilófagos asociados a renovales de *Nothofagus* en las provincias de Valdivia, Osorno y Llanquihue, Décima región. Tesis. Universidad Austral Valdivia.

Suárez, L., Aguilar, A., y Gonzáles, W. 2005. Patrones de infestación por insectos xilófagos en renovales de *Nothofagus obliqua* Mirb. y *Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst. (Fagales: Nothofagaceae). Revista Chilena de Historia Natural 78: 23-32.

Tabarelli, M. y Gascon, C. 2005. Lessons from Fragmentation Research: Improving Management and Policy Guidelines for Biodiversity Conservation. Conservation Biology, 19 (3): 734-739.

Uliczka, H. y Angelstam, P. 2000. Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. Biological Conservation 95, 343–351.

Vergara, P. y Schlatter, R. 2004. Magellanic woodpecker (*Campephilus magellanicus*) abundance and foraging in Tierra del Fuego, Chile. J Ornithol, 145: 343–351.

Vergara, P. y Schlatter, R. 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego Nothofagus forests: short-term effects on bird abundance. For. Ecol. Manage. 225: 114–213.

Vita, A. 1996. Los tratamientos silviculturales. Edición de la Escuela de Ingeniería Forestal, Universidad de Chile. 2da. Edición.

Webb, D. y Moore, W. 2005. A phylogenetic analysis of woodpeckers and their allies using 12S, Cyt b, and COI nucleotide sequences (class Aves; order Piciformes). Molecular Phylogenetics and Evolution 36: 233–248.

Willson, M., De Santo, C. y Armesto, J. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforest in Chile. Conservation Biology. 8:508-520.

Willson, M. y Armesto, J. 2003. Efectos de la fragmentación de bosques para las aves de los bosques australes chilenos. Ambiente y Desarrollo. XIX (3 y 4):54-59.

8 APÉNDICES

Tabla A 1. Promedio de variables dendrométricas de los puntos de muestreo por transecto.

Transecto	Distancia (m)	DAP (cm)	Altura (m)	Densidad absoluta (Nº árboles ha^{-1})	Área basal (m^2 ha^{-1})	IDR
1	5,3	38,8	12,0	355,9	80,1	1258,0
2	5,8	34,7	13,2	279,3	57,0	949,7
3	3,7	34,1	12,6	730,5	123,9	1987,7
4	4,2	34,0	14,0	566,9	83,9	1333,5
5	5, 5	30,9	9,3	330,6	86,6	1417,2
6	4,9	28,9	9,4	416,5	47,2	791,2
7	4,2	24,9	9,7	566,9	61,8	1078,2
8	4,0	24,5	10,0	657,5	80,3	1420,3
9	5,1	21,8	8,0	384,5	59,6	1145,4
10	4,2	45,7	15,5	566,9	157,9	2263,8
11	4,2	29,9	10,7	566,9	95,0	1629,5
12	5,4	37,8	14,2	342,9	129,8	1890,8
13	4,3	19,5	9,5	540,8	54, 5	976,8
14	5,2	22,2	10, 5	369,8	108,2	1932,7
15	5,9	28,8	12,5	287,3	46,4	737,1
16	4,8	29,9	10,2	434,0	74,5	1173,4
17	3,8	29,1	12,5	692,5	80,5	1421,5
18	4,9	36,4	14,7	416,5	136,0	2073,1
19	4,4	30,1	13,9	516,5	101,2	1693,6
20	4,5	38,1	15,6	493,8	124,0	1863,0
Total general	4,7	31,0	11,9	452,7	89,4	1451,8

Tabla A 2. Prueba de rangos múltiples del área basal por transecto.

Transecto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Rango Promedio	69,6	153,7	107,4	108,4	65,0	67,4	69,2	92,6	108,9	108,1	104,2	107,7	123,2	93,3	135,8	113,6	96,4	79,5	81,3	97,2
Grupo Homogéneo	ABC	AB	ABC	ABC	ABC	AB	AB	ABC	AB	C	ABC	ABC	AB	ABC	A	ABC	ABC	BC	ABC	ABC

Tabla A 3. Cantidad de árboles, DAP y altura por estado sanitario (Grado 1 – 6).

