



UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA  
AGRÓNOMICA Y DE MONTES

Departamento de Ingeniería Forestal

**DETERMINACIÓN Y GESTIÓN FORESTAL DE UN CORREDOR  
BIOLÓGICO PARA AVES ENDÉMICAS  
DE BOSQUES TEMPLADOS “HOTSPOT” DE BIODIVERSIDAD**

Autor: Roberto Adrián Moreno García

Director: D. Miguel Ángel Herrera Machuca

Codirector: D. Ricardo Zamora Díaz

CÓRDOBA – ESPAÑA

2012

TITULO: *Determinación y Gestión Forestal de un Corredor Biológico para Aves Endémicas de Bosques Templados "Hotspot" de Biodiversidad.*

AUTOR: *Roberto Moreno García*

---

© Edita: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba.  
Campus de Rabanales  
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A  
14071 Córdoba

[www.uco.es/publicaciones](http://www.uco.es/publicaciones)  
[publicaciones@uco.es](mailto:publicaciones@uco.es)

---

---

**UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA**  
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA AGRÓNOMICA Y DE  
MONTES  
Departamento de Ingeniería Forestal

**TESIS DOCTORAL**

**DETERMINACIÓN Y GESTIÓN FORESTAL DE UN CORREDOR  
BIOLÓGICO PARA AVES ENDÉMICAS  
DE BOSQUES TEMPLADOS “HOTSPOT” DE BIODIVERSIDAD**

Tesis Doctoral presentada por Roberto Adrián Moreno García para optar al grado de Doctor por la Universidad de Córdoba, bajo la dirección del Dr. Miguel Ángel Herrera Machuca y la Co-dirección del Dr. Ricardo Zamora Díaz, profesores del Departamento de Ingeniería Forestal de la Universidad de Córdoba.

El Doctorando:

**Roberto Adrián Moreno García**

El Director de la Tesis:

**Dr. Miguel Ángel Herrera Machuca**

Co-Director de la Tesis:

**Dr. Ricardo Zamora Díaz**

**Córdoba, 2012.**

---

Miguel Ángel Herrera Machuca y Ricardo Zamora Díaz, profesores titulares del Departamento de Ingeniería Forestal de la Universidad de Córdoba, de acuerdo al artículo 34 de las Normas Regulatoras de Doctorado de esta Universidad, en su calidad de Director y Codirector de tesis doctoral,

#### **AUTORIZAN A**

Roberto Adrián Moreno García, Ingeniero Forestal, para la presentación del trabajo que con el título **DETERMINACIÓN Y GESTIÓN FORESTAL DE UN CORREDOR BIOLÓGICO PARA AVES ENDÉMICAS DE BOSQUES TEMPLADOS “HOTSPOT” DE BIODIVERSIDAD**, ha sido realizado como Tesis para optar al grado de Doctor por la Universidad de Córdoba, bajo dirección conjunta.

Córdoba a tres de Diciembre de 2012.

Fdo. Miguel Ángel Herrera Machuca

Fdo. Ricardo Zamora Díaz

---

En el proceso de desarrollo de esta tesis, se han generado los siguientes trabajos científicos, entre publicaciones y congresos:

Capítulo: **“Wildlife corridors: conceptualization, valuation as an environmental management tool and applicability on forest ecosystems”** in the book: **Forest Mangement Technology, Practices and Impacts**, Editorial Nova Publisher, en prensa (2012).

Presentación en el II Congreso Científico de Investigadores en Formación de la Universidad de Córdoba, España. **Determinación y gestión forestal de un corredor biológico para aves endémicas de bosques templados “hotspot de biodiversidad”** (2012).

Publicación en revista ISI, Ecological Informatics, del artículo titulado **“Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forests using Maximum entropy (Maxent)”** (2011).

Publicación en revista Montes (España) del artículo titulado **“Uso de criterios de conservación de fauna de alto valor ecológico en la gestión forestal de bosques templados en Sudamérica (Región de la Araucanía, Chile)”** (2010).

Presentación en el Congreso Internacional FORESTSAT 2010 “Herramientas operacionales para el sector forestal basadas en sensores remotos”, Lugo, España. **“Using Gis Tools in the Identification Of Potential Habitats For Two Endemic Birds In South Chilean Temperate Forests (IX Región)”** (2010).

---

## ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. Tratados Internacionales.....	3
1.1.1. La Declaración de Estocolmo (1972):	3
1.1.2. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES):	5
1.1.3. Convención relativa a las zonas húmedas de importancia internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas (RAMSAR):	6
1.1.4. Convención sobre la protección del patrimonio mundial, cultural y natural (UNESCO):	7
1.1.5. Convenio sobre la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre:	7
1.1.6. Carta de la Naturaleza:	8
1.1.7. Convenio sobre la Diversidad Biológica:	10
1.1.8. Cumbre de Río de Janeiro 1992:	12
1.1.9. Cumbre de Johannesburgo 2002:	13
1.1.10. Plataforma intergubernamental científico-normativa sobre diversidad biológica y servicios de ecosistemas (IPBES) abril 2012, Panamá:	14
1.1.11. Cumbre de Río+20:	17
1.2. Conservación de la Biodiversidad de ecosistemas forestales:	20
1.3. Marco Conceptual:	24
1.3.1. <i>Hotspot</i> de Biodiversidad	24
1.3.2. Bosques Templados <i>Hotspot</i> de Biodiversidad:	30
1.3.3. Rinocriptidos.	35
1.3.4. Hábitat y Microhábitat.	38
1.3.5. Fragmentación de Hábitat y sus efectos en la Biodiversidad	41
1.3.6. Corredores Biológicos (CB):	47
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	63
2.1. Área de estudio:	63

---

2.2. Caracterización vegetal (principales tipos de bosques):	65
2.2.1. Bosque esclerófilo mediterráneo costero de <i>Lithraea caustica</i> y <i>Azara integrifolia</i> :	66
2.2.2. Bosque caducifolio mediterráneo costero de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Gomortega keule</i> :	67
2.2.3. Bosque caducifolio templado de <i>Nothofagus obliqua</i> y <i>Persea lingue</i> :	67
2.2.4. Bosque mixto templado de Nahuelbuta de <i>Nothofagus dombeyi</i> y <i>N.obliqua</i> :	68
2.2.5. Bosque caducifolio templado de Nahuelbuta de <i>Nothofagus alpina</i> y <i>Persea lingue</i> .	68
2.2.6. Bosque laurifolio templado costero de <i>Aextoxicon punctatum</i> y <i>Laurelia sempervirens</i> .	69
2.2.7. Bosque resinoso templado de Nahuelbuta de <i>Araucaria araucana</i> .	69
2.3 Instrumentos y Softwares:	69
2.3.1 Instrumentos de Terreno:	69
2.3.2. Cartografía:	70
2.3.3. Análisis estadístico:	70
2.4. METODOLOGÍA.....	71
2.4.1. Datos Abióticos y Cartografía Base:	71
2.4.2. Caracterización Vegetacional:	71
2.4.3. Caracterización Faunística:	72
2.4.4. Método de análisis estadístico de las variables:	74
2.4.5. Descripción de Microhábitat:	76
2.4.6. Delimitación del Corredor Biológico:	76
2.4.7. Zonificación y pautas de gestión del Corredor Biológico:	78
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	81
3.1 Variables abióticas:	81
3.2. Caracterización Vegetacional:	81
3.3. Variable Fauna:	84
3.4. Análisis estadístico:	84

---

3.5. Definición del Modelo predictivo de potencialidad de Microhábitat:	87
3.6. Descripción de Microhábitat:	89
3.7. Delimitación y Zonificación del Corredor Biológico:	95
3.7.1. Zonificación y Gestión del Corredor Biológico:	99
3.8. Propuesta de Gestión Forestal:	102
3.8.1. Restricciones técnicas para la gestión forestal:	103
3.8.2. Método de ordenación, selvicultura y actividades complementarias:	104
3.9 Aportes generales de los Corredores Biológicos:	115
3.9.1. Actividades generales asociadas al corredor biológico:	117
4. CONCLUSIONES .....	120
4.1. Objetivo 1: <i>Generar información sobre selección de microhábitat por parte de especies asociadas directamente a los bosques nativos de Chile, altamente susceptibles a la fragmentación.</i>	121
4.2. Objetivo 2: <i>Utilizar modelación estadística binomial para la determinación de áreas potenciales de microhábitat para cuatro aves endémicas de los bosques templados.</i>	122
4.3. Objetivo 3: <i>Definir un corredor biológico para cuatro aves endémicas de los bosques templados de Chile, sobre la base a un modelo de selección de microhábitat potencial y de condicionantes ecológicas.</i>	122
4.4. Objetivo 4: <i>Generar pautas gestión para la conservación de la biodiversidad de los bosques naturales chilenos.</i>	123
5. LITERATURA CITADA.....	128
ANEXOS .....	148



---

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ubicación de los 25 “Hotspot” de biodiversidad mundial.....	27
Figura 2: Fotografía de aves, ordenada de izquierda a derecha y de arriba hacia abajo. Chucao ( <i>Scelorchilus rubecula</i> ), Hued-Hued ( <i>Pterotochos tarnii</i> ), Churrín ( <i>Scytalopus magellanicus</i> ) y Churrín de la Mocha ( <i>Eugralla paradoxa</i> ). .....	36
Figura 3: Diferentes escalas en el hábitat de un animal. A. Contexto. B. Hábitat local. C. Microhábitat. ....	40
Figura 4: Mapa de Ubicación del área de estudio .....	63
Figura 5: Forma de establecimiento de la estaciones de escucha, escala 1:5.000.	73
Figura 6: Diagrama resumen metodológico. ....	77
Figura 7: Mapa predictivo de Microhábitat potencial de Rinocriptidos. ....	89
Figura 8: Delimitación del Corredor Biológico de Rinocriptidos.....	96
Figura 9: Zonificación del Corredor Biológico.....	100
Figura 10: Área núcleo. ....	105
Figura 11: Identificación de cuarteles dentro de la zona de amortiguamiento.....	106
Figura 12: Zona de Hábitat sumidero .....	111
Figura 13: Rutas de conectividad del corredor biológico.....	113
Figura 14: Matriz del corredor biológico. ....	114

---

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Número de corredores por país en Sudamérica y la información que se tiene de cada uno.....	57
Tabla 2: Categorización de variables topográficas ambientales.....	81
Tabla 3: Clasificación de los tipos de vegetación. ....	82
Tabla 4: Superficie por tipo de vegetación. ....	83
Tabla 5: Categorización de los tipos de vegetación. ....	84
Tabla 6: Categorización de la diversidad de Rinocriptidos.....	84
Tabla 7: Ejemplo de datos analizados estadísticamente.....	85
Tabla 8: Prueba de Bondad de ajuste de las variables del modelo.....	85
Tabla 9: Resumen de pruebas de correlación del modelo. ....	86
Tabla 10: Coeficientes del modelo. ....	88
Tabla 11: Superficie por rango de potencialidad de microhábitat.....	90
Tabla 12: Superficie de potencialidad de microhábitat por categoría de pendiente. .....	91
Tabla 13: Superficie de potencialidad de microhábitat por categoría de altitud.....	92
Tabla 14: Superficie de potencialidad de microhábitat por categoría de exposición. .....	92
Tabla 15: Superficie de potencialidad de microhábitat por categoría de vegetación. .....	93
Tabla 16: Resumen de condiciones generales de microhábitat de Rinocriptidos.	95
Tabla 17: Superficie de algunos corredores biológicos mesoamericanos.....	97

---

## RESUMEN

Los bosques naturales del mundo han sufrido un proceso de deforestación sin precedentes en la última mitad del siglo XX. Además de la pérdida de superficie forestal, los bosques remanentes han sido intensamente fragmentados. Ambos procesos de degradación de ecosistemas son fenómenos que ocurren a escala global y constituyen problemas ambientales graves por su impacto sobre la biodiversidad.

En aras de la conservación de la biodiversidad de estos ecosistemas degradados, se han buscado soluciones de gestión que permitan realizar una conectividad de zonas con alto valor de biodiversidad, así como desarrollar una mejor conservación de estas zonas, gestionándolas como una superficie continua de bosques. En este marco nace el concepto de corredor biológico (CB).

La presente investigación demuestra la aplicabilidad de un CB como herramienta de gestión para la conservación de aves endémicas de los ecosistemas de bosques templados del sur de Chile, los cuales son definidos como “*Hotspot*” de biodiversidad mundial.

Se ha diseñado, a tal fin, un corredor biológico en la cordillera de Nahuelbuta para aves endémicas de los bosques templados de Chile, sobre la base, principalmente, de su selección de hábitat. El corredor diseñado cubre 10773,5 ha, las cuales son, en su mayoría, zonas de pendientes media-bajas, expuestas a solana o semiumbría y con vegetación dominada por especies de los géneros *Nothofagus* y *Nothofagus* con *Araucaria*.

Delimitar claramente un corredor a través de variables aplicables a la planificación forestal nos permitió generar propuestas para una gestión de estos bosques que apoye, tanto la conservación de especies de fauna endémicas frágiles características de estos bosques, como el uso sustentable de los recursos

---

naturales de estos ecosistemas forestales, constituyentes, como se ha dicho, de un "Hotspot" de biodiversidad mundial.

## **ABSTRACT**

World's natural forests have suffered a deforestation process unprecedented in the last half century XX. Furthermore, the reductions in forest area have contributed to heavily fragmenting the remaining forests. Both processes of ecosystems' degradation are phenomena that occur globally and constitute serious environmental problems with major impacts on biodiversity.

With the purpose of conserving the biodiversity of these degraded ecosystems, management solutions have been looked out that permit ensuring a better conservation of these areas through establishing the connectivity of forest areas of high biodiversity value. Therefore, the efforts made towards managing fragmented areas as a continuous forest area resulted in the concept of biological corridor (BC).

This research demonstrates the applicability of this management tool for the conservation of endemic birds of temperate forest ecosystems in southern Chile, which are defined as a "hotspot" for global biodiversity. Therefore, a biological corridor, mainly based on habitat selection, has been designed for the endemic birds of temperate forests in the mountains of Nahuelbuta. The corridor designed covers 10773.5 ha, which are mainly located in areas of medium-low slope, exposed to sunshine or half-shade and vegetation dominated by species of *Nothofagus* and *Nothofagus* with *Araucaria*.

To clearly design a corridor through the use of variables applicable to forest planning allowed us to generate proposals for forest management activities that support the conservation of the fragile endemic fauna of these forests and the sustainable use of natural resources in these forest ecosystems that represent a "hotspot" of global biodiversity.

## 1. INTRODUCCIÓN

La Diversidad Biológica o Biodiversidad, y su conservación, son un interés común de toda la humanidad y de una importancia crítica para satisfacer las necesidades básicas globales. La organización de naciones unidas (ONU) en 1992 señala que la biodiversidad está estrechamente ligada al desarrollo, la salud y el bienestar de las personas y que constituye una de las bases del desarrollo social y económico. De este modo, se puede afirmar que la biodiversidad es fundamental para la existencia del ser humano en la Tierra y constituye un componente clave de la sostenibilidad mundial.

El concepto de biodiversidad es relativamente reciente, puesto que su uso se difundió, en gran medida, a partir de la década de los noventa del siglo pasado. Así, el Convenio sobre Diversidad Biológica aprobado en Río de Janeiro en 1992 define la biodiversidad como:

“La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”. Aparte de definir el concepto, en dicho Convenio se hace patente que “la conservación de la diversidad biológica es de interés común de toda la humanidad”.

Actualmente, nuestro planeta atraviesa por una grave crisis ambiental. Cada día las comunidades biológicas, que albergaban una riqueza de especies invaluable y cuya evolución tardó millones años, desaparecen ante la mirada atónita de la sociedad contemporánea (Primack *et al.*, 2001). Entre estas comunidades se encuentran las aves, las cuales son partícipes de muchas funciones relevantes en los ecosistemas boscosos, y en algunos casos son indicadoras de calidad de bosques.

Este delicado y crítico período por el que atravesamos demanda un cambio de actitud cultural y que se ejecuten, con la mayor brevedad, acciones que prevengan la extinción de ecosistemas completos, circunstancia que pondría en peligro la existencia misma del ser humano (García, 2002).

La importancia de conservar la biodiversidad radica en la necesidad de preservar la base de la supervivencia de la vida en el planeta, incluyendo la especie humana. Los sistemas naturales de la Tierra respaldan nuestra vida a través de diversos mecanismos que implican purificar el aire y el agua, reciclar el oxígeno, el carbono, el nitrógeno y el mismo agua; mantener el clima, conservar y mantener la fertilidad del suelo, proporcionar alimentos, materiales para viviendas, medicinas, materia prima para las industrias, etc. (WRI, UICN, PNUMA, 1992). El deterioro de la biodiversidad puede alterar estas funciones en un ecosistema, y si la magnitud del daño supera su capacidad de resiliencia, puede provocar severos problemas para la vida (Manzur, 2005).