Grado	1			2			3			4			5			6		
Transecto	**N**	**DAP**	**H**	**N**	**DAP**	**H**	**N**	**DAP**	**H**	**N**	**DAP**	**H**	**N**	**DAP**	**H**	**N**	**DAP**	**H**
2	29	35,7	12,6	8	50,3	12,2	2	21,5	5,8				1	68,0	2,5			
3	25	30,5	14,0	8	41,3	12,0	1	64,0	18,0				2	46,5	6,3			
4	27	31,0	13,4	7	36,4	12,4	3	38,2	8,5	1	11,0	7,0	2	73,0	10,0			
5	23	31,4	15,1	7	45,9	13,9							2	23,0	3,0			
6	25	18,6	8,0	8	44,2	12,8	4	54,9	10,9	1	61,0	6,0	2	68,0	9,0			
7	28	21,4	9,5	5	50,4	12,1	3	36,0	7,2	2	30,0	7,8	2	69,0	5,0			
8	24	22,6	10,9	10	21,1	7,1	3	42,7	11,7				3	37,5	6,3			
9	31	20,5	10,1	3	55,5	16,7	2	23,5	7,5	1	54,0	14,0	3	26,7	2,9			
10	22	17,5	8,5	11	26,4	7,7	1	64,0	8,0	1	14,0	6,0		31,5	3,5			
11	27	45,8	18,0	9	38,3	12,2							4	61,8	5,5			
12	16	25,3	11,3	14	33,7	11,5	3	20,7	8,3	2	22,3	11,8	5	42,7	7,3			
13	32	31,3	13,1	8	63,8	18,4												
14	29	16,4	9,2	6	32,7	12,3	1	14,0	7,0	1	28,5	13,0	1	36,0	2,0			
15	33	19,4	10,2	4	33,3	12,3	2	51,5	12,0	1	9,5	7,0						
16	32	25,6	12,9	4	48,5	14,6				2	13,5	6,0	1	62,0	2,8			
17	25	20,3	9,9	10	37,0	10,3	1	80,0	19,5	1	32,5	17,0	2	64,5	4,5			
18	30	23,8	12,0	7	48,8	14,4	2	31,5	13,5	1	43,5	14,0						
19	29	34,9	15,4	9	35,9	14,6							2	59,8	5,5			
20	29	27,3	15,1	5	41,6	14,8	4	36,1	9,8				1	13,0	3,5	1	45,5	1,0
21	27	32,7	16,1	6	57,0	16,7	5	55,8	14,8	2	11,3	7,5						
Total general	**543 (69,7%)**	**26,6**	**12,3**	**149 (19,1%)**	**40,2**	**12,4**	**37 (4,7%)**	**41,4**	**10,6**	**16 (2,1%)**	**25,5**	**9,4**	**33 (4,2%)**	**49,1**	**5,5**	**1 (0,1%)**	**45,5**	**1,0**

Tabla A 4. Número de árboles por estado de desarrollo por estado sanitario

	Estado de sanitario (Grado 1 – 6)										
	1			2		3-6					
	Estado de desarrollo										
Transecto	**Brinzal**	**Latizal**	**Fustal**	**Latizal**	**Fustal**	**Brinzal**	**Latizal**	**Fustal**	**Caído**	**Tocón**	**Total**
1	64	43	47	18	18		4	15			231
2	118	28	42	14	16	1	11	20	10		260
3	167	35	24	18	19		11	20	25		319
4	87	39	20	16	13		3	9	30		217
5	155	18	16	8	8		1	8	23		237
6	143	28	17	13	13	3	2	13	22		254
7	159	55	29	27	18	21	4	13	20		346
8	175	40	21	8	10	1	2	7	21		285
9	149	37	39	12	14		4	8	28		291
10	152	31	41	9	13	1		10	29		286
11	153	60	30	10	25	5	5	8	29		325
12	110	52	37	6	15	2	2	3	30		257
13	187	39	16		5	5	1	1	20		274
14	167	30	30	5	8	4	1		16		261
15	256	70	30	7	12	24	6	10	23		438
16	247	59	41	8	19	12	3	6	14		409
17	216	64	62	9	18	5	6	12	27		419
18	226	66	84	5	14	11	4	13	25	3	451
19	242	108	84	3	13	7	3	9	33		502
20	184	56	68	10	22	5	12	17	20		394
Total general	3357	958	778	206	293	107	85	202	467	3	6456
Porcentaje total	52,0	14,8	12,1	3,2	4,5	1,7	1,3	3,1	7,2	0,1	100
Total sin brinzal grado 1		958	778	206	293	107	85	202	467	3	3099
Porcentaje sin brinzal grado 1		30,9	25,1	6,7	9,46	3,5	2,7	6,5	15,1	0,1	100

Tabla A 5. Recorrido de parcelas. Prueba de rangos múltiples para el número de árboles vivos y muertos por transecto.

Transecto	Vivos							Muertos					
	Rango promedio	Grupos homogéneos						Rango promedio	Grupos homogéneos				
1	135,8	A						299,4	A	B	C	D	
2	175	A	B					300,6	A	B	C	D	
3	212,8	A	B					332,9	A	B	C	D	E
4	184,6	A	B					280,7	A	B	C	D	
5	234,5	A	B					227,8	A	B	C		
6	236,4	A	B					300,1	A	B	C	D	
7	293,9		B	C	D			376,6					E
8	294,5		B	C				231,1	A	B	C	D	
9	279,2	A	B	C				281,2	A	B	C	D	
10	264,5	A	B	C				252,6	A	B	C	D	
11	291		B	C	D			351,0		B	C	D	E
12	254,8	A	B	C				238,0	A	B	C	D	
13	285,9		B	C	D			151,0	A				
14	261,3	A	B	C				181,3	A	B			
15	386,6					E	F	296,6			C	D	E
16	379,9				D	E	F	268,9	A	B	C	D	E
17	393,2				D	E	F	329,7	A	B	C	D	E
18	414,1					E	F	306,6	A	B	C	D	E
19	449,9						F	257,4	A	B	C	D	
20	361,6			C	D	E		389,3				D	E

Tabla A 6. Evidencias de Carpintero grande en los árboles muestreados por puntos de muestreo.

Transecto	Cavidad	Individuo	Forrajeo	Total de evidencias
1				0
2		1	3	4
3			4	4
4	1		7	8
5			6	6
6			3	3
7			4	4
8			5	5
9			10	10
10			11	11
11			13	13
12			7	7
13			6	6
14			3	3
15			9	9
16			5	5
17			14	14
18			2	2
19			9	9
20			3	3
Total general	1	1	124	126

Tabla A 7. Evidencias por recorrido. Cantidad de especies arbóreas con evidencias y cantidad de árboles según intensidad de forrajeo.

	Transectos																				Total general	Porcentaje
Especies	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**		
Maitén														1							1	0,4
Roble	18	9	9	9	10	7	23	7	13	12	24	12	6	8	12	4	27	9	13	15	247	98,8
Lun																		1		1	2	0,8
Total	18	9	9	9	10	7	23	7	13	12	24	12	6	9	12	4	27	10	13	16	250	100

Tabla A 8. Medidas dendrométricas de recorridos. DAP, alturas y distancia promedio de ejemplares arbóreos con evidencias a nivel de parcelas, agrupados en transectos.