A nivel mundial se han llevado a cabo diversos acuerdos intentando comprometer, a escala global, la conservación de la Biodiversidad.

En 1940 se desarrolló la Convención de Washington, realizada por la Organización de Estados Americanos (OEA); dicha reunión constituye el primer intento, en el plano continental americano, por considerar el medioambiente como un tema independiente y relacionado con el desarrollo. Esta Convención estableció como objetivo proteger a todas las especies y géneros de la flora y fauna de América de la extinción, así como preservar áreas de extraordinaria belleza, con énfasis en formaciones geológicas o con valor estético, histórico o científico. En esta reunión se establece por vez primera una conceptualización en torno a lo que es *reserva, parque nacional, santuario y monumento nacional*. En Chile, la Convención de Washington entró en vigor el 10 de octubre de 1967.

Junto con la Convención de Washington, Chile ha suscrito diversos tratados internacionales, tales como los que se indican a continuación:

## 1.1. Tratados Internacionales

### 1.1.1. La Declaración de Estocolmo (1972):

Aprobada durante la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente Humano, por vez primera introdujo en la agenda política internacional la dimensión ambiental como condicionante y limitadora del modelo tradicional de crecimiento económico y del uso de los recursos naturales.

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano se celebró en Estocolmo, en junio de 1972, con la participación de 1.200 delegados que representaban a 110 países. Los debates de la Conferencia de Estocolmo fueron precedidos por la publicación de un informe oficioso elaborado por más de un centenar de científicos de todo el mundo, denominado *Una sola Tierra: El cuidado y conservación de un pequeño planeta*, que se publicó en diez lenguas y fue puesto a disposición de todos los delegados por iniciativa de la secretaría general de la Conferencia.

Según lo señalado por el acta de la Declaración de Estocolmo (1972), las deliberaciones de la Conferencia se desarrollaron en tres comités:

1) sobre las necesidades sociales y culturales de planificar la protección ambiental;

2) sobre los recursos naturales;

3) sobre los medios a emplear internacionalmente para luchar contra la contaminación. La Conferencia aprobó una declaración final de 26 principios y 103 recomendaciones, con una proclamación inicial de lo que podría llamarse una visión ecológica del mundo, sintetizada en siete grandes principios.

El mayor logro de la Conferencia fue que todos los participantes aceptaran una visión ecológica del mundo, en la que se reconocía, entre otras cosas, que "...

el hombre es a la vez obra y artífice del medio que lo rodea..., con una acción sobre el mismo que se ha acrecentado gracias a la rápida aceleración de la ciencia y de la tecnología..., hasta el punto que los dos aspectos del medio humano, el natural y el artificial, son esenciales para su bienestar". Fijándose de manera más concreta en las consecuencias sobre amplias zonas del mundo de las actividades de los países industrializados, se constata que "...vemos multiplicarse las pruebas del daño causado por el hombre en muchas regiones de la Tierra: niveles peligrosos de contaminación del agua, el aire, la tierra y los seres vivos; grandes trastornos del equilibrio ecológico de la biosfera; destrucción y agotamiento de recursos insustituibles y graves deficiencias, nocivas para la salud física, mental y social del hombre, en el medio por él creado, especialmente en aquel en que vive y trabaja". Junto a esto, todos los participantes a la Conferencia suscribieron que "...el crecimiento natural de la población plantea continuamente problemas relativos a la preservación del medio, y se deben adoptar normas y medidas apropiadas, según proceda, para hacer frente a esos problemas". El reconocimiento del carácter mundial de la problemática ecológica supuso que, además de las acciones a nivel individual y nacional, se insistiera asimismo en la necesidad "...de una amplia colaboración entre las naciones y la adopción de medidas por las organizaciones internacionales, en interés de todos" (Declaración de Estocolmo, 1972).

Entre las recomendaciones acordadas, de carácter estrictamente ecológico, cabe destacar las siguientes:

- Preservación de muestras representativas de los ecosistemas naturales en los denominados "bancos genéticos".



- Protección de especies en peligro, especialmente los grandes cetáceos oceánicos; mantenimiento y mejora de la capacidad de la Tierra para producir recursos vitales renovables.
- Planificación de los asentamientos humanos, aplicando principios urbanísticos que respeten el entorno.
- Evitar la contaminación a todos los niveles, estableciendo las listas de los contaminantes más peligrosos, así como la de aquellos cuya influencia puede ser más irreversible a largo plazo.
- Creación de un Programa Mundial sobre el Medio Ambiente, patrocinado por las Naciones Unidas y destinado a asegurar, al nivel internacional, la protección del entorno.

### **1.1.2. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES):**

Publicada en el Diario Oficial en 1975, mediante Decreto Supremo N°141 del Ministerio de Relaciones Exteriores de Chile. En ella los Estados firmantes de este convenio señalan y reconocen que la fauna y flora silvestres, en sus numerosas, bellas y variadas formas, constituyen un elemento irremplazable de los sistemas naturales de la Tierra, y tienen que ser protegidas para esta generación y las venideras.

Se es consciente del creciente valor de la fauna y flora silvestres desde los puntos de vista estético, científico, cultural, recreativo y económico.

Se reconoce asimismo que los pueblos y Estados son y deben ser los mejores protectores de su fauna y flora silvestres.

Se reconoce además que la cooperación internacional es esencial para la protección de ciertas especies de fauna y flora silvestres contra su explotación excesiva mediante el comercio internacional.

### **1.1.3. Convención relativa a las zonas húmedas de importancia internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas (RAMSAR):**

Publicado en el Diario Oficial en 1981, mediante Decreto Supremo N°771 del Ministerio de Relaciones Exteriores de Chile.

Aunque esta convención se realizó en 1971, sus acuerdos a nivel mundial no entraron en vigor hasta 1975. Dentro de los compromisos más importantes de cada país firmante están (Convención RAMSAR, 1971):

Designar humedales idóneos de su territorio para ser incluidos en la Lista de Humedales de Importancia Internacional.

Designar, por lo menos, un humedal para ser incluido en la Lista y elaborar y aplicar su planificación de forma que favorezca la conservación de los humedales incluidos en dicha Lista.

Además, cada parte contratante tomará las medidas necesarias para informarse lo antes posible acerca de las modificaciones de las condiciones ecológicas de los humedales situados en su territorio e incluidos en la Lista y que se hayan producido, se estén produciendo o puedan producirse como consecuencia del desarrollo tecnológico, de la contaminación o de cualquier otra intervención del hombre. Las informaciones sobre dichas modificaciones se transmitirán sin demora a la organización o al gobierno responsable de las funciones de la Oficina Permanente.

**1.1.4. Convención sobre la protección del patrimonio mundial, cultural y natural (UNESCO):**

Publicado en el Diario Oficial en 1980, mediante Decreto Supremo N°259 del Ministerio de Relaciones Exteriores de Chile. Dispone establecer un sistema eficaz de protección colectiva del patrimonio cultural y natural de valor excepcional.

**1.1.5. Convenio sobre la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre:**

Publicado en el Diario Oficial en 1981, mediante Decreto Supremo N° 868 del Ministerio de Relaciones Exteriores, forma parte del marco normativo medioambiental de Chile.

El Convenio sobre la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre, se realizó en Bonn el 23 de julio de 1979.

Las partes contratantes (Convenio sobre la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre, 1979):

“Reconocen que la fauna silvestre, en sus numerosas formas, constituye un elemento irremplazable de los sistemas naturales de la tierra, que tiene que ser conservado para el bien de la humanidad.

Son conscientes de que cada generación humana administra los recursos de la tierra para las generaciones futuras y tiene el deber de que dicho legado se conserve, y de que, cuando esté sujeto a uso, este se haga con prudencia.

Son conscientes del creciente valor que adquiere la fauna silvestre desde los puntos de vista medio-ambiental, ecológico, genético, científico, estético, recreativo, cultural, educativo, social y económico.

Están preocupadas, en particular, por las especies de animales silvestres que en sus migraciones franquean los límites de jurisdicciones nacionales o cuyas migraciones se desarrollan fuera de dichos límites.

Reconocen que los Estados son y deben ser los protectores de las especies migratorias silvestres que viven dentro de los límites de su jurisdicción nacional o que los franquean.

Están convencidos de que la conservación, así como el eficaz cuidado y aprovechamiento de las especies migratorias de animales silvestres, requieren una acción concertada de todos los Estados dentro de cuyos límites de jurisdicción nacional pasan dichas especies alguna parte de su ciclo biológico...” (Convenio sobre la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre, 1979).

#### **1.1.6. Carta de la Naturaleza:**

Esta Carta fue solemnemente adoptada y proclamada por la Asamblea General de las Naciones Unidas, en su Resolución 37/7, el 28 de octubre de 1982.

Dentro de sus principios generales destacan (Carta Mundial de la Naturaleza, 1982):

Se respetará la Naturaleza y no se perturbarán sus procesos esenciales.

No se amenazará la viabilidad genética de la tierra; la población de todas las especies, silvestres y domesticadas, se mantendrá a un nivel por lo menos suficiente para garantizar su supervivencia; asimismo, se salvaguardarán los hábitats necesarios para este fin.

Estos principios de conservación se aplicarán a todas las partes de la superficie terrestre, tanto en la tierra como en el mar; se concederá protección especial a aquellas de carácter singular, a los ejemplares representativos de todos los diferentes tipos de ecosistemas y a los hábitats de las especies en peligro.

Los ecosistemas y los organismos, así como los recursos terrestres, marinos y atmosféricos que son utilizados por el hombre, se administrarán de manera tal de lograr y mantener su productividad óptima y continua sin por ello poner en peligro la integridad de los otros ecosistemas y especies con los que coexistan.

Se protegerá a la Naturaleza de la destrucción que causan las guerras u otros actos de hostilidad.

En los procesos de adopción de decisiones se reconocerá que no es posible satisfacer las necesidades de todos a menos que se asegure el funcionamiento adecuado de los sistemas naturales y se respeten los principios enunciados en la presente Carta.

En la planificación y realización de las actividades de desarrollo social y económico, se tendrá debidamente en cuenta el hecho de que la conservación de la Naturaleza es parte integrante de esas actividades.

Al formular planes a largo plazo para el desarrollo económico, el crecimiento de la población y el mejoramiento de los niveles de vida, se tendrá debidamente en cuenta la capacidad a largo plazo de los sistemas naturales para asegurar el asentamiento y la supervivencia de las poblaciones consideradas, reconociendo que esa capacidad se puede aumentar gracias a la ciencia y la tecnología.

Se planificará la asignación de partes de la superficie terrestre a fines determinados y se tendrán debidamente en cuenta las características físicas, la productividad, la diversidad biológica y la belleza natural de las zonas correspondientes.

No se desperdiciarán los recursos naturales; por el contrario, se utilizarán con mesura, de conformidad con los principios enunciados en la presente Carta.

#### **1.1.7. Convenio sobre la Diversidad Biológica:**

Chile ratificó este Convenio el 9 de septiembre de 1994. Publicado en el Diario Oficial en 1995, mediante Decreto Supremo N° 1963 del Ministerio de Relaciones Exteriores de Chile.

El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) de la Organización de las Naciones Unidas, tiene como objetivos la conservación de la diversidad biológica, la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa de sus beneficios (Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, 1992).

Este Convenio constituye el primer acuerdo global sobre todos los niveles de la diversidad biológica: recursos genéticos, especies y ecosistemas. Reconoce explícitamente que la conservación de la diversidad biológica es una meta común de la humanidad y la base fundamental del proceso de desarrollo; analiza la actividad humana y se establecen los objetivos, las actividades y las acciones que deben realizar los países que lo suscriben, para que el medio ambiente y el desarrollo sean considerados al adoptar decisiones económicas y políticas, logrando de este modo la integración de ambos elementos.

Algunos de los compromisos de los contratantes de este Convenio son (Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, 1992):

Identificar los componentes de la diversidad biológica que sean importantes para su conservación y utilización sostenible, teniendo en consideración la lista indicativa de categorías de conservación.

Proceder, mediante muestreo y otras técnicas, al seguimiento de los componentes de la diversidad biológica identificados, prestando especial atención a los que requieran la adopción de medidas urgentes de conservación y a los que ofrezcan el mayor potencial para la utilización sostenible.

Identificar los procesos y categorías de actividades que tengan, o sea probable que tengan, efectos perjudiciales importantes sobre la conservación y utilización sostenible de la diversidad biológica, y proceder, mediante muestreo y otras técnicas, al seguimiento de esos efectos.

Mantener y organizar, mediante cualquier mecanismo, los datos derivados de las actividades de identificación y seguimiento de conformidad con los puntos antes mencionados.

Establecer y mantener programas de educación y capacitación científica y técnica en medidas de identificación, conservación y utilización sostenible de la diversidad biológica y sus componentes, y prestar apoyo para tal fin, centrado en las necesidades específicas de los países en desarrollo.

Fomentar la investigación que contribuya a la conservación y a la utilización sostenible de la diversidad biológica, particularmente en los países en desarrollo.

Promover la utilización de los adelantos científicos en materia de investigaciones sobre diversidad biológica para la elaboración de métodos de conservación y utilización sostenible de los recursos biológicos, y fomentar la cooperación a tal fin, entre otros.

Además de estos tratados, existen los compromisos adquiridos por el Estado chileno en las tres convenciones mundiales sobre medio ambiente y desarrollo (cumbres de Estocolmo 1972, Río 1992 y Johannesburgo 2002): en la de Estocolmo 1972, como se ha dicho, fue la primera vez que a escala mundial se manifiesta la preocupación por la problemática ambiental global en una Conferencia Mundial, con el informe del Club de Roma "Los límites del

crecimiento". Fruto de la Conferencia de Estocolmo surge la Declaración de Estocolmo (Oltremari, 2008).

A continuación se presentan las principales declaraciones y compromisos asumidos por Chile en relación a las mencionadas cumbres y otros protocolos internacionales.

#### **1.1.8. Cumbre de Río de Janeiro 1992:**

Señalada por los principales especialistas en legislación ambiental y en desarrollo sostenible como uno de los puntos de inflexión históricos en relación a la consideración de las cuestiones ecológicas en el concierto internacional, la Cumbre de Río puso claramente en la agenda mundial el medio ambiente.

Las reuniones se desarrollaron en Río de Janeiro, Brasil, del 3 al 14 de junio de 1992. Participaron 172 gobiernos, incluyendo 108 presidentes o jefes de Estado. Además, más de 2.400 integrantes de organizaciones no gubernamentales (ONG) formaron parte, junto a 17.000 personas, del Foro de ONG complementario, al que se le otorgó estatus consultivo (Cumbre de la Tierra, 1992), siendo el antecedente primario del papel vital que hoy en día tienen las ONG's .

Es entonces cuando nace la agenda ambiental a nivel mundial. Algunos de los temas tratados, en los que posteriormente se profundizó, que adquirieron una entidad mayor tanto en el área de las organizaciones no gubernamentales como en el sector gubernamental, fueron los residuos contaminantes en las energías convencionales y el desarrollo de fuentes alternativas de energía, entre otros.

Así, se evaluaron los efectos negativos del uso de combustibles fósiles en relación al cambio climático global. También se indicó que el transporte público podría ser importante en la disminución de las emisiones contaminantes de los vehículos, además de atacar directamente las problemáticas urbanas relacionadas



con el tránsito y los inconvenientes de salud provocados por la contaminación ambiental (Gabaldón, 1992).

En la Cumbre tiene su origen un Convenio sobre la Diversidad Biológica, al cual, como ya señalamos, Chile está suscrito, al igual que España.

Otra cuestión tratada fue la creciente escasez de agua. Estas cuestiones hoy forman parte de la agenda cotidiana de los medios de comunicación, pero en 1992 no tenían la importancia y la consideración que hoy suscitan. Asimismo, gracias a la Cumbre de Río se sentaron las bases de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (Gabaldón, 1992), que posteriormente desembocaría en el Protocolo de Kioto.

#### **1.1.9. Cumbre de Johannesburgo 2002:**

La Cumbre de Río tuvo su continuidad en Johannesburgo (Sudáfrica), del 26 de agosto al 4 de septiembre de 2002. Sin embargo, no superó en impacto a la Cumbre de la Tierra de Río de Janeiro, que quedó especialmente en la historia por concretarse en un momento en el cual la temática ambiental aún no estaba instalada en la opinión pública como en la actualidad, como ya se ha señalado.

Los principales objetivos asumidos por la comunidad internacional en la Cumbre de Johannesburgo de septiembre de 2002 (World Summit on Sustainable Development, 2002), fueron los siguientes:

- Reducir a la mitad el número de personas sin acceso a agua potable y a unas condiciones higiénicas básicas.
- Hacer más accesibles los servicios energéticos modernos, la eficiencia energética y el uso de fuentes de energía renovables.
- Invertir la tendencia actual a la degradación de los recursos naturales.