Transecto	DAP (cm)			Altura (m)			Distancia Promedio al eje (m)
	Valor Mínimo	Valor promedio	Valor Máximo	Valor Mínimo	Valor promedio	Valor Máximo	
1	10,0	43,4	70,0	1,2	11,5	23,0	1,3
2	12,0	42,2	65,0	3,0	8,8	14,0	0,6
3	7,0	51,7	72,0	2,0	7,4	16,0	1,1
4	9,5	41,1	67,0	4,0	12,6	23,0	1,2
5	19,0	40,1	59,0	8,0	11,3	15,0	0,8
6	9,0	37,2	59,0	0,9	7,1	13,0	0,7
7	7,0	41,3	69,0	5,0	12,4	24,5	1,2
8	7,5	30,4	65,0	2,5	9,1	14,0	0,9
9	4,0	23,7	65,0	1,7	7,9	16,0	0,7
10	9,5	43,2	85,0	4,0	13,9	24,0	1,0
11	8,0	30,0	65,0	2,0	9,3	24,0	1,0
12	6,0	28,6	83,0	4,5	11,4	20,0	1,3
13	11,0	50,9	83,0	1,8	13,1	22,0	1,3
14	5,0	26,4	81,0	2,0	10,4	22,0	1,4
15	4,0	29,9	65,0	1,0	8,4	18,0	1,5
16	12,0	17,8	23,0	2,0	5,5	7,0	1,5
17	5,5	32,9	64,0	0,7	11,4	18,0	1,3
18	24,5	46,8	88,0	4,0	13,0	25,0	0,9
19	8,0	32,8	83,0	1,0	11,3	24,0	0,9
20	10,0	28,4	65,0	2,0	9,6	22,0	0,8
Total general	-	35,7	-	-	10,6	-	1,1

Tabla A 9. Medidas dendrométricas promedio y cantidad de individuos con hallazgos casuales.

Transectos	n	DAP (cm)	Altura (m)	Distancia metros del eje
1	29	45,6	12,2	6,0
2	4	61,4	15,0	8,9
3	23	44,5	10,4	5,6
4	11	46,1	13,7	5,7
5	9	47,4	9,6	6,4
6	7	52,6	14,8	6,4
7	13	38,4	10,8	6,6
8	14	40,0	12,2	7,4
9	19	24,7	9,7	5,4
10	15	43,1	13,7	4,9
11	32	37,6	10,3	5,1
12	16	32,2	12,3	5,5
13	8	41,9	13,0	7,3
14	7	21,8	10,4	7,2
15	6	54,4	14,2	3,8
16	13	44,6	11,5	5,1
17	28	29,0	10,1	5,3
18	11	41,7	14,6	7,1
19	17	33,4	10,5	6,0
20	10	28,1	10,7	5,0
Total general	292	38,7	11,5	5,8

Tabla A 10. Cantidad de individuos con indicios de forrajeo por ítem, según grado de roble.

Transecto	Puntos						Recorridos						Casuales					
	grados						grados						grados					
	1	2	3	4	5	**6**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**
1							3	6	3	1	5		2	11	8		5	3
2	1	1			1				2	2	5			3			1	
3			1	1	2		1			1	7		4	1	2	7	8	
4	3	4			1		3	2	1	1	2		4	2	3	1	1	
5	1	1	2	1	1		3	2	4	1			1	2	2		4	
6	2	1					2				4	1	2	1	1	2	1	
7		2	2				4	7	7		5		2	5	2		3	1
8	2	1	1		1		3	1	1	1	1		7	2		2	2	1
9	5	4		1			5	2	1	1	3	1	9	6	1	1	2	
10	4	4			3		8	1	1	1	1		9	2	1	1	2	
11	2	8			3		10	4	1	1	8		9	7	5	2	8	1
12	5	2					8	2			2		7	2		1	6	
13	3	2			1		4				2		3	2		1	1	
14	1		2				3	3		1	2		4			1	2	
15	5	2		1			2	1		2	7		2	1	2		1	
16	2	1	1	1			1	1			2		2	4	3		4	
17	8	4	2				12	5	3	2	4	1	16	2	3		7	
18		1			1		2	5			2		4	2	1		4	
19	5	1	3				4	3			5	1	5	3		1	8	
20	2	1					4		1	2	8			1	1	1	4	
Total general	**51**	**40**	**14**	**5**	**14**		**82**	**45**	**25**	**17**	**75**	**4**	**92**	**60**	**35**	**21**	**74**	**6**
Porcentaje	**41,1**	**32,3**	**11,3**	**4,0**	**11,3**	**0**	**33,1**	**18,1**	**10,1**	**6,9**	**30,2**	**1,6**	**32,3**	**20,8**	**12,2**	**7,3**	**25,7**	**2,1**

Tabla A 11. Intensidad de forrajeo por transecto, de puntos de muestreo, recorridos de parcelas y hallazgos casuales

Transecto	Puntos de muestreo				Recorridos en parcelas				Hallazgos casuales			
	b	m	a	total	b	m	a	total	b	m	a	total
1					9	8	1	18	12	15	2	29
2	3			3	6	1	2	9		2	2	4
3	1	1	2	4		6	3	9	9	8	4	21
4	4	3		7	1	3	5	9	3	5	3	11
5	1	5		6	4	3	3	10	3	5	1	9
6	2		1	3	2	5		7	2	3	2	7
7	3	1		4	6	11	6	23	4	6	3	13
8	4	1		5	3	2	2	7	6	7	1	14
9	9	1		10	8	4	1	13	11	6	2	19
10	7	4		11	5	3	4	12	7	4	4	15
11	3	8	2	13	11	9	4	24	5	15	12	32
12	6	1		7	10	1	1	12	9	4	3	16
13	3	2	1	6		4	2	6	5	1	2	8
14	1	1	1	3	4	5		9	5	1	1	7
15	5	3	1	9	5	6	1	12	3	1	2	6
16	1	3	1	5	3	1		4	3	6	4	13
17	9	5		14	8	15	4	27	6	16	6	28
18		1	1	2	4	5	1	10	2	7	2	11
19	5	4		9	4	9		13	5	5	7	17
20		1	2	3	5	7	4	16	4	3	3	10
total	67	45	12	124	98	108	44	250	104	120	66	290
%	54,0	36,3	9,7	100	39,2	43,2	17,6	100	35,9	41,4	22,8	100

Tabla A 12. Prueba de rangos múltiples de la Intensidad de forrajeo en puntos de muestreo y recorridos de parcelas.

Transecto	Puntos				Recorridos		
	Rango promedio	Grupos homogéneos			Rango promedio	Grupos homogéneos	
1					145,8	A	B
2	91,0			C	150,3	A	B
3	34,8	A	B	C	73,2	A	B
4	67,0	A	B	C	67,7	A	
5	44,3	A	B	C	116,9	A	B
6	62,8	A	B	C	127,9	A	B
7	77,0		B	C	105,5	A	B
8	79,8		B	C	120,9	A	B
9	85,4			C	156	A	B
10	70,6		B	C	116,1	A	B
11	43,5	A	B	C	133	A	B
12	83,0			C	178		B
13	58,3	A	B	C	73,2	A	B
14	44,2	A	B	C	144,3	A	B
15	62,9	A	B	C	135,1	A	B
16	40,5	A	B	C	175,8		B
17	71,0		B	C	117,8	A	B
18	20,8	A	B		132,1	A	B
19	66,1	A	B	C	130,2	A	B
20	16,0	A			111,7	A	B

Tabla A 13 Especies registradas en trabajo de terreno en Santuario de la Naturaleza Alto Huemul.