- Frenar la pérdida actual de biodiversidad.
- Reducir los efectos nocivos de las sustancias químicas.
- Fomentar un consumo y producción sostenibles.
- Apoyar la aplicación de las estrategias nacionales de desarrollo sostenible.

#### **1.1.10. Plataforma intergubernamental científico-normativa sobre diversidad biológica y servicios de ecosistemas (IPBES) abril 2012, Panamá:**

Según lo señalado en el documento publicado por IPBES, 2012, el objetivo de la plataforma es afrontar directamente la creciente pérdida de diversidad biológica en el mundo y la degradación de los servicios de los ecosistemas, cerrando las brechas entre la ciencia, precisa, imparcial y actualizada, y los formuladores de políticas.

Si bien numerosas organizaciones e iniciativas contribuyen a mejorar el diálogo entre los formuladores de políticas y la comunidad científica en este campo, la IPBES se establece como una nueva plataforma, reconocida por ambas comunidades, para abordar las brechas existentes y para fortalecer la interfaz científico-normativa sobre diversidad biológica y servicios de los ecosistemas.

Tras varios años de negociación, se acordó el diseño operativo final de la Plataforma Intergubernamental sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas (IPBES). La ciudad alemana de Bonn, sede de tratados como la Convención sobre Especies Migratorias del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), fue elegida para albergar la secretaría del nuevo organismo independiente en una reunión celebrada en la Ciudad de Panamá.

Los avances logrados en esta reunión comienzan con el hecho de que más de 90 países han establecido con éxito la interfaz científico-normativa para todos los países. La diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas son esenciales para el bienestar humano. Esta plataforma generará el conocimiento y desarrollará las capacidades para protegerlos en esta y en futuras generaciones.

La IPBES pretende ser una herramienta de coordinación más eficiente entre investigadores y el mundo político-administrativo para estar a la altura de este desafío. La UNESCO ha apoyado este proceso desde su creación y hará lo necesario para aportar su larga experiencia y movilizar sus redes científicas al servicio de la IPBES en los campos del agua, los océanos y la diversidad biológica (IPBES, 2012).

Las funciones principales de la IPBES englobarán las siguientes áreas:

- Identificar y priorizar información científica clave requerida por los formuladores de políticas y catalizar los esfuerzos para generar nuevos conocimientos.
- Realizar evaluaciones regulares y oportunas del conocimiento sobre diversidad biológica y los servicios de los ecosistemas y sus interconexiones.
- Apoyar la formulación y aplicación de políticas, identificando herramientas y metodologías relevantes para la elaboración de políticas.
- Priorizar las necesidades clave de desarrollo de capacidades para mejorar la interfaz ciencia-normativa y proporcionar y solicitar apoyo financiero y de otro tipo para las necesidades de mayor prioridad relacionadas directamente con sus actividades.

Otras visiones más generales a las cuales pretende contribuir el IPBES, son:

- Colaborar con las iniciativas existentes sobre biodiversidad y servicios de los ecosistemas, incluyendo acuerdos multilaterales sobre el medio ambiente, organismos de las Naciones Unidas y redes de científicos y

poseedores de conocimiento, para cerrar brechas y apoyarse en su trabajo, evitando duplicidades.

- Ser científicamente independiente y asegurar la credibilidad, relevancia y legitimidad por medio de la revisión, por pares, de su trabajo, así como la transparencia en sus procesos de toma de decisiones.
- Recurrir a procesos claros, transparentes y científicamente creíbles para intercambiar, compartir y utilizar información y tecnologías de todas las fuentes relevantes, incluyendo literatura no revisada por pares, según proceda.
- Reconocer y respetar la contribución del conocimiento indígena y local a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica y los ecosistemas.
- Proporcionar información relevante para políticas, pero no asesoría prescriptiva de políticas, teniendo en cuenta los mandatos respectivos de los acuerdos multilaterales sobre medio ambiente.
- Integrar el desarrollo de capacidades en todos los aspectos relevantes de su trabajo de acuerdo con las prioridades decididas por el plenario.
- Reconocer la diversidad biológica única y el correspondiente conocimiento científico dentro de y entre las regiones, y también reconocer la necesidad de la participación completa y efectiva de los países en desarrollo, así como de la representación y participación regional equilibrada en su estructura y trabajo.
- Asumir un enfoque interdisciplinario y multidisciplinar que incorpore todas las áreas relevantes, incluyendo las ciencias sociales y naturales.
- Reconocer la necesidad de la igualdad de género en todos los aspectos relevantes de su trabajo.

- Abordar la biodiversidad terrestre, marina y de aguas interiores, así como los servicios de los ecosistemas y sus interacciones.
- Asegurar el uso pleno de las evaluaciones y el conocimiento nacional, subregional y regional, según proceda.

La última reunión de interés mundial asociada a las temáticas de estos convenios ya señalados, fue la realizada este año (2012) en Brasil.

#### **1.1.11. Cumbre de Río+20:**

La Cumbre de jefes de Estado y de Gobierno de la cumbre de Río+20 concluyó con la adopción de un documento en el que cerca de 190 países impulsan los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y la economía verde en el contexto de la lucha contra la pobreza.

EL resultado de esta cumbre no fue visto por sus participantes tan positivamente como el de las IPBES.

El documento resultante de la cumbre, titulado “El futuro que queremos”, dejó insatisfechos a varios gobiernos y principalmente a las ONG que representan a un amplio espectro de la sociedad.

A pesar de que el texto es producto de meses de negociación, primero en Nueva York y la última semana en Río de Janeiro, lo que primó en la reunión fue la falta de consenso sobre los objetivos. La razón principal del desencanto está en que para muchos se trata de un documento que no responde al desafío mundial de incluir al mismo nivel el crecimiento económico, la preservación del medio ambiente y la inclusión social.

El documento final subraya las principales amenazas al planeta: desertificación, agotamiento de los recursos pesqueros, contaminación,

deforestación, extinción de miles de especies y cambio climático, catalogado como uno de los principales desafíos de nuestro tiempo.

El documento igualmente reafirma el valor intrínseco de la diversidad biológica, así como los valores ecológicos, genéticos, sociales, económicos, científicos, educativos, culturales, recreativos y estéticos de la diversidad biológica y el papel primordial que desempeña en el mantenimiento de ecosistemas que prestan servicios esenciales, que son bases fundamentales para el desarrollo sostenible y el bienestar humano. Se reconoce la gravedad de la pérdida mundial de biodiversidad y la degradación de los ecosistemas, y se pone de relieve que dichos efectos socavan el desarrollo mundial, afectan a la seguridad alimentaria y la nutrición, el abastecimiento y acceso al agua, la salud de los pobres del medio rural y de los pueblos de todo el mundo, incluidas las generaciones presentes y futuras (ONU, 2012). Ello lleva a resaltar la importancia de conservar la biodiversidad, reforzar la conectividad del hábitat y consolidar la resiliencia de los ecosistemas.

Se reconoce, asimismo, que los conocimientos, innovaciones y prácticas tradicionales de los pueblos indígenas y las comunidades locales aportan una contribución importante a la conservación y uso sostenible de la biodiversidad; su aplicación más amplia puede apoyar el bienestar social y los medios de vida sostenibles (ONU, 2012).

El acuerdo impulsa la transición hacia una "economía verde"; aunque este concepto economía verde es señalado como importante para contribuir a la erradicación de la pobreza y el crecimiento económico sostenible, el texto deja en el aire lo que ese concepto significa, ya que cada país dispone de diferentes enfoques, visiones, modelos e instrumentos, en función de sus circunstancias y prioridades nacionales.

Sobre el diseño de actividades o programas para avanzar hacia el objetivo de desarrollo sostenible (ODS), el otro pilar del proceso de la Río+20, el

documento exhorta a todos los países a que le den "prioridad" en la asignación de recursos.

De este modo, un comité intergubernamental integrado por 30 expertos de todas las regiones del mundo se encargará de definir hasta 2014 los medios de financiación para "la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible", una propuesta de Colombia inspirada en los objetivos de desarrollo del Milenio (ODM).

Los ODS hablan de metas para asuntos vitales como el agua, la biodiversidad y la seguridad alimentaria, mientras que los ODM abordan el hambre, la pobreza, la educación y la salud.

El G77, formado por países en desarrollo más China, reclamó al inicio de la conferencia un fondo de 30.000 millones de dólares anuales para poder cumplir con las metas socioambientales, pero en un contexto de crisis económica, el acuerdo final no define cifras.

De forma general, la cumbre obtuvo casi 700 compromisos voluntarios de gobiernos, empresas y de la sociedad civil por 513.000 millones de dólares en los próximos 10 años, sin precisar si estas financiaciones son nuevas.

En cuanto al Programa de Medio Ambiente de la ONU (PNUMA), que los europeos querían transformar en organización mundial, se decidió que por ahora sólo será fortalecido (ONU, 2012), como querían Brasil y Estados Unidos.

Todos estos convenios mundiales, todos los compromisos y tareas propuestas y aceptadas por las diferentes naciones, muestran que las causas que provocan la pérdida de biodiversidad no van a atenuarse o desaparecer en las próximas décadas si no se adoptan medidas decididas y urgentes. Así, la acción en pro de la biodiversidad está justificada tanto por razones éticas, como económicas y sociales.

Todos estos acuerdos firmados por Chile comprometen al Estado a lograr, por la vía de la creación de áreas silvestres protegidas, estatales y privadas, la conservación, preservación y mejora de los ecosistemas naturales del país.

En la actualidad, el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (existente desde 1984) carece de un estatuto orgánico que lo rijan y, en consecuencia, legalmente no existe como tal y sólo se dispone de algunas normas dispersas que se refieren a él. El diagnóstico de las áreas protegidas en Chile deja de manifiesto la necesidad de un reordenamiento profundo en diversos aspectos, donde la institucionalidad y la formulación de políticas y legislación específicas juegan una función prioritaria (Oltremari, 2008). En este ámbito, el envío al Parlamento de un proyecto de ley para la creación del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas es la culminación de una etapa y el inicio de otra. Ese proyecto de ley se sometió el 26 de enero de 2011 a trámite legislativo. Si bien con esta ley se crearon tres nuevas instituciones públicas, hasta la fecha éstas no están operando completamente, al no haberse dictado los reglamentos necesarios para la aplicación integral de la ley, y debido también a cuestiones de políticas partidistas que alargan el proceso de consenso. (Fundación TERRAM, 2011).

Aun con la existencia y aplicación, a distintos niveles, de estos tratados y convenios internacionales, el riesgo de extinción de las especies es cada vez más crítico: cerca de un cuarto de las especies vegetales del mundo está en peligro de extinción, la abundancia de especies de vertebrados de la Tierra se ha reducido en promedio casi en un tercio en las últimas décadas, y sigue decreciendo (Fundación TERRAM, 2011). Los hábitats naturales también siguen deteriorándose en cuanto a su extensión e integridad (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2011).

## **1.2. Conservación de la Biodiversidad de ecosistemas forestales:**

A nivel mundial, regional y local se manifiesta constantemente una preocupación por la considerable reducción de la biodiversidad, como consecuencia de determinadas actividades humanas, programas de estabilización



y reformas económicas aplicadas, todo ello unido a la falta de información y conocimiento sobre la biodiversidad (Figueroa, 2005).

Para conservar, primero hay que saber qué se tiene, valorar y analizar su fragilidad. En este sentido, la biodiversidad de una región puede medirse de varias maneras, la más común consiste en cuantificar el número de especies que habitan un lugar, es decir, la riqueza de especies. Otro criterio es determinar el nivel de endemismos; esto es, la cantidad de especies autóctonas, originarias y propias de la zona. Teniendo en cuenta ambos elementos, si un lugar posee menos número de especies comparado con otro, pero estas especies son exclusivas del lugar, se le asigna un mayor valor en términos de biodiversidad. Otro parámetro que también se utiliza es la relación que existe entre diferentes especies. Así, un lugar con dos especies de aves y una especie de lagarto se considera más rico y diverso que un lugar habitado por tres especies de aves pero ninguna de lagartos (WRI, UICN, PNUMA, 1992).

La diversidad de especies y la complejidad estructural de un ecosistema proporcionan un ecosistema maduro y con mayor estabilidad medioambiental. Una alta biodiversidad y complejidad permiten al ecosistema desarrollar numerosas alternativas para responder a los cambios, ajustarse y continuar funcionando con poca o ninguna alteración detectable (Altieri, 1983). En cambio, aquellos que han perdido biodiversidad son más frágiles y susceptibles a influencias externas, pudiéndose alterar su integridad y estabilidad con mayor facilidad.

Los bosques son biológicamente más diversos que cualquier otro ecosistema terrestre, cubriendo cerca del 31 por ciento de superficie de la Tierra, alrededor de 4 mil millones de hectáreas, que albergan a más de dos tercios de todos los animales terrestres, siendo base fundamental para una amplia gama de servicios necesarios para la subsistencia de las poblaciones humanas, de flora y de fauna.

Aunque la tasa de deforestación ha disminuido levemente durante la última década, cada año, aproximadamente, 13 millones de hectáreas de bosques del

mundo se ha perdido o degradado. La deforestación y la degradación forestal en los bosques tropicales primarios, que son de alto valor en diversidad biológica, continúa a un ritmo alarmante: unos 6 millones de hectáreas por año (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2011).

Otro aporte de los bosques es su significativa contribución a la mitigación del cambio climático mediante las funciones de sumidero y almacenamiento de carbono. Estos desempeñan una función esencial en la reducción de las vulnerabilidades y en mejorar la adaptación de las poblaciones y los ecosistemas a los efectos negativos del cambio climático y a la variabilidad climática, que son cada vez más evidentes en muchas partes del mundo (FAO, 2011).

Se estima que hasta mil millones de hectáreas, o aproximadamente una cuarta parte de todas las tierras forestales, se encuentran en necesidad de restauración para mejorar tanto su productividad como la prestación de servicios de los ecosistemas. Se puede decir que la restauración de los paisajes forestales tiene altos beneficios para el desarrollo sostenible.

A escala mundial, más de 460 millones de hectáreas de bosques, el 12 por ciento de la superficie forestal total, está destinada a la conservación de la diversidad biológica como su función principal, con un aumento del 32 por ciento desde 1990. El 36 por ciento de la superficie forestal total está cubierto por bosques primarios -es decir, que comprenden bosques de especies nativas, donde los procesos ecológicos no han sido significativamente alterados por la actividad humana-. Los bosques primarios se han reducido en más de 40 millones de hectáreas desde 2000, principalmente debido a la sobreexplotación forestal y la expansión agrícola (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2011).

Todo ello explica que exista en la actualidad una masiva preocupación por evitar la pérdida de biodiversidad, consecuencia de la presión ejercida sobre ecosistemas naturales, que genera tanto una fragmentación como un decrecimiento de superficie y de calidad de zonas que son hábitat de muchas

especies de flora y fauna, llevando a poner en peligro de extinción a un buen porcentaje de dichas especies.

Chile presenta una gran variedad de superficie de ecosistemas forestales, que cubren una superficie de 16,67 millones de hectáreas, de las cuales los bosques nativos ocupan una superficie aproximada de 13,43 millones de hectáreas, lo que representa el 17,8% de la superficie de Chile (CONAF-CONAMA-BIRF, 2011). Dentro de estos ecosistemas forestales destacan los bosques templados del sur de Chile, que representan aproximadamente 9 millones de hectáreas, según se puede deducir del catastro vegetacional del Bosque Nativo de Chile de 2011. Dichos bosques tienen una alta biodiversidad, lo que se aplica, por una parte, a la alta proporción de grupos taxonómicos exclusivos del bosque de Sudamérica, y, por otra, a que las especies del bosque templado se encuentran en una amplia variedad de géneros (Armesto *et al.*, 1992).

Los bosques templados de Chile están siendo afectados por la degradación y fragmentación, tal como señalan Wilson *et al.* (2005) y Echeverría *et al.* (2006). Estos procesos de degradación alteran fuertemente los distintos hábitats integrados en los bosques, lo que se traduce en una pérdida de biodiversidad de flora y fauna (Willson *et al.* 1994; Bustamante y Grez, 1995; Vergara y Simonetti, 2004; Vergara y Armesto, 2009).

Dicha degradación de los bosques está incidiendo en uno de los componentes más valiosos de estos ecosistemas como es la fauna silvestre, la cual desde hace muchas décadas ha sido reconocida como un indicador más de la calidad de los bosques; así, la fauna se considera un componente esencial de los ecosistemas boscosos que debe ser considerado explícitamente en el manejo de los mismos (Escribano, 1977; Armesto, 1996), con el fin de poder conservar la biodiversidad de dichos bosques. Todo ello se realiza a favor del desarrollo sostenible, defendiendo la diversidad que proporcionan los diferentes hábitats que se pueden encontrar para las distintas especies que habitan tales ecosistemas, lo

que enriquece la variedad de especies y procesos dentro de los mismos (UICN *et al.*, 1980).

Los bosques templados australes que están distribuidos en Chile y en el margen oeste de Argentina cuentan con la presencia de aves particularmente vulnerables a la destrucción de su hábitat, situación que es aún más preocupante debido a que muchas de ellas están restringidas a esta región. Estas aves cumplen funciones ecológicas esenciales como, por ejemplo, polinización de flores y dispersión de semillas de árboles, enredaderas y arbustos del bosque, o el control de plagas de insectos que pueden ser dañinas para árboles con valor maderable.

La importancia de la biodiversidad, y en especial de las aves de los bosques templados de Chile, ha motivado el desarrollo de este trabajo, que pretende aportar una mayor toma de conciencia a favor de la investigación, la mejora de la gestión forestal y la conservación y valorización de la biodiversidad.

### **1.3. Marco Conceptual:**

Alguno de los conceptos ecológicos que se nombrarán con frecuencia en este documento no son de común conocimiento, o presentan muchas acepciones a nivel mundial, dependiendo del contexto en que sean mencionados, por lo que a continuación se presentan los más relevantes para el desarrollo del presente trabajo, para hacer más fácil su comprensión.

#### **1.3.1. *Hotspot* de biodiversidad**

En el marco de la creciente preocupación por temáticas ambientales como la biodiversidad y, en particular, la disminución de la misma en muchos lugares del

mundo debido a la fragilidad de ciertos ecosistemas y la presión de uso a la cual están sometidos, nace, a nivel global, una fuerte intención de conservar estas zonas de alta diversidad. Para lograr lo anterior se han desarrollado diferentes intentos por identificar las áreas mundiales de mayor riesgo o vulnerabilidad, para así lograr una mejor distribución de los recursos técnicos y económicos destinados a su conservación.

El estudio de la distribución de las especies, que desde hace mucho tiempo ha sido el foco central de la ecología y la biogeografía (Reid, 1998), ha tomado más fuerza en respuesta a la problemática ambiental señalada en el párrafo anterior.

Debido a que la ubicación y las amenazas a la biodiversidad se distribuyen de manera desigual (Sechrest *et al.*, 2002), y a que algunas áreas son mucho más ricas que otras en diversidad general y en endemismos (Mittermeier *et al.*, 1998), es esencial establecer prioridades para minimizar la pérdida de la biodiversidad (Brooks *et al.*, 2006).

No se trata de menospreciar la importancia de otros sectores menos diversos, como tampoco que las zonas menos amenazadas deben ser denotadas como de baja relevancia, sino de señalar que la alta biodiversidad de ciertas áreas debe recibir prioridad de conservación (Mittermeier *et al.*, 1998), para, de esa forma, maximizar los beneficios de inversión en conservación a través de la concentración de recursos en zonas de mayor necesidad y en donde las medidas protectoras produzcan mayor rentabilidad. Así es como los espacios relictos de biodiversidad menos vulnerada (sitios más *prístinos*) y las zonas donde están presentes especies endémicas han sido, en las últimas décadas, focos de interés para su conservación.

Thomas *et al.* (1979), sugieren que el rango restringido de distribución de especies endémicas hace especialmente vulnerables las zonas en que ellas habitan. Esta preocupación ha inducido una serie de esfuerzos por dar prioridad a la conservación, a escala mundial, mediante la identificación de la biodiversidad en

puntos geográficos que son de valor particular por su alta riqueza de especies y endemismos (Myers, 1988; Mittermeier *et al.*, 1998; Myers *et al.*, 2000). En busca de estos objetivos de priorización nace, también a escala mundial, el enfoque de identificar puntos “calientes” o “críticos”, “Hotspot” de biodiversidad, término que se hace eco de la premisa que indica que la biodiversidad terrestre se puede proteger si se concentran los esfuerzos en una porción muy pequeña de superficie de la Tierra (Mittermeier *et al.*, 1998).

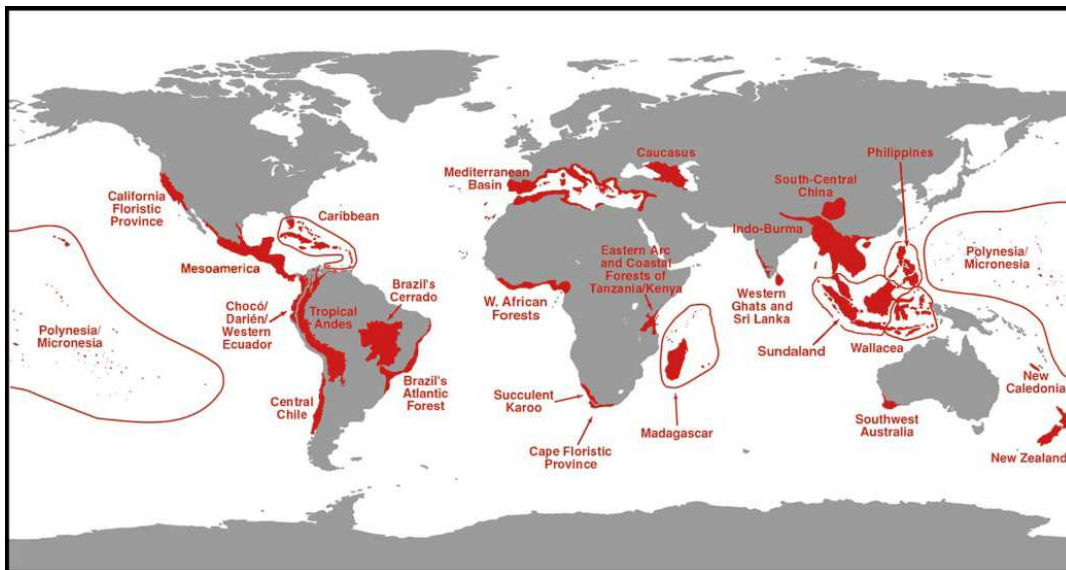
El término “Hotspot de biodiversidad” fue acuñado por Norman Myers en el siglo XX, a finales de la década de los ochenta, en dos artículos que identificaron 18 regiones geográficas como prioritarias de conservación, ya que en ellas figuran un gran número de especies endémicas que se encuentran en relativamente pequeñas áreas con amenazas significativas de pérdida de hábitat (Reid, 1998).

Los “Hotspots” de biodiversidad son, de este modo, áreas particularmente ricas en especies, raras, amenazadas, o con alguna combinación de estos atributos (Harris *et al.*, 2005). Este enfoque identifica las áreas que ofrecen concentraciones excepcionalmente altas de especies endémicas y que experimentan una pérdida considerable de hábitat (Myers, 2000).

El análisis básico para la definición de estos “Hotspot” de biodiversidad se basa en dos criterios: el endemismo de las especies y su grado de amenaza. La principal fuente de datos para las plantas y los vertebrados fue la experiencia de más de 100 científicos de países afectados y alrededor de 800 referencias en la literatura profesional. Otro factor determinante de la condición “Hotspot”, es el grado de amenaza a través de la fragilidad y reducción de hábitat. Para calificar una zona como “Hotspot”, dicha zona debe, entre otras circunstancias, haber perdido el 70% o más de su vegetación primaria, siendo ésta la forma de hábitat que por lo general contiene la mayoría de las especies, especialmente las endémicas (Myers *et al.*, 2000).

El análisis mencionado dio como resultado la selección de 25 zonas “Hotspot” (Figura 1), que representan ecosistemas prioritarios de conservación por

su riqueza y endemismo de especies de flora y fauna. En estas zonas se concentra un mínimo de 1.500 especies de plantas vasculares endémicas, así como una alta proporción de vertebrados endémicos (Myers *et al.*, 2000), en donde el hábitat original ha sido fuertemente impactado por las acciones del hombre.



**Figura 1: Ubicación de los 25 “Hotspot” de biodiversidad mundial.**

Fuente: Myers, 2000

Los 25 puntos son específicamente:

1. La región florística del Cabo.
2. Los bosques costeros de África oriental.
3. Los bosques guineanos de África occidental.
4. Madagascar y las islas del Océano Índico.
5. Karoo de suculentas (incluye partes de Sudáfrica y Namibia).

6. Nueva Caledonia.
7. Nueva Zelanda.
8. Filipinas.
9. Polinesia y Micronesia.
10. La zona suroccidental de Australia.
11. Parte del archipiélago indo-malayo.
12. Wallacea.
13. Cáucaso.
14. La cuenca del Mediterráneo.
15. Indo Birmania.
16. Las montañas de suroeste de China.
17. Ghats occidentales y Sri Lanka.
18. Zonas de California.
19. Islas Caribe.
20. América central.
21. Mata atlántica.
22. El Cerrado de Brasil.
23. Los Bosques templados de Chile central.
24. El bosque tumbesino-chocoano-magdalénico.
25. Los Andes tropicales.

El conjunto completo de estos sitios prioritarios de conservación de biodiversidad “*Hotspot*”, como se ha indicado anteriormente, conservan más de la mitad de las especies amenazadas conocidas (Myers, 2003). De estos 25 puntos,



15 contienen al menos 2.500 especies de plantas endémicas, y 10 de ellos por lo menos 5.000. Los cuatro grupos de vertebrados: mamíferos, aves, reptiles y anfibios, comprenden 27.298 especies, consistentes en 4.809 mamíferos, 9.881 aves, 7.828 reptiles y 4.780 anfibios (Myers, 2000).

La identificación de la biodiversidad a nivel mundial en términos de riqueza de especies, endemismo, rareza y amenaza es muy importante ya que puede dirigir los esfuerzos de conservación hacia las áreas prioritarias (Kati *et al.*, 2004).

Se considera que otra de las ventajas, o aportes para la conservación de la biodiversidad, de la clasificación de sitios de interés de conservación mundial “*Hotspot*”, es el hecho de que tienden a estar ubicados preferentemente en zonas de importancia ecológica de transición (Araújo y Williams 2001; Gaston *et al.*, 2001, Araújo, 2002) por lo que el espectro de especies es mayor que en otras zonas.

Como se puede observar en la figura 1, parte de los bosques de Chile están dentro de estas zonas prioritarias de conservación mundial, debido a la existencia de un gran número de hábitats y especies de flora y fauna adaptadas a ellos (Simonetti y Armesto, 1991). Chile presenta características especiales, como alto grado de endemismo y capacidad de ocupación de estos ecosistemas diversos y frágiles (Jaksic, 1997).

Myers (1990) indicaba que los bosques de Chile central presentaban un 33 por ciento de formaciones originales, además de contener más de 2.900 plantas, es decir, casi el 56 por ciento de la flora nacional, agrupada en un 6 por ciento del territorio chileno. De estas especies el 50 % son endémicas.

Mittermeier *et al.* (2005) indican a los bosques templados lluviosos y bosques valdivianos de Chile como uno de los “*Hotspot*” de biodiversidad más importantes en relación a familias de flora y fauna endémicas.

El término “*Hotspot*” es cada vez más utilizado para ayudar a establecer prioridades de conservación (Reid, 1998), pero aunque hay acuerdo generalizado

sobre estas zonas prioritarias de conservación a escalas mayores, también es claro que los límites son muy *gruesos* como para definir metas de conservación prácticas. Concretar la conservación de sitios prioritarios significa la identificación de localidades específicas (*parques* de hábitat individuales), de tamaño y escala realistas como para ser protegidos por gestores y apoyados por políticos (Harris *et al.*, 2005).

La evidencia sugiere que, aunque en general los puntos “*calientes*” a escalas geográficas de grandes superficies ofrecen información útil para la conservación y la planificación, a escalas de superficie más pequeñas su valor práctico en la conservación puede ser más limitado (Reid, 1998). Por otra parte, cuanto mayor especificidad se asigne a las zonas prioritarias de conservación, más factible será protegerlas.

Debido a que los sitios prioritarios han perdido la mayor parte de su hábitat original, las especies endémicas dependen en gran medida de que los fragmentos de menor escala permanezcan (Harris, 1984; Harris *et al.*, 2005). Es aquí donde se justifican estudios como el presente, para definir las características del territorio a nivel local y de microhábitat, así como determinar qué áreas son importantes para la conservación, lo que requiere el conocimiento de los hábitat que utilizan las distintas especies y su distribución. Esta información es vital para una eficiente planificación de la conservación de la biodiversidad (Harris *et al.*, 2005).

### **1.3.2. Bosques Templados *Hotspot* de Biodiversidad:**

Los bosques templados se encuentran en ambos hemisferios, entre el nivel del mar y el límite arbóreo en las montañas. Se clasifican como Bosques Templados, debido a que se encuentran fuera de las regiones climáticas tropicales, y están sujetos a bajas temperaturas invernales, que muchas veces son limitantes para el crecimiento arbóreo. Los bosques templados del mundo se

encuentran ubicados en latitudes superiores a 30° en ambos hemisferios (Armesto *et al.*, 1996).

El continente Sudamericano está ocupado por el denominado Reino florístico Neotropical. Una porción dentro de Sudamérica está cubierta por los bosques templados de Chile y Argentina, que se sitúan entre el Océano Pacífico, el mar Antártico, el desierto de Atacama y la Pampa Argentina. (Donoso, 1994). Es decir, los bosques templados se encuentran en los contrafuertes de la Cordillera de Los Andes en Chile y Argentina.

En Chile los bosques templados se ubican de manera continua aproximadamente a partir del río Maule (35°S) hasta Tierra del Fuego (55°S) (Armesto *et al.*, 1996). Estos ecosistemas templados de Chile, que incluyen bosques, estepas y sistemas fluviales y lacustres, albergan alrededor de 740 especies vegetales, de las cuales aproximadamente la mitad está restringida a los bosques de la vertiente Pacífica, la más húmeda de los Andes australes. Dichos bosques presentan un alto porcentaje de endemismos, comparable al de muchos ecosistemas insulares.

Recientemente se ha estimado que la flora de los bosques templados de Sudamérica presenta una particularidad, que se traduce en que un 83% de los géneros endémicos están representados por una sola especie. Estos resultados revelan una alta biodiversidad, debido, por una parte, a la alta proporción de grupos taxonómicos que son exclusivos del bosque de Sudamérica, y a que las especies del bosque templado representan una amplia variedad de géneros, genéticamente disímiles (Armesto *et al.*, 1992).

El aislamiento biogeográfico y la presencia de una biota única en fauna y flora hacen de estos ecosistemas zonas de interés especial de conservación (Rodríguez *et al.*, 2008).

Por todo ello, los bosques templados australes de Chile son considerados como una zona de alta prioridad o “*Hotspot*” para la conservación de la biodiversidad, según señala Myers *et al.* (2000).

Esta importancia de los bosques templados de Chile es corroborada por Fondo Mundial de Vida Silvestre-WWF (Olson *et al.*, 2001), señalándolos como uno de los 200 ecosistemas de mayor prioridad a nivel mundial, debido al alto grado de diversidad y endemismo de especies, la baja representatividad de estos paisajes en el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado, y el alto número de amenazas a su biodiversidad.

Junto con lo ya señalado, los bosques templados australes de Chile son considerados como áreas de alto endemismo de aves a nivel global según la Birdlife International (Soazo *et al.*, 2009), además de constituir parte de los ecosistemas clasificados como “centros de diversidad de flora mundial”, de acuerdo a la Unión Internacional por la Conservación de los Recursos Naturales (Langhammer *et al.*, 2007).

Parte de estos ecosistemas valiosos a escala mundial está en nuestra área de estudio, específicamente los bosques de Nahuelbuta. En el estudio de Myers, 2000, se enunciaba la urgencia de la conservación de la zona ubicada en la Cordillera de la Costa chilena comprendida entre los ríos Tolten y Maullín (39°-42° lat. sur), lo que se reafirma a nivel nacional por CONAMA (Corporación Nacional del Medio Ambiente) en el 2003.

Las zonas de este área presentan un particular nivel alto de endemismos y la presencia de una de las riquezas de especies de flora y fauna más altas del país, como resultado del aislamiento biogeográfico de la región y la persistencia de antiguos linajes de varios grupos taxonómicos en el tiempo (Villagrán y Armesto, 2005). Esta riqueza es atribuible, además, al hecho de que Nahuelbuta se caracteriza por contener un ecosistema ecotonal donde los bosques deciduos y matorrales característicos de la zona Mediterránea convergen con la vegetación siempreverde Valdiviana. Adicionalmente, Nahuelbuta presenta la característica

de albergar los rangos de distribución límites de múltiples especies; así, especies sureñas llegan a su límite norte mientras especies del norte llegan a su límite sur (Smith-Ramírez, 2004).

De esta superposición de ecosistemas distintos emerge una de las riquezas específicas más altas del mundo. En este mismo sentido, Luebert y Pliscoff (2005) señalan la zona como el límite norte del bosque valdiviano. Todo esto hace que la conservación de la Cordillera de Nahuelbuta sea clave para la conservación de especies frente a un futuro climático incierto y modificaciones paisajísticas causadas por factores antropogénicos (Villagrán y Armesto, 2005).

Tanto por su extensión y las características ya señaladas anteriormente, como por su alto grado de endemismo, diversidad biológica, estabilidad ecológica y su gran potencial productivo, se le reconoce a los bosques templados una función sobresaliente en términos económicos, ambientales y sociales. Algunos estudios señalan que los bosques templados podrían fijar una cantidad importante de carbono (Moreno, 2012), cuya liberación es considerada como la principal causa del calentamiento global del planeta. Su superficie, el incremento volumétrico anual, las tasas de respiración fotosintética y las reservas de hojarasca y suelos existentes en ellos, hacen de los bosques templados una de las principales herramientas para afrontar el problema del calentamiento global (Maini, 1993).

Durante las últimas dos décadas, se ha producido un importante cambio en cuanto a los beneficios que la sociedad demanda de los bosques templados y de los bosques en general. De un concepto de “rendimiento sostenido” que se refería, esencialmente, a la producción de madera, se ha transitado hacia el concepto de “manejo sostenible”, donde los aspectos ambientales, sociales y culturales cobran tanta importancia como el aspecto económico de la producción de bienes, por lo que el destino de los bosques pasa a ser una preocupación generalizada en toda la sociedad, que se organiza en los niveles locales, nacionales e internacionales, con el fin de influir en las políticas que afectan su manejo y conservación.

A lo anterior debe agregarse una preocupación globalizada por el futuro de los bosques, debido a su gran influencia en el mantenimiento de los equilibrios globales del planeta. Esto genera importantes iniciativas destinadas a promover su conservación y manejo, así como un debate internacional que pone al bosque a la cabeza de los temas ambientales.

Algunos autores señalan que, bajo la estrategia actual de gestión forestal, la biodiversidad dentro de los bosques templados de América del Sur está en peligro (Rodríguez *et al.*, 2008). En Chile la pérdida de biodiversidad aún no es considerada como una situación crítica, debido principalmente al alto desconocimiento tanto de sus características únicas ecológicas, como de la pérdida paulatina de la misma. Si bien se han desarrollado investigaciones que permiten evidenciar una disminución y deterioro en sus componentes, no existe un reconocimiento respecto al valor potencial de aquellos bienes y servicios que se están perdiendo a causa de esta disminución de recursos naturales (Espinosa y Arqueros, 2000).

En Chile, en particular, se sufre un proceso creciente de fragmentación de los bosques templados que está afectando a la productividad, la biodiversidad y el hábitat de la fauna silvestre en esos ecosistemas naturales.

Uno de los grupos de especies más sensibles a la fragmentación (Willson *et al.*, 1994; Cornelius *et al.*, 2000; Reid *et al.*, 2002; Castellón y Sieving, 2007) y típicas de bosque nativos (Armesto *et al.*, 1996) está formado por la familia de aves *Rhinocryptidae*. Esta familia es de gran importancia en los bosques chilenos por ser uno de los grupos más antiguos del orden de los Passeriformes (Fink *et al.*, 1995).

---

### 1.3.3. Rinocríptidos:

En el contexto de conservación de la biodiversidad de los bosques templados de Sudamérica “*Hotspot*” de biodiversidad, hemos centrado nuestra investigación en la fauna silvestre, la cual ha sido reconocida como un indicador más de la calidad de los bosques, siendo un componente a considerar explícitamente en el manejo de los mismos (Escribano, 1977; Armesto, 1996) con el objetivo de conservar la biodiversidad de los ecosistemas a favor del desarrollo sostenible, ya que esta diversidad proporciona diferentes hábitats para las distintas especies que los habitan, enriqueciendo la variedad de especies y procesos dentro de un ecosistema determinado (UICN *et al.*, 1980).

Rottmann y López-Calleja (1992) señalan que casi el 70% de la fauna nativa chilena está en alguna de las categorías de amenaza de conservación, y que aunque la biota chilena no se caracteriza por su alta riqueza de especies, un atributo destacado es su grado de endemismo (FAO, 1994), lo que le otorga un gran valor ecológico. Sin embargo, toda la riqueza y singularidad de estas especies está siendo amenazada por procesos de destrucción de sus hábitats naturales (Iriarte, 1993; FAO, 1994).

La fragmentación de los bosques provoca cambios significativos en las condiciones abióticas y bióticas en los fragmentos remanentes, en comparación con las que existían en el bosque continuo original (Saunders *et al.*, 1991), ya que, en general, no todas las especies que actualmente sobreviven en los fragmentos se estarían reproduciendo exitosamente y, además, los fragmentos podrían ser invadidos por nuevas especies (Brothers y Spingarn, 1992). De esta forma, la fragmentación del bosque nativo, generada principalmente por la actividad humana, provoca cambios en todos los componentes de la biodiversidad, esto es, en su composición, estructura y funcionamiento (Bustamante *et al.*, 2005). Estas alteraciones determinarían modificaciones a largo plazo en la composición y estructura de los fragmentos remanentes (Bustamante *et al.*, *op.cit.*), lo que

finalmente desembocará en un daño a los correspondientes hábitats y, por ende, más aún a los pequeños microhábitats específicos de especies poco generalistas, incrementándose las probabilidades de extinción de especies de flora y fauna.

Uno de los grupos de aves directamente más asociado a los bosques templados de Chile, y que por el mismo motivo es altamente vulnerable a la fragmentación de dichos ecosistemas, es la familia *Rhinocryptidae* (Correa *et al.*, 1990; Sieving *et al.*, 2000). Dicho grupo es uno de los más antiguos del orden de los Passeriformes, y está representado por cuatro especies endémicas de los bosques templados de Sudamérica Austral: el Hued-Hued (*Pteroptochos tarnii*), el Chucao (*Scelorchilus rubecula*), el Churrín (*Scytalopus magellanicus*) y el Churrín de la Mocha (*Eugralla paradoxa*) (Fink *et al.*, 1995). (Figura 2). (Información complementaria, Anexo 1).



**Figura 2:** Fotografía de aves, ordenada de izquierda a derecha y de arriba hacia abajo. Chucao (*Scelorchilus rubecula*) Hued-Hued (*Pteroptochos tarnii*), Churrín (*Scytalopus magellanicus*) y Churrín de la Mocha (*Eugralla paradoxa*).



Según la clasificación para aves endémicas (EBA) del Birdlife International (2012), estas aves ocupan lugares donde se encuentran dos o más especies de rango restringido, es decir, con distribuciones mundiales de menos de 50000 km<sup>2</sup>.

Rozzì *et al.* (1996) mencionan que esta ocupación de los bosques templados es de forma permanente, por lo cual, Armesto *et al.* (1996) y Vuilleumier (1998) señalan que los Rinocriptidos son una de las familias más características de estos bosques.

Las aves de la familia *Rhinocryptidae* han sido señaladas como bioindicadoras de bosques en equilibrio y de alta biodiversidad (Rozzì *et al.*, 1996) por su especificidad al hábitat. Ocupan bosques nativos, tanto adultos como renovales, cerrados y semicerrados, con cercanía a cursos de aguas. Son, por ello, sensibles a la fragmentación de los bosques nativos (Reid *et al.*, 2002).

Con relación a estas aves y los efectos que tienen la fragmentación en ellas, estudios tales como Willson *et al.* (1994), Sieving *et al.* (2000) y Sieving *et al.* (2007) señalan algunas características necesarias de los fragmentos para ser hábitat seleccionado por estas aves. Dichos autores destacan que la superficie del fragmento debe tener un mínimo de 100 a 400 ha conectadas para mantener una población viable, y que dichas aves tienen dificultad para conectarse entre fragmentos distanciados más allá de 600 metros.

En relación a estas aves, Bustamante y Grez (1995) indican que, en particular, los chucaos (*Scelorchilus rubecula*) pueden, en ciertas oportunidades, ocupar fragmentos de pequeñas áreas de bosque (4-6 hectáreas), pero ello depende en gran medida de la existencia de arroyos que los crucen. También indican que el Hued-Hued del sur (*Pteroptochus tarnii*) ocupa grandes territorios, por lo que comúnmente no se registra en fragmentos pequeños de bosque, aun si estos constituyen un hábitat adecuado.

Pese a toda la dependencia de estas aves al bosque nativo de Chile, se cuenta con poca información sobre variables o características asociadas a su

presencia que sean posibles de utilizar en la planificación de gestiones forestales sustentables; gran parte de la información de la que se dispone se debe al trabajo de años de un pequeño grupo de investigadores, gracias a los cuales se sabe de alguna de las necesidades genéricas de estas aves, sobre todo del Chucao y el Hued-Hued, tales como tamaño de fragmentos, distancia entre ellos, o necesidad de cobertura de sotobosque, entre otras, aunque, como señalamos, faltan más características particulares de las especies en composición y estructura que permitan incluirlas en la gestión forestal.

Dicha carencia impide una mejor valoración de los efectos de la (buena o mala) gestión de los bosques nativos en su conservación y, por ende, impide una mejora en las actividades a desarrollar dentro de los planes de gestión forestal de estos bosques.

Como se puede deducir de lo anterior, se hace relevante para la conservación de especies frágiles y aparentemente selectivas en sus hábitats como los Rinocriptidos, generar información y pautas de gestión prácticas aplicables a la conservación de los recursos naturales de un ecosistema forestal.

#### **1.3.4. Hábitat y Microhábitat:**

En el apartado anterior, se señala que una de las bases de la conservación de la biodiversidad es la protección de hábitat de múltiples especies. A pesar de esta gran relevancia a nivel mundial, existe gran ambigüedad en el uso del concepto de hábitat (Hall *et al.*, 1997). Según Odum (1988), hábitat es simplemente el lugar donde un determinado organismo vive; para Block y Brennan (1993), hábitat se refiere a un conjunto distintivo de factores ambientales que una especie utiliza para su supervivencia y la reproducción.

Esta última definición de hábitat, que es más específica y enmarca la relación de componentes ambientales con la selección de hábitat por parte de la fauna, es la que se utilizará en la presente investigación.

Dentro de un ecosistema podemos encontrar diferentes hábitats para las distintas especies que los habitan, enriqueciendo la variedad de especies y procesos dentro de un ecosistema determinado, por lo que mientras más condiciones de hábitat se conserven mayor diversidad del ecosistema. Ás (1999) señala, en este sentido, la existencia de tres tipos de diversidad: la diversidad *alfa*, que es la diversidad local dentro de su hábitat; la diversidad *beta*, la cual es una función de la diferencia entre los hábitats, y finalmente la diversidad *gamma*, que es la diversidad asociada a un rango geográfico mayor que incluye varios hábitats diferentes, por ejemplo, la diversidad regional.

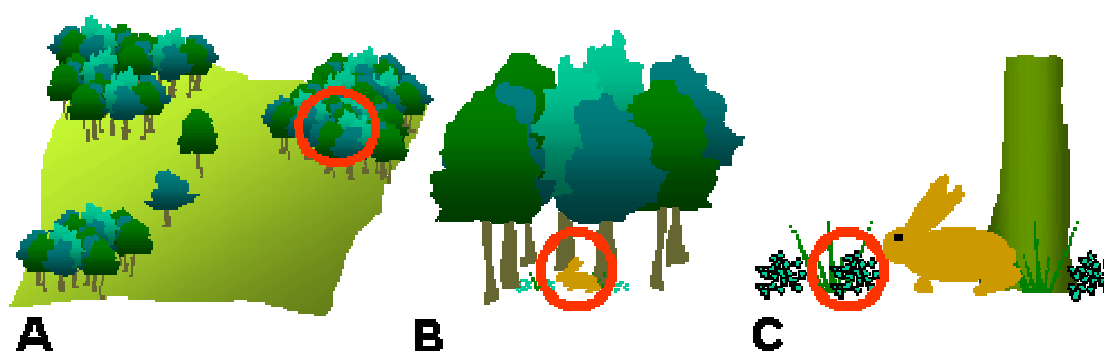
El hábitat local, a su vez, está inmerso en un contexto o paisaje. En relación a lo anterior, Ferry y Frochot (1978), Rozzi *et al.* (1996) y Anderson y Rozzi (2000) mencionan que para que un ave viva en el interior de un bosque, éste debe ofrecer no solamente una alimentación suficiente y apropiada, sino también representar un hábitat adecuado a sus diferentes necesidades.

Wiens *et al.* (1995) y Pérez (2004) señalan que el tamaño o extensión de los hábitat está asociado a cómo la fauna percibe el ambiente, y que dicha zona es proporcional al tamaño de sus cuerpos, por lo cual la estructura del hábitat podría determinar la forma de la distribución y el número de especies según el tamaño corporal del ave, pudiéndose por ende clasificar los hábitat por clases de tamaño.

En definitiva, tal como se señala en Moreno (2003), las características del hábitat de una especie dependen de la escala del análisis.

Basado en esta teoría de diferentes hábitats a diferentes escalas y en estudios como los de Dueser y Shugart (1978), North y Reynolds (1996) y Estades (1997), se puede inferir que el hábitat, según escala de paisaje tomando en cuenta

el rango de acción del animal, presenta 3 niveles. Así, el nivel en el que se desenvuelve "cotidianamente" un animal se denomina como el hábitat local. El hábitat local, a su vez, está inmerso en un contexto o paisaje, aunque el animal nunca se aventure más allá del hábitat local; el contexto en el que éste se encuentra puede desempeñar una función muy importante en los atributos del hábitat de este animal. Dentro del hábitat local existirán distintos microhábitats, algunos de los cuales serán utilizados por el animal, mientras otros no (Fig. 3).



**Figura 3:** Diferentes escalas en el hábitat de un animal. A. Contexto. B. Hábitat local. C. Microhábitat.

Así es como Mezquida y Marone (2002), con aves en Argentina, Moreno (2003) en Chile con especies de aves pertenecientes a la familia de los Rinocríptidos, y el estudio de la Fundación Biodiversidad (2012) en España sobre Urogallo (*Tetrao urogallus pyrenaicus*), han trabajado con la descripción de microhábitat según la medición de ciertos atributos "claves" que permitan definir características de selección potencial de hábitat para especies de fauna.

Para Mac Faden y Capen (2002), algunos de estos atributos de hábitat pueden ser la estructura y composición de la vegetación. Otros estudios realizados bajo la misma perspectiva son los de Pulido y Díaz (1992); Donazar *et al.* (1993); Bustamante (1996) y Bustamante *et al.* (1997).

Aun cuando, como se puede ver en gran parte de las investigaciones desarrolladas a través de los años, es de gran importancia generar información y desarrollar una gestión forestal que permita el uso apropiado de los recursos y la conservación de la biodiversidad, esta preocupación por la conservación de la biodiversidad no debe llevar a un enfoque proteccionista, sino que debe ser diseñada buscando beneficios económicos, sociales, y contribuir a la calidad de vida de los habitantes de las regiones implicadas (Ulate, 2005).

El sector forestal puede y debe contribuir positivamente en esta tarea de conservación y mantenimiento de ciertos elementos de la biodiversidad, particularmente de la fauna silvestre, integrando en las actividades de gestión de los recursos naturales criterios de conservación que sean consecuentes con el nivel de fragilidad propio de cada área geográfica y ecosistema a gestionar (Iriarte, 1993).

Debido a la estrecha relación entre las características de la vegetación y las del hábitat de las aves de nuestro estudio, autores como De Graff *et al.* (1998) o Wilson y Watts (1999), señalan que la gestión de los bosques puede tener un efecto significativo sobre las poblaciones de aves que habitan en ellos.

Como se ha señalado, los ecosistemas naturales sucumben cada día más a los efectos de la fragmentación, la cual repercute fuertemente sobre la biodiversidad. Estos claros efectos de la fragmentación están altamente internalizados y son tema permanente y común en investigaciones a nivel mundial. En la búsqueda de soluciones para los efectos de la fragmentación se ha acuñado otro concepto, los “Corredores Biológicos” (CB). Por su importancia, este concepto se desarrollará a continuación.

#### **1.3.5. Fragmentación de Hábitat y sus efectos en la Biodiversidad:**

De forma generalizada, las actividades antropogénicas han ido modificando, destruyendo y simplificando la cobertura del planeta, dividiendo y disminuyendo el

área de hábitat naturales y consecuentemente transformando el paisaje en un mosaico compuesto por asentamientos humanos, terrenos agrícolas, y fragmentos aislados de bosques remanentes (Bennett, 1998).

En este sentido, FAO (2011) señala, en relación a los bosques naturales del mundo, que estos han sufrido un proceso de deforestación sin precedentes en la última mitad del siglo XX. A nivel mundial, el cambio neto de área de bosque en el período 2000-2010 se estimó en 5,2 millones de hectáreas por año.

Se debe destacar que, además de la pérdida de superficie forestal, los bosques remanentes han sido intensamente fragmentados.

Los procesos de sustitución de bosque, incendios y otros factores tanto antrópicos como naturales que han fragmentado el bosque nativo están afectando el hábitat de especies dependientes de estos ecosistemas como los Rinocriptidos, su distribución, su abundancia, y limitando los cruzamientos entre poblaciones. Todo esto puede provocar un daño en lo referente a su selección de hábitat. Willson *et al.* (1994) y Sieving *et al.* (2000), en estudios sobre la diversidad de especies y la abundancia de avifauna específica en bosques lluviosos templados fragmentados, señalaron los efectos negativos que trae la fragmentación sobre esta familia de aves.

A nivel regional y de paisaje, los procesos de destrucción, simplificación y fragmentación generan la pérdida de hábitat natural, la reducción en su superficie y el aislamiento progresivo de los remanentes (Hobbs, 1993; Bennett, 1998; García, 2002), generando un efecto negativo en la dinámica del ecosistema que causa a su vez, un cambio en su estructura, composición y funcionamiento, afectando a las poblaciones silvestres que habitan en él (García, 2002).

La fragmentación de bosques se refiere a la interrupción de un área continua de bosque en fragmentos más pequeños con distintos grados de aislamiento. Tanto la deforestación como la fragmentación del bosque nativo son fenómenos

que ocurren a escala global y constituyen problemas ambientales apremiantes por su impacto sobre la biodiversidad (Bustamante y Grez, 1995, Wilson *et al.*, 2005).

Los bosques templados del sur de América están geográficamente aislados de otras formaciones vegetales tropicales y subtropicales del continente (Armesto *et al.*, 1996), es decir, los bosques templados son ya un fragmento alejado de otras comunidades similares como los bosques de Tasmania y Nueva Zelanda, cuya separación data del terciario. Desde la década de los 1970, la pérdida de bosques nativos chilenos ha ido en aumento, en gran medida por la expansión de las plantaciones comerciales exóticas, o debido al cambio de uso de los terrenos ocupados históricamente con bosques para aprovechamiento de cultivos para ganadería y otros para agricultura. Esto ha implicado cambios sustanciales en la configuración espacial de estos bosques. En 2000, la mayoría de los fragmentos de bosque nativo fueron rodeados por gran cantidad de plantaciones de especies forestales exóticas (Echeverría *et al.*, 2006), propiedad tanto de empresas forestales como de pequeños propietarios, que ven una retribución económica de la inversión más eficiente en este tipo de bosques que en la conservación, manejo y reforestación con especies nativas.

Las consecuencias ecológicas de la fragmentación pueden afectar significativamente la estructura del paisaje y la riqueza de especies de los ecosistemas a diferentes escalas (Steiner y Köhler, 2003).

Cuando el área del hábitat natural disminuye, consecuentemente se reduce el tamaño poblacional y aumenta la tasa de extinciones locales (Bennett 1998), ya que generalmente áreas pequeñas de hábitat soportan menos especies (Shaffer 1981, Primack *et al.*, 2001). De igual forma, el aislamiento puede inhibir el intercambio de individuos entre las poblaciones de los diferentes fragmentos (Hobbs, 1993; Bennett, 1998) dificultando la dispersión y migración de las especies que requieren de bosques continuos a diferentes altitudes para poder realizar los movimientos espaciales y continuar con la dinámica propia de su población (Primack *et al.*, 2001). Finalmente, el aislamiento de las poblaciones

puede llevar a la extinción de las mismas, debido a que la baja densidad poblacional provocada por este aislamiento fuerza el entrecruzamiento entre individuos emparentados provocando la pérdida de la diversidad genética (García, 2002).

En muchas regiones del mundo la fragmentación de los bosques ha tenido efectos dramáticos sobre las poblaciones de fauna, en particular en aves. Por ejemplo, en gran parte de los territorios de Norteamérica y Europa, las aves que habitan los fragmentos de bosques sufren una severa depredación de huevos y polluelos en sus nidos. Asimismo, en Norteamérica, los nidos son frecuentemente parasitados por “mirlos” (*Turdus sp.*) o similares, que ponen sus huevos en nidos de otras aves para que estas críen a sus polluelos. Ambos factores reducen gravemente el éxito reproductivo de las aves de bosque. En algunos paisajes de bosques fragmentados, la mortalidad en nidos puede ser tan alta que las poblaciones de aves no pueden mantenerse a largo plazo (Robinson *et al.*, 1995).

Estos efectos han sido muy bien documentados en una variedad de paisajes fragmentados, por lo que es razonable pensar que podrían también afectar a las aves de los bosques chilenos (Bustamante y Grez, 1995), sobretodo considerando que las aves de los bosques templados del sur de Sudamérica, distribuidos en Chile y el margen andino de Argentina, son particularmente vulnerables a la pérdida de su hábitat, debido a que una fracción notable de ellas son endémicas de esta región, es decir, no habitan en ningún otro lugar del mundo.

Si el bosque nativo, espacio vital de estas especies endémicas, desaparece o se torna inhabitable, muchas de ellas desaparecerán para siempre del planeta. Por este motivo, es necesario considerar las consecuencias ecológicas de la creciente fragmentación de los bosques chilenos para la avifauna nativa y preguntarse qué tipo de políticas y prácticas de manejo (Armesto y Smith-Ramírez, 1994) podrían ayudar a mantener poblaciones viables de estas especies.



Estos efectos son visibles en la densidad de las poblaciones de muchas especies de aves nativas de los bosques chilenos, densidad que declina notoriamente al decrecer el área de los fragmentos de bosque (Willson *et al.*, 1994). El efecto de la fragmentación sobre las diferentes especies depende de sus requerimientos de hábitat (Willson y Armesto, 2003).

Por estos motivos, el mantenimiento de zonas como reservas de recursos naturales o biodiversidad es un objetivo clave de gestión y un requisito para la silvicultura sostenible, ya que es necesario comprender la dinámica y la heterogeneidad de los bosques naturales para proporcionar directrices de gestión (Spies y Turner, 1999; Lindenmayer *et al.*, 2000).

Hay estudios que evidencian que los fragmentos serán incapaces de mantener la estructura original de la vegetación arbórea (Tabarelli *et al.*, 1999).

Willson *et al.* (2001) ahondan un poco más en los efectos de la fragmentación sobre este grupo de avifauna, llegando a describir distinciones entre corredores con vegetación, que funcionan como espacios para vivir, y corredores aptos únicamente para movimientos de distancias cortas.

Willson y Armesto (2003) señalan la importancia de las aves de los bosques templados, indicando que constituyen un valioso patrimonio, propio de los bosques australes, y su conservación debiera ser un tema de interés regional y nacional.

Hasta ahora estos criterios, necesarios para la conservación de la biodiversidad, no están incluidos explícita y convenientemente en la legislación chilena, por lo cual es menos esperable su aplicación a los recursos naturales. Esta situación es poco entendible si tomamos en cuenta lo que se señaló anteriormente en este capítulo, en relación a que Chile se ha acogido a varios tratados que instan a la aplicación de actividades que fomenten la conservación de la biodiversidad, tales como el Proceso de Montreal, o el Seminario de Expertos en Desarrollo Sostenible de los Bosques Templados y Boreales, celebrado en Montreal en septiembre-octubre de 1993, el cual menciona los Criterios e

Indicadores para la Conservación y la Ordenación Sostenible de los Bosques Templados y Boreales, y en el que Chile fue de los primeros países firmantes. No hay que olvidar el Convenio referido a la Conservación de Áreas Húmedas RAMSAR, o la protección de flora, fauna y las bellezas escénicas naturales de América, entre otros.

Los esquemas de conservación *in situ* tradicionales, como las áreas naturales protegidas, han sido por mucho tiempo uno de los instrumentos a los que más se recurre para conservar la riqueza ecológica, biológica y cultural de un área o una región. Sin embargo, en ocasiones no resulta un instrumento suficientemente eficaz, debido a la complejidad de los fenómenos naturales y sociales existentes en las mismas, que han generado y continúan generando la degradación y fragmentación de ecosistemas de alta biodiversidad.

En Chile, las áreas silvestres vecinas raramente programan acciones conjuntas para entregar mayor protección a más de un área, y los grupos regionales de dichas áreas no planifican colectivamente a nivel del paisaje o para actuar a bajos costos. Este es un problema importante para la conservación de la biodiversidad, ya que algunas áreas protegidas son muy pequeñas para asegurar poblaciones viables de algunas especies en el largo plazo (PNUD, 2007).

La presión sobre los ecosistemas naturales, debido a factores antropogénicos, genera cambios en la estructura y composición vegetacional, llevando con ello en muchos casos a la fragmentación de dichos hábitats y a la consecuente pérdida de biodiversidad.

Con la finalidad de contribuir a la solución, o al menos impedir grandes pérdidas de biodiversidad, nace una alternativa de conservación llamada "Corredores Biológicos", concepto propuesto por Wilson y Willis en 1975.

Desde entonces se va imponiendo, como una interesante opción de respuesta a este problema de degradación y detrimento de la biodiversidad mundial, la creación de Corredores Biológicos, los cuales pretenden ser la base

para cumplir múltiples objetivos como la conservación de la biodiversidad, o la mejora del uso de ecosistemas y de todos sus servicios medioambientales, al permitir una gestión integrada de los recursos naturales.

En este sentido, el Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo, junto al Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo y el Fondo Mundial para el Medioambiente (CCAD-PNUD/ GEF, 2002b) señalan que los corredores biológicos son una buena herramienta para detener este proceso de pérdida de biodiversidad.

Sobre este interés por detener la pérdida de biodiversidad se ha comenzado a aplicar esta herramienta para solucionar dicho problema; es así como en Costa Rica, México y varios países centroamericanos más, se está trabajando en proyectos de definición de Corredores Biológicos para la conservación de la biodiversidad. Dentro de los proyectos más avanzados está el Corredor Biológico Mesoamericano. Existen algunos otros intentos, no tan focalizados ni avanzados como el Mesoamericano, ni con tanta información generada, pero cada día más se extiende la intención de aportar a la conservación de la biodiversidad la aplicación de corredores biológicos.

#### **1.3.6. Corredores Biológicos (CB):**

Corredor biológico es un concepto relativamente moderno, que por lo mismo presenta muchas definiciones, según se contextualice sus objetivos, escala y profesionales que lo desarrollen. Pese a esto hay puntos clave, como la conservación de la biodiversidad sobre la base de la conectividad, así como el uso de este concepto como herramienta de gestión de ecosistemas.

Los corredores, como concepto y herramienta de gestión, surgen como respuesta a la fragmentación que se ha producido en los ecosistemas; esto, como se ha dicho en esta investigación anteriormente, ha llevado a que poblaciones de la misma especie se mantengan aisladas, sin posibilidades de entrecruzamiento,

circunstancia que, en conservación, se considera un factor limitante crucial (García, 2002).

La literatura en lo referente a los corredores es contradictoria, generalmente hay un uso ambiguo del término "corredor", ya que se utiliza a menudo para describir los componentes del paisaje, con funciones divergentes (Rosenberg *et al.*, 1997).

Como se ha señalado, originalmente el concepto de corredor biológico fue propuesto por Wilson y Willis en 1975. Su concepción se basaba en el supuesto de que los fragmentos unidos o conectados por un corredor de hábitat adecuado disminuyen la tasa de extinción y tienen un mayor valor para la conservación que los hábitats aislados (Noss, 1992).

Dentro de la ya señalada amplia variada de definiciones de este concepto se incluye la que indica que los corredores biológicos son *parches* continuos y estrechos de vegetación facilitadores del movimiento entre los hábitat fragmentados, evitando así el aislamiento de poblaciones (Merriam, 1984).

Complementando la anterior concepción, otros autores como Beier y Noss (1992), Bennett (1998), y Primack *et al.* (2001) señalan que los corredores permiten la dispersión y migración de animales de un fragmento a otro y favorecen el flujo genético entre poblaciones aisladas.

Como se puede ver, el concepto, en sus comienzos, presentaba muchas facetas dependiendo desde el punto de vista en que se analizara, ya fuese biológico, paisajístico o ecológico, entre otros.

Últimamente se ha ido homogenizando el concepto, sobre la base de su aplicación real en zonas de alto valor ecológico. Aun así, todavía existen pocas definiciones claras de corredor biológico (a pesar de que se dispone de considerables trabajos que incluyen el concepto); en pocas ocasiones se define en forma general, basándose más bien su explicación en cada caso particular de

cada estudio. Dentro de las pocas definiciones generales encontradas, se destacan tres que se estiman las más precisas:

- Extensión territorial de diferentes tamaños y formas, cuya función principal es interconectar áreas silvestres protegidas para posibilitar tanto la migración como la dispersión de especies de flora y fauna silvestres (García, 2002).
- Espacio geográfico delimitado que proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats naturales o modificados, y asegura el mantenimiento de la diversidad biológica y los procesos ecológicos y evolutivos (CCAD-PNUD/ GEF, 2002a), cuya presencia es fundamental en la mitigación de efectos de la fragmentación (Fariña, 2000).
- Es un área prioritaria (territorio), constituido por tierras de propiedad privada (fincas) y tierras de propiedad pública (áreas silvestres protegidas y otras del Estado), donde se busca, a través de la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad, mejorar la calidad de vida en general de las comunidades dentro o en la periferia de los corredores biológicos. Se busca la armonía Hombre- Naturaleza en una relación de beneficio mutuo, promoviendo el ordenamiento territorial, las actividades productivas ambientalmente *amigables* y la necesidad de consolidar una sociedad bioalfabetizada (Ulate, 2003).

Una mezcla de estas 2 últimas definiciones es la que se incorporará en el corredor biológico objetivo de esta tesis doctoral, ya que se pretende conectar paisajes, ecosistemas y, sobre todo, hábitat naturales, los cuales tienen la característica de ser tanto de propiedades privadas como públicas (estatal).

Los corredores pretenden evitar que las poblaciones de las especies vulnerables vivan confinadas en espacios insuficientes e inadecuados, a través de una gestión de sistema integrado en el que se conserve y utilice la biodiversidad

en el marco de las prioridades del desarrollo económico, sostenible y social (García, 2002).

En 1992 la Estrategia Global de Biodiversidad proponía a los corredores biológicos como parte de las acciones requeridas para garantizar la conservación de la biodiversidad (Corredor Biológico Mesoamericano, 2002; García, 2002; Sistema Nacional de Áreas de Conservación, 2008).

A partir del establecimiento mundial del concepto de corredor biológico se ha trabajado más tanto en el concepto como en la aplicación del mismo.

Para la creación o aplicación de esta herramienta de gestión y conservación de la biodiversidad, generalmente se ha comenzado interconectando áreas silvestres protegidas en algunos países para salvaguardar la conservación de especies de alto valor ecológico, sobre todo especies endémicas o vulnerables, frente a procesos de fragmentación y degradación de los bosques, como en el caso de Brasil, Costa Rica, España, Inglaterra, Canadá, Estados Unidos y Australia entre otros.

El valor de la conectividad depende en gran medida del comportamiento de cada especie de fauna con relación al uso de los distintos tipos de paisaje. Las estrategias de conservación basadas en los corredores consisten en optimizar la magnitud y la variedad del hábitat natural en los tipos de paisaje para que el espectro más amplio posible de especies nativas tenga la oportunidad de desplazarse.

Estudios como los de Harris y Gallagher (1989) y Noss (1991), avalan la teoría de que únicamente las áreas protegidas de gran tamaño, debidamente interconectadas, podrán mantener el intercambio genético y con ello conservar su biodiversidad a largo plazo, de ahí la importancia vital de los corredores biológicos.

Dentro del abanico de proyectos de corredores biológicos realizados a nivel mundial destaca el desarrollado en forma conjunta por México y países centroamericanos (Panamá, Honduras, El Salvador y Costa Rica entre otros),

denominado Corredor Biológico Mesoamericano, que aúna los esfuerzos de estos países por la conservación y protección de la valiosa biodiversidad de sus ecosistemas naturales.

### *Corredor Biológico Mesoamericano*

El Corredor Biológico Mesoamericano propone la siguiente misión para los corredores biológicos: “Brindar un conjunto de bienes y servicios ambientales a la sociedad mesoamericana y mundial, proporcionando espacios de concertación y participación social para promover la inversión en la conservación y uso de los recursos naturales, con el fin de contribuir a mejorar la calidad de vida de los habitantes de la región”. Además, plantea los siguientes objetivos:

1. Favorecer la conservación de la biodiversidad, disminuyendo la fragmentación del paisaje y de los ecosistemas.
2. Mejorar la conectividad entre poblaciones, especies y comunidades.
3. Promover alternativas socio-productivas que sean más amigables con la naturaleza.
4. Contribuir a la consolidación de los sistemas nacionales de áreas protegidas.
5. Promover la valoración y pago por los servicios ambientales de los ecosistemas.
6. Generar ingresos y fomentar fuentes de empleo, mejorando el nivel y calidad de vida de las poblaciones locales involucradas.

Como puede verse son objetivos bastante amplios, que cruzan lo ecológico, social y económico, además son planteados a diferentes escalas, desde las comunidades locales hasta el nivel nacional y transnacional.

Este corredor mesoamericano no es en realidad una conexión continua de ecosistemas, sino más bien una serie de pequeños, medianos y grandes corredores que se encuentran unidos por propósitos de gestión y conservación de biodiversidad ya señalados.

Entre estos diferentes corredores destacan:

- Refugio Nacional de Vida Silvestre Corredor Fronterizo (Costa Rica-Nicaragua).
- Corredor Biológico Rincón Cacao (Costa Rica).
- Corredor Biológico “Altitudinal” Rincón Rainforest (Costa Rica).
- Corredor Biológico Zona Protectora Miravalles (Costa Rica).
- Parque Nacional Volcán Tenorio (Costa Rica).
- Corredor Biológico Las Morochochas (Costa Rica).
- Corredor Biológico Parque Nacional Rincón de la Vieja (Costa Rica).
- Zona Protectora Miravalles. Corredor Biológico para Aves Guanacaste (Costa Rica).
- Corredor Biológico Chichinautzin (México).

Con esta idea de lograr la conservación de la biodiversidad a través de la conectividad de ecosistemas, en España se han propuesto algunas intenciones de corredores, como el corredor biológico para el Lince ibérico (*Lynx pardinus*) y el corredor verde del Guadiamar.

#### *Corredor Biológico del Lince*

El Corredor Biológico del Lince nace del hecho que el Lince ibérico (*Lynx pardinus*), exclusivo de España y con reciente reintroducción en Portugal, es la



especie de felino en mayor peligro de extinción del mundo (Nowell y Jackson, 1996; Rodríguez, 2012). Entre las principales amenazas que lo han conducido a esta dramática situación, destacan la pérdida y transformación de su hábitat y la disminución en dichos hábitats de su presa principal, el conejo de campo europeo (*Oryctolagus cuniculus*). La evolución del área de distribución del lince en los últimos treinta años ha sido claramente regresiva (Rodríguez y Delibes, 1990).

A excepción de la población costera del Parque Nacional de Doñana y su entorno, los lince se encuentran en áreas montanas entre 400 y 1300 m de altitud con formaciones vegetales mediterráneas pseudonaturales no sometidas a usos intensivos (Rodríguez y Delibes, 1990).

La dominancia local de los eucaliptales, la superficie ocupada por usos que no ofrecen cobertura arbustiva (cultivos, pastos y dehesas), la densidad de focos permanentes de actividad humana y la densidad de vías de acceso son variables seleccionadas negativamente (Rodríguez, 1997).

El bajo número de ejemplares de Lince remanentes, los hace extremadamente vulnerables a la extinción por problemas de endogamia, que traen consigo pérdida de fertilidad y enfermedades, entre otros. Junto a esto, la construcción de nuevas carreteras, embalses, ferrocarriles de alta velocidad y otros proyectos sin las adecuadas medidas correctoras dificultan aún más su conservación (Delibes *et al.*, 1998; Ferreras *et al.*, 2001). Todas estos condicionantes han hecho que se propongan planes especiales de acción a nivel europeo para su conservación (Delibes *et al.*, 1998).

Como indican Calzada *et al.* (2007), en el caso de este corredor se necesita conocer cómo restaurar las condiciones ecológicas que permitan el asentamiento y reproducción de los lince. Además se trata de mejorar y proteger adecuadamente las conexiones entre las distintas áreas que cuentan con presencia de lince, en donde se prevé incrementar su población mediante las reintroducciones que ya se están llevando a cabo.

Es importante generar información acerca de las relaciones fauna-medioambiente, que permitan caracterizar los hábitats de las especies a proteger. En el caso del lince se cuenta con algunos estudios como los de Palomares *et al.* (1999) y Palma *et al.* (1999) quienes, en un análisis a escala regional transnacional (España-Portugal), correlacionaron positivamente la presencia de lince con la cobertura del matorral y la abundancia de conejos, y negativamente con las plantaciones forestales de pinos y eucaliptos. A esa misma escala espacial, la probabilidad de presencia de lince en el Algarve occidental (Portugal) también aumenta con la abundancia de conejos y con la cobertura del matorral mediterráneo, y disminuye con la densidad de carreteras y la densidad de zonas urbanizadas. Dichos autores también señalan que la única variable que discrimina entre territorios de lince y áreas de tamaño similar distribuidas al azar en Andalucía fue la superficie de matorral denso, con un efecto positivo.

Complementariamente, en un análisis más específico de microhábitat, con variables medidas en un radio de 50 m alrededor de las localizaciones de lince obtenidas a partir de radio-rastreo (Palomares, 2001), se determinó que los individuos residentes utilizan sitios con menor cobertura arbórea, mayor cobertura de matorral noble, mayor cobertura total y mayor densidad de excrementos de conejo. Dentro de las áreas de campeo de los lince existe una proporción de plantaciones forestales <25%, y su uso es bajo (Palomares *et al.*, 2001). Otro dato acerca de las necesidades de esta especie es la que se señala en Revilla *et al.* (2007) sobre que los corredores de 500 m de anchura serían suficientes para la conectividad de hábitat.

Esta información supone un notable avance en los conocimientos y necesidades de la especie, lo cual permitiría mejorar el diseño y gestión de un corredor biológico diseñado para el lince.

### *Corredor verde del Guadiamar*

Otro intento de conectividad en España es el corredor verde del Guadiamar. Este proyecto se inició como respuesta al vertido que provocó la rotura de una presa de contención de residuos mineros en Aznalcóllar (Sevilla) el 30 abril de 1998, que tuvo una gran repercusión nacional e internacional por su impacto sobre el Parque Nacional de Doñana y su entorno (Montes, 2002).

Los objetivos de este corredor verde fueron remediar los problemas provocados por la contaminación, fundamentalmente por metales pesados, y, asimismo, crear un corredor ecológico que permitiera recobrar la función hidrológica de la cuenca, vertebrada por el río Guadiamar, reestableciendo el flujo de especies y procesos naturales entre ecosistemas de Sierra Morena y los arenales en los tramos fluviales bajos (Arenas *et al.*, 2003).

Freire (2004) indica que esta catástrofe significó la desaparición casi completa de la flora y fauna acuática del cauce afectado, lo que hacía urgente desarrollar un plan de restauración de la zona.

Para el desarrollo del Proyecto del Corredor Verde del Guadiamar, una comisión científico-técnica multidisciplinar elaboró un Plan de Acción denominado Estrategia del Corredor Verde del Guadiamar, donde se establecieron los fundamentos teóricos, las líneas de trabajo y los procedimientos metodológicos a llevar a cabo por las distintas Administraciones para gestionar el Patrimonio Natural y Humano de la Cuenca del Guadiamar (Montes, 2002).

De las grandes líneas de trabajo que comprende este Plan de Acción (Seguimiento, Control y Remediación de la Contaminación; Restauración de los Ecosistemas de Ribera y Marismas Degradados; Diseño del Corredor Ecológico; Integración entre Sistemas Naturales y Humanos) la de restauración de los ecosistemas de ribera y marismas degradados por el vertido minero es la más importante, con una superficie de actuación de 4634 ha (Montes, 2002).

En la actualidad, tras más de 14 años del vertido, se puede afirmar que se ha recuperado la funcionalidad de la cuenca del Guadiamar, conectándose distintas áreas con gran diversidad de fauna, sobre todo aves acuáticas.

Feria (2004) señala, sobre este corredor verde, que el proyecto presenta muchas dificultades y problemas tanto administrativos como técnicos, lo que no avala la continuidad y consistencia del proyecto. El mismo autor señala que el proyecto carece de una planificación y de una gestión integrada global para toda la cuenca que posibilite la valorización de los recursos necesarios y sortee las dificultades existentes para la constitución de un auténtico y provechoso corredor verde, ya que plantear que un tramo de río, acotado y desvinculado de su restante red hidrográfica y sometida a una notable intensidad de uso público, pueda actuar como un corredor verde en sus diferentes funciones, resulta cuando menos poco razonable.

Con respecto al aporte de este corredor al tema de la conservación del Lince ibérico, aunque la finalidad principal del corredor verde del Guadiamar fue la restauración del entorno de su cauce fluvial, como efecto secundario positivo se podría incluir su función como zona de expansión del linco ibérico desde las marismas de Doñana hacia las estribaciones de Sierra Morena, aunque no estaba entre sus metas y sus efectos como corredor para este felino no parecen definitivos.

#### *Proyectos de conectividad en América del Sur*

Cracco (2004) señaló que, hasta ese año, en América del Sur no existía un documento o inventario que contuviera todas las iniciativas de corredores que se encuentran en desarrollo. Por consiguiente, se desconocía el número de corredores existentes a escala regional, o las hectáreas de la región que forman parte de un corredor. Asimismo, no se conoce, de manera específica, los

profesionales e instituciones implicados. Por este motivo la UICN decidió realizar un inventario de corredores existentes en América del Sur, con búsquedas en Internet y a través del contacto por correo electrónico de algunas personas clave (Tabla 1).

**Tabla 1:** Número de corredores por país en Sudamérica y la información que se tiene de cada uno.

País/región	Con Información	Sin Información	Total
Argentina	4	3	7
Bolivia	1	2	3
Brasil	8	6	14
Colombia	4	13	17
Chile	0	3	3
Ecuador	7	2	9
Paraguay	1	2	3
Perú	0	0	0
Uruguay	0	0	0
Venezuela	1	7	8
Total	26	38	64

Fuente: Cracco, 2004.

Con respecto a Chile, Andrade (2004) señala la intención de definir estrategias regionales para la conservación de la biodiversidad, en cuyo contexto

se establecerían corredores, lo cual hasta la fecha no existe, por lo menos como política institucionalizada, e informada a la población.

En Chile se planeó, hace poco más de una década, un intento de desarrollar un corredor biológico para el Huemul o Ciervo andino (*Hippocamelus bisulcus*) en los Nevados de Chillán, región del Bío-Bío. El objetivo era conservar la diversidad genética del huemul e iniciar su recuperación mediante acciones dirigidas a minimizar el efecto de los factores limitantes, así como favorecer su supervivencia y eficacia reproductiva (CONAF/CODEFF, 2001).

Como se ha dicho, los corredores biológicos son considerados una de las principales estrategias de conservación en ambientes fragmentados al facilitar el flujo génico y la recolonización de fragmentos (Forman, 1995).

Rojas y Chavarría (2005) reafirman que los corredores contribuyen a que se mantengan los flujos genéticos, la dispersión de las especies, las migraciones y la conexión de ecosistemas, por lo que parten del establecimiento de conectividades integradas por áreas silvestres protegidas y propiedades privadas.

Barzev (2002) determinó seis principales bienes y servicios ambientales de los corredores biológicos: agua, madera sostenible, leña, fijación de carbono, productos agrícolas y belleza escénica (turismo), e identificó sus aportes por sector en la economía (agricultura, industria forestal y servicios).

Chavarría (2005) concluye que los corredores biológicos permiten la sostenibilidad de la biodiversidad existente y propicia las condiciones biofísicas y socioeconómicas y culturales de los territorios incorporados a estos espacios de conservación.

La visión de estos beneficios se ha resumido por Guerrero (2004), a través de un enfoque ecosistémico, que indica que los corredores biológicos deben buscar un balance entre la conservación, el uso sostenible y las necesidades de la gente que depende de un determinado sistema natural.

Así, se puede considerar que el corredor biológico es una estrategia para la gestión integrada de los recursos de tierras, hídricos, flora y fauna, que promueve la conservación y la utilización sostenible en forma equitativa.

La dimensión de los daños sufridos por los ecosistemas, y de los cuales la aplicación de corredores biológicos intenta ser una solución, a través de lograr la disminución de la destrucción, fragmentación, aislamiento y simplificación de los hábitat naturales, es el punto de partida que insta al establecimiento de un corredor biológico. A través de la mitigación de estos factores, se trabaja con el restablecimiento de la conectividad, para así recuperar la funcionalidad de los procesos ecológicos del paisaje (Guerrero, 2004).

Resumiendo todas las ventajas inferidas en los diferentes trabajos revisados sobre aplicación de corredores biológicos, cabe reseñar que el diseño y gestión de los corredores biológicos generan tanto beneficios ambientales, como sociales y económicos para las comunidades que pudieran estar involucradas en su aplicación, tales como:

- Ampliación de las zonas de conservación de ecosistemas frágiles.
- Planificación del uso del suelo más adecuada a sus potencialidades, y más sostenible.
- Es una efectiva herramienta para desarrollar educación ambiental en zonas de conservación de la biodiversidad, en donde la sociedad pueda recibir conocimientos sobre sus recursos naturales, así como de las oportunidades y responsabilidades que ellos representan.
- Suponen condiciones medioambientales más estables.

- Posibilitan diversificar la productividad de los bosques a través del uso de corredores biológicos como opciones de negocios ecoturísticos, como senderos interpretativos y guías de avistamiento de fauna.

El estudio, aplicación y mantenimiento de corredores biológicos supone, pues, una multiplicidad de valiosos propósitos, entre los cuales se cuenta el ahondar sobre el conocimiento de los ecosistemas en los que se aplica esta herramienta de gestión, especialmente en materia de asociaciones entre fauna y vegetación. Todo ello también permite conocer las características medioambientales relevantes para la conservación de la biodiversidad, posibilitándose la mejora en los criterios de decisión dentro de un marco de uso sustentable de los recursos naturales de los ecosistemas con alta biodiversidad.

Si los corredores se usaran suficientemente, se reducirían las amenazas de depresión endogámica y la estocasticidad demográfica. Para las especies que requieren más recursos que los disponibles en un solo refugio, una red de refugios conectados por corredores asegurará la persistencia de estas (Simberloff y Cox, 1987).

El proceso de delimitación y manejo de un corredor biológico no es un tema sencillo, ya que depende no solo de aspectos técnicos, económicos y ecológicos, sino de armonizar diversos intereses en un espacio geográfico concreto y lograr el bien común social de todos los actores del proyecto, asunto claramente complejo.

Pese a ello, se debe trabajar en todos los aspectos implicados, gestionar recursos para su desarrollo y mantenimiento y, aún más importante, incluirlos dentro de la política medioambiental forestal como un asunto primordial para el buen uso de los bosques.



Con la nueva Ley de bosque nativo N° 20283 que se ha aprobado en Chile en 2011, existe el riesgo de una mayor presión contra los ecosistemas forestales autóctonos, aumentando las posibilidades de degradación y fragmentación de hábitat de fauna, ya que no se ha incluido nunca la variable de biodiversidad en el manejo forestal y se suelen desconocer las necesidades y asociaciones hábitat de fauna/vegetación, lo cual implica un gran riesgo para la conservación de la biodiversidad de los bosques.

Por ello se estima necesario el desarrollar investigaciones y buscar herramientas de gestión sustentables para la biodiversidad de los bosques naturales chilenos.

El presente trabajo pretende aportar conocimiento y contribuir al desarrollo de esta técnica de conservación, partiendo de la premisa de generar bases de manejo y gestión de ecosistemas forestales que permita la conservación y uso sustentable de la diversidad biológica, así como el mantenimiento de las funciones y servicios de los ecosistemas.

Los objetivos de esta investigación son:

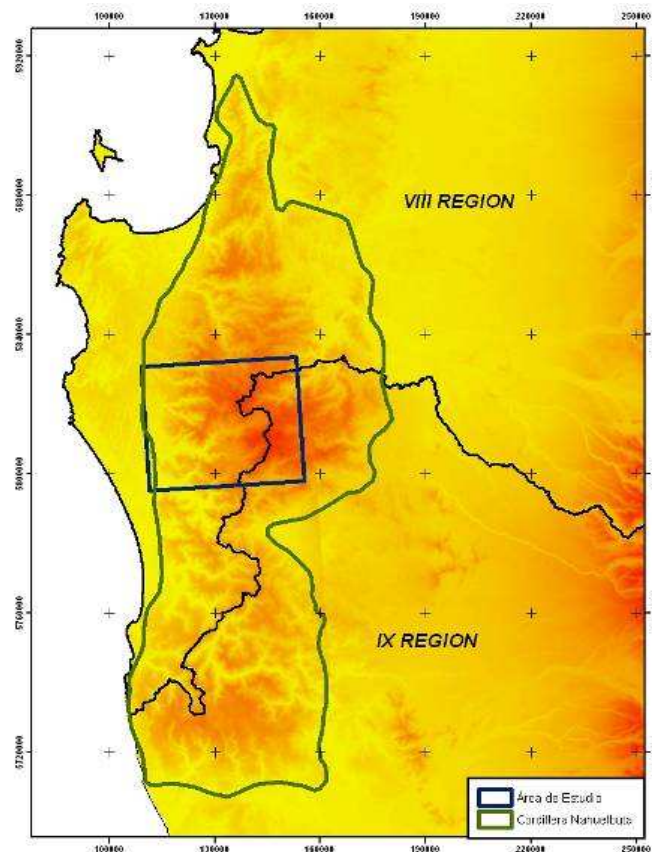
- Generar información sobre selección de microhábitat por parte de especies asociadas directamente a los bosques nativos de Chile, altamente susceptibles a la fragmentación.
- Comprobar la bondad de la modelación estadística binomial para la determinación de áreas potenciales de microhábitat para cuatro aves endémicas de los bosques templados.

- Definir un corredor biológico para cuatro aves endémicas de los bosques templados de Chile, sobre la base de un modelo de selección de microhábitat potencial y de condicionantes ecológicas.
- Generar pautas gestión para la conservación de la biodiversidad de los bosques naturales chilenos.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS.

### 2.1. Área de estudio:

El área de estudio se encuentra emplazada en la cordillera de Nahuelbuta, que corresponde a la sección de la Cordillera de la Costa de Chile ubicada al Sur del río Bío-Bío ( $37^{\circ}11' S$ ) y al norte del Río Imperial ( $38^{\circ}45' S$ ) (Fig. 4). Al igual que el resto de la Cordillera de la Costa, su formación data del Paleozoico, siendo mucho más antigua que la Cordillera de los Andes (Mardones, 2005).



**Figura 4:** Mapa de Ubicación del área de estudio

Esta área está compuesta por fincas privadas, propiedad de Bosques ARAUCO, y por el Parque Nacional Nahuelbuta que, en conjunto, suman 156.732,24 ha, integrantes, como se ha señalado, de la Cordillera de Nahuelbuta.

La Cordillera de Nahuelbuta ha sido reconocida tanto a nivel nacional e internacionalmente como una de las áreas prioritarias en Chile en cuanto a la conservación de su biodiversidad (Teneb, 2006). Es así, como la cuenca superior del Río Caramávida, junto con los bosques nativos colindantes al Parque Nacional Nahuelbuta, han sido propuestos como un sitio prioritario para la conservación de la biodiversidad nacional (CONAMA, 2003), debido a que confluyen diversas comunidades forestales nativas y altos niveles de endemismo local. Como se ha señalado en apartados anteriores, la Cordillera de Nahuelbuta está incluida dentro de la ecorregión que ha sido identificada a nivel mundial como sitios prioritarios de conservación “*Hotspot*” (Myers *et al.*, 2000).

Dicha cordillera presenta en el extremo norte su cota máxima altitudinal alcanzando algo más de 1500m (Mardones, 2005). En contraposición, en el límite sur la altitud no sobrepasa los 720m (Quintanilla, 1983). Debido a la ausencia de volcanes, no ha recibido aportes de cenizas en forma periódica y cuantiosa, solo ocasionalmente de algunas de las erupciones que han ocurrido en la cordillera de los Andes (Quintanilla, 1983).

En lo referente a la precipitación, las lluvias se concentran en un 80% en los meses de otoño e invierno. Presentan dos gradientes, uno latitudinal que las incrementa de norte a sur, y otro longitudinal, que las incrementa de este a oeste, por lo que se genera una transición entre un clima mediterráneo cálido y subhúmedo a un clima templado húmedo y lluvioso (Di Castri y Hajek, 1976). En la zona de estudio correspondiente al Parque se han obtenido mediciones de 1491 mm de promedio anual, y un rango térmico de 5 a 26°C (Peraza, 2000), con una temperatura promedio anual de 13,36°C (Bonilla *et al.*, 2002).

Respecto a la vegetación en el área de Nahuelbuta, por su historia biogeográfica contiene un elevado número de endemismos (Smith-Ramírez, 2004;

---

Cavieres *et al.*, 2005; Villagrán y Armesto, 2005). Específicamente Teneb (2006), señala que en las zonas bajas se encuentran *Nothofagus obliqua*, *N. dombeyi* y *Podocarpus saligna*. Entre los 500 y 600 metros de altitud los bosques alternan con estepas de *Festuca scabriuscula* con presencia de arbustos tales como, *Gaultheria sp.* y *Embotrium coccineum*. Entre los 700 y 1000 m de altitud se encuentran *Araucaria araucana* junto a especies herbáceas como *Adenocaulon chilense* y arbustos principalmente de *Azara*. Desde los 1000 m se indica la dominancia presencial de *Araucaria araucana* junto a *Nothofagus pumilio* y *N. antarctica* acompañadas mayormente por *Berberis darwinii*.

A continuación se presenta una caracterización más específica de los bosques presentes en la zona, dando a conocer el tipo de vegetación existente en el área de estudio.

## **2.2. Caracterización vegetacional (principales tipos de bosques):**

Si nos basamos en la denominación dada por Gajardo (1994), y utilizada por Teneb (2006) para las asociaciones boscosas, tenemos que en la parte norte de la Cordillera de Nahuelbuta existe un dosel dominado por *Aristotelia chilensis*, *Laurelia sempervirens* y *Nothofagus obliqua* formando bosquetes altos pero poco densos, característico del bosque esclerófilo de Concepción. Más al sur, donde la cordillera alcanza su máxima altitud, es el bosque montano de Nahuelbuta el que predomina, con presencia de *Nothofagus obliqua*, *N. dombeyi*, *P. saligna*, *Pseudopanax laetevirens* y *Lomatia ferruginea*; hacia el interior domina el bosque caducifolio de la Frontera, cuya composición florística está dominada por *Nothofagus obliqua*, *Cryptocarya alba* y *Peumus boldus*. Finalmente, en el margen meridional de la Cordillera de Nahuelbuta se desarrolla el Bosque caducifolio del Sur, cuyas especies arbóreas representativas son: *Nothofagus obliqua*, *Laurelia sempervirens*, *Aextoxicon punctatum*, *Podocarpus saligna*, *Eucryphia cordifolia*,

(ver Anexo 2) con presencia importante de epífitas como *Lapageria rosea*, *Boquila trifoliolata*, *Cissus striata*, *Sarmienta repens* y *Luzuriaga radicans*.

En la zona existe otra clasificación para los bosques, un poco más detallada, que permite una mayor separación, es la denominada Pisos Vegetacionales realizada por Luebert y Pliscoff (2005), quienes, a través de la cordillera de Nahuelbuta, describen los siguientes tipos de vegetación:

- Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithraea caustica* y *Azara integrifolia*.
- Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus obliqua* y *Gomortega keule*.
- Bosque caducifolio templado de *Nothofagus obliqua* y *Persea lingue*.
- Bosque mixto templado de Nahuelbuta de *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus obliqua*.
- Bosque caducifolio templado de Nahuelbuta de *Nothofagus alpina* y *Persea lingue*.
- Bosque laurifolio templado costero de *Aextoxicon punctatum* y *Laurelia sempervirens*.
- Bosque resinoso templado de Nahuelbuta de *Araucaria araucana*.

Estos tipos de bosques, concretamente se refieren a las siguientes características:

### **2.2.1. Bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithraea caustica* y *Azara integrifolia*:**

Caracterizado por la presencia de *Lithraea caustica*, *Cryptocarya alba* y *Azara integrifolia*, acompañadas por *Lomatia hirsuta*, *Rosa rubiginosa*, *Sophora*

---

*macrocarpa* y *Myrceugenia obtusa* y de las epífitas *Bomarea salsilla*, *Lardizabala biternata* y *Proustia pyrifolia*. Está presente marginalmente en la zona norte de la Cordillera de Nahuelbuta, y se halla sometido a una alta presión por parte de las plantaciones forestales de *Pinus radiata* y, en menor medida de *Eucalyptus globulus*.

### **2.2.2. Bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus obliqua* y *Gomortega keule*:**

El principal elemento es *N. obliqua* con algunos remanentes de *G. keule* en sitios puntuales que actúan como fragmentos de antiguos bosques continuos. Otros elementos florísticos importantes son: *Podocarpus saligna*, *Gevuina avellana*, *Lomatia dentata*, *Calcluvia paniculata*, *Lapageria rosea* y *Aextoxicon punctatum*. Este tipo de bosques se distribuye en la ladera occidental de Nahuelbuta. También en la región del Bío-Bío, también se halla sometido a una alta presión por parte de las plantaciones forestales.

### **2.2.3. Bosque caducifolio templado de *Nothofagus obliqua* y *Persea lingue*:**

La vegetación dominante está formada por las especies arbóreas *N. obliqua* y *P. lingue*; en el estrato arbustivo dominan *Ribes trilobum* y *Rhamnus diffusus*, otras especies presentes con menor frecuencia son *Myrceugenia exsucca* y *Blepharocalyx cruckshanksii*. En las áreas intervenidas se encuentran cultivos de *Avena fatua*, en áreas de postcultivos *Rumex acetosella* y *Echium vulgare*, mientras que en las riberas de los cursos de agua se establece la especie exótica *Acacia dealbata*. En sitios degradados se establecen *Aristotelia chilensis* y *Rubus ulmifolius*.

Este tipo se distribuye en las laderas orientales de la cordillera de la costa aproximadamente entre los 37° y 39° Latitud Sur. La principal amenaza a este tipo de bosques son los cultivos agrícolas.

#### **2.2.4. Bosque mixto templado de Nahuelbuta de *Nothofagus dombeyi* y *N.obliqua*:**

Corresponde a un mosaico de comunidades caducifolias y laurifolias que alternan la dominancia entre *N. obliqua*, *N. dombeyi* y *Eucryphia cordifolia*, acompañados, en distintas proporciones, por *Weinmannia trichosperma*, *Laureliopsis philippiana*, *Aextoxicon punctatum*, *Podocarpus saligna*, *Caldcluvia paniculada*, *Gevuina avellana*, *Luma apiculata* y *Persea lingue*. En el estrato arbustivo se encuentran *Ugni molinae*, y *Pilea elegans*, mientras que la principal epífita es *Lardizabala biternata*. La principal amenaza corresponde a la extracción de leña y la ganadería, en sitios intervenidos se establece *Aristotelia chilensis* y *Rubus ulmifolius*. Este tipo bioclimático se establece entre los 100 y 600 m de la vertiente occidental de la cordillera de Nahuelbuta.

#### **2.2.5. Bosque caducifolio templado de Nahuelbuta de *Nothofagus alpina* y *Persea lingue*.**

Está compuesto por *N. alpina*, *N. obliqua*, *N. dombeyi*, *Gevuina avellana*, *Persea lingue* y *Dasyphyllum diacanthoides* y el arbusto principal asociado es *Desfontainia spinosa*. Su distribución es hacia ambas vertientes de la Cordillera de Nahuelbuta, entre los 600 y 1000 m.



### **2.2.6. Bosque laurifolio templado costero de *Aextoxicon punctatum* y *Laurelia sempervirens*.**

Su flora principal son: *Aextoxicon punctatum*, acompañado por *Laurelia sempervirens*, *Eucryphia cordifolia*, *Laureliopsis philippiana*, *Caldcluvia paniculata* y *Myrceugenia planipes*. Su distribución es principalmente en laderas de baja altitud de la Cordillera de Nahuelbuta e isla Mocha. En las áreas intervenidas se establecen *Aristotelia chilensis*, *Rubus ulmifolius*, *Chusquea quila* y *Genista monspessulana*. Sus principales amenazas son la actividad forestal intensiva y la agricultura.

### **2.2.7. Bosque resinoso templado de Nahuelbuta de *Araucaria araucana*.**

Se ubica en las cumbres de la Cordillera de Nahuelbuta entre los 1000 y 1500 m, dominado por *Araucaria araucana*, *Nothofagus dombeyi*, *N. pumilio* y *N. antarctica*. Algunas de las especies acompañantes son *Adenocaulon chilense*, *Anemone antucensis*, *Baccharis magellanica*, *Berberis darwinii*, entre otras. Las principales amenazas son la explotación forestal intensiva, la extracción de leña incontrolada y los incendios forestales.

## **2.3 Instrumentos y Softwares:**

### **2.3.1 Instrumentos de Terreno:**

Para la toma de datos estructurales de la vegetación se han utilizado:

- Brújula.
- Hipsómetro.

- Forcípula.
- Cinta métrica de distancia.
- Dendrómetro.

Para la observación de aves:

- Binoculares.
- Guía de campo para aves (Araya y Millie, 1986).
- Dispositivo de audio con cantos de aves nativas<sup>1</sup>.

### **2.3.2. Cartografía:**

- Base cartográfica proporcionada por Bosques ARAUCO y CONAF (Corporación Nacional Forestal).
- Software Arcview 3.2

### **2.3.3. Análisis estadístico:**

- Software SPSS v8.0

---

<sup>1</sup> Egli (1985), "Voces del Bosque".

## **2.4. METODOLOGÍA**

### **2.4.1. Datos Abióticos y Cartografía Base:**

Los factores biofísicos seleccionados para este estudio fueron la pendiente, la exposición y la altitud; para la obtención de estos parámetros se utilizó un modelo digital de elevaciones, de resolución espacial de 90 m, generado por el programa de la Nasa Shuttle Radar Topography Mission SRTM (2003, disponible en: <http://srtm.csi.cgiar.org/index.asp>), que fue re proyectado al Datum PSAD56 UTM 18 sur, con una resolución espacial de 30 x 30 m.

El procesamiento de las imágenes y coberturas cartográficas se realizó con los software: Erdas Imagine 8.7 y Arc View 3.2. La cartografía base fue analizada con información digital facilitada por la Corporación Nacional Forestal (CONAF), IX Región, y La Empresa Forestal Bosques ARAUCO. Para el muestreo en terreno se utilizó un equipo GPS Garmin y el software de transferencia de datos MapSource versión 3.02.

Para el análisis estadístico, estas variables abióticas se categorizaron, como luego se detallará.

### **2.4.2. Caracterización Vegetacional:**

Como se señaló anteriormente, la superficie de estudio está administrada por dos entidades diferentes, una empresa privada (Bosques ARAUCO) y una gubernamental (CONAF).

Debido a que estas dos entidades trabajan objetivos diferentes de gestión forestal, con personal de distintas capacidades, y con diferentes presupuestos, existen diferencias en la información disponible de ambas zonas; así, en el caso particular de la vegetación, la empresa bosques ARAUCO, a partir de 2002, inició

una sistematización de la información base de biodiversidad nativa para el patrimonio de Forestal Arauco, en donde se recopiló información general disponible y, posteriormente, se llevó a cabo un proceso de mejora de dicha información referente a la vegetación nativa mediante inventarios sistemáticos aleatorios en la zona.

El primer paso a desarrollar en la presente investigación en relación a la vegetación es excluir las zonas cubiertas por especies no nativas (plantaciones) y zonas urbanas, para utilizar solo la información vegetacional específica asociada a las aves de estudio, según lo recopilado en bibliografía.

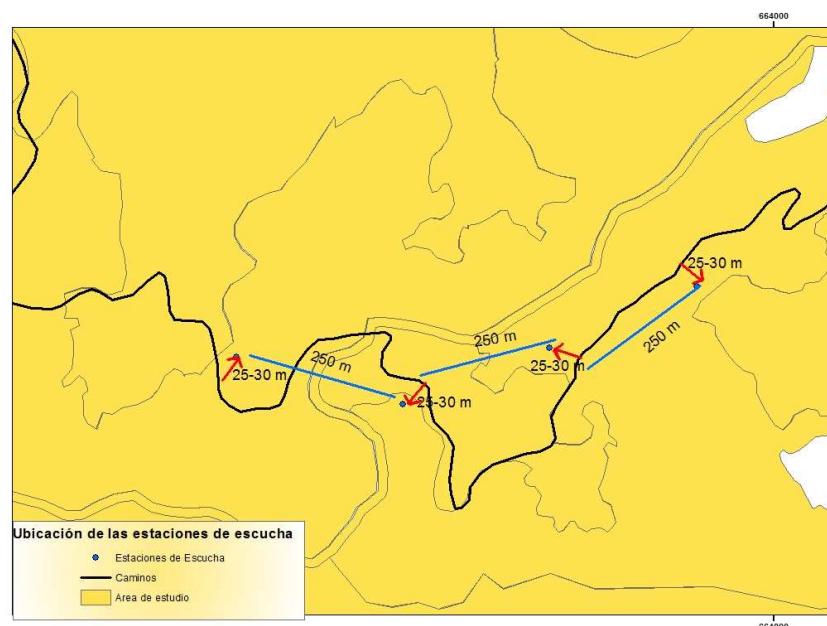
El siguiente paso fue la estandarización de la información referente a los tipos de vegetación con que trabajaremos en la zona de estudio, ya que la empresa bosques ARAUCO dispone de información más detallada que CONAF