	Nombre científico	Nombre común	Registrado en sector	Tipo de registro
	Aves			
1	*Campephilus magellanicus*	Carpintero negro	Roblería	avistamiento y escucha
2	*Strix rufipes*	Concón	Roblería	avistamiento y escucha
3	*Enicognathus ferrugineus*	Cachaña	Roblería	escucha
4	*Scelorchilus rubecula*	Chucao	Quebrada, Roblería	escucha
5	*Accipiter bicolor*	Peuquito	Roblería	avistamiento
6	*Buteo polyosoma*	Aguilucho	Roblería	avistamiento
7	*Aphrastura spinicauda*	Rayadito	Roblería	avistamiento
8	*Elaenia albiceps*	Fío fío	Borde roblería	avistamiento
9	*Picoides lignarius*	Carpinterito	Roblería	avistamiento
10	*Colaptes pitius*	Pitío	Borde roblería	avistamiento
11	*Vultur gryphus*	Cóndor		avistamiento
12	*Turdus sp.*	Zorzal	Roblería	avistamiento
13	*Troglodytes aedon*	Chercán	Área abierta	avistamiento
14	*Zonotrichia capensis*	Chincol	Área abierta	avistamiento
15	*Phrygilus unicolor*	Pájaro plomo	Área abierta	avistamiento
16	*Phrygilus alaudinus*	Platero	Área abierta	avistamiento
17	*Phrygilus gayi*	Cometocino	Área abierta	avistamiento
18	*Tachycineta meyeni*	Golondrina chilena	Área abierta	avistamiento
19	*Cinclodes patagonicus*	Churrete	Borde estero	avistamiento
20	*Bubo virginianus*	Tucúquere	Borde roblería	avistamiento
21	*Merganetta armata*	Pato correntino	Estero	avistamiento
	Reptiles			
22	*Pristydactylus torquatus*	Gruñidor del sur	Roblería	avistamiento
23	*Liolaemus tenuis*	Lagartija esbelta	Roblería	avistamiento
24	*Liolaemus lemniscatus*	Lagartija lemniscata	Área abierta	avistamiento
25	*Liolaemus schroeder*	Lagartija de schroeder	Área abierta	avistamiento
26	*Liolaemus chiliensis*	Lagarto chileno	Borde roblería	avistamiento
27	*Tachymenis chilensis*	Culebra cola corta	Áreas abiertas	avistamiento
	Insectos			
28	*Cheloderus childreni*	Coleóptero de la luma	Roblería	avistamiento
29	Hylamorpha elegans	Pololo verde	Roblería	avistamiento
30	*Rhyephenes humeralis*	Burrito		avistamiento
	Mamíferos			
31	Pseudalopex griseus	Zorro chilla	Roblería	avistamiento
32	*Thylamys elegans*	Llaca	Roblería	avistamiento
33	*Octodon sp.*	Degú	Área abierta	avistamiento
	Anfibios			
34	*Rhinella spinulosus*	Sapo spinulosus (adulto y juvenil)	Borde roblería, asociado a agua	avistamiento

9 ANEXOS

Tabla A 14. Código básico de información ecológica (OIKOS).

UNIVERSIDAD DE CHILE
Fac. Ciencias Forestales
Departamento de Silvicultura

N1 Indice:
N1 Sector:
N1 Cuadrícula:
Estrata:

Localidad: _____

Grupo:

CODIGO BASICO DE INFORMACION ECOLOGICA

1. Altitud
01. 0 - 99
02. 100 - 199
03. 300 - 399
04. 400 - 499
05. 500 - 599
06. 600 - 699
07. 700 - 799
08. 800 - 899
09. 900 - 999
10. 1000 - 1099
11. 1100 - 1199
12. 1200 - 1299
13. 1300 - 1399
14. 1400 - 1499
15. 1500 - 1599
16. 1600 - 1699
17. 1700 - 1799
18. 1800 - 1899
19. 1900 - 1999
20. 2000 - 2099

2. Exposición
01. Plano
02. Noroeste
03. Norte
04. Noreste
05. Oeste
06. Suroeste
07. Sureste
08. Sur
09. Este
10. Indefinida

3. Posición topográfica
01. Cumbre escarpada
02. Ladera escarpada
03. Cumbre redondeada
04. Altos de ladera
05. Medios de ladera
06. Bajos de ladera
07. Descanso
08. Plano
09. Depresión abierta
10. Fondo de quebrada
11. Depresión cerrada

4. Geoforma
1. Terraza
2. Llanura
3. Valle
4. Cerro
5. Lomaje
6. Cono deyección
7. Pie-de-monte
8. Plano aluvial

5. Tipo de sustrato
1. Terroso
2. Pedregoso
3. Rocoso
4. Arenoso
5. Orgánico
6. Acuoso
7. Arcilloso
8. Salino

6. Textura del sustrato
1. Arenoso
2. Areno-franco
3. Areno-limoso
4. Franco-arenoso
5. Franco
6. Limoso
7. Arcilloso
8. Orgánico

7. Pendiente (%)
01. 0 - 1
02. 1 - 4
03. 4 - 9
04. 9 - 16
05. 16 - 25
06. 25 - 36
07. 36- 49
08. 49 - 64
09. 64- 81
10. 81 - 100

8. Forma de la pendiente
1. Muy cóncava
2. Cóncava
3. Plana
4. Convexa
5. Muy convexa

9. Pedregosidad superficial (%)
1. Sin piedras
2. 1 - 5
3. 5 - 25
4. 25 - 50
5. 50 - 75
6. 75 - 100

10. Cobertura vegetacional (%)
1. Inferior a 1
2. 1 - 5
3. 5 - 25
4. 25 - 50
5. 50 - 75
6. 75 - 100

11. Grado de erosión
1. No aparente
2. Ligera
3. Moderada
4. Fuerte

11. Tipo de erosión
1. No aparente
2. Hídrica por lámina
3. Hídrica por surco
4. Hídrica por cárcava
5. Eólica
6. Rodados
7. Deslizamientos

12. Causal erosión
1. Geológica
2. Antrópica

14. Drenaje natural
1. Excesivamente drenado
2. Bien drenado
3. Moderadamente drenado
4. Mal drenado
5. Muy pobremente drenado

Observaciones:

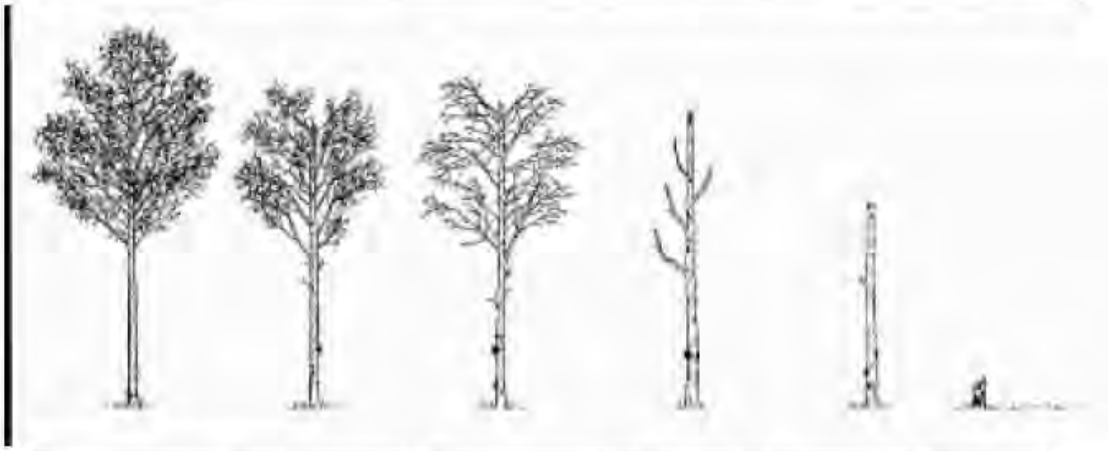
_____

Tabla A 15. Porcentaje de cobertura arbórea en base a estimación visual, CONAMA (1996).

Escala	% de cobertura
+ =	< 1
1 =	1-5
2 =	6-25
3 =	26-50
4 =	51-75
5 =	76-100

Tabla A 16. Sistema de clasificación de árboles deciduos (Inventory Technical Committee (1995) complementado con Marquez et al., (2000).

	BUENO	REGULAR	MALO			
	VIVO	MUERTO				MUERTO CAIDO
Grado degradación	1	2	3	4	5	6



Descripción					
Vivo/saludable sin decaimiento	Vivo con defectos: punta muerta o rota, árbol moribundo	Muerto: Muchas ramas intactas, pudrición interna, punta generalmente rota.	Muerto: muchas ramas perdidas, pudrición interna extensa.	Muerto: 1/3 de la punta muerta o rota, sin ramas, pudrición interna	Muerto, caido: árbol en desmoronamiento

Tabla A 17 Clasificación intensidad de forrajeo de Carpintero grande adaptado de McBride (2000).

Intensidad de forrajeo	Nº agujeros pequeños (< 2 cm Ø)	Nº agujeros medianos (2-6 cm Ø)	Nº agujeros grandes (> 6 cm Ø)	(> 10 x 30 cm) surco
Baja	1-2			
Media	(3-12)	1-4		
Alta		(5-10)	1-2	
Muy alta			≥ 3	≥ 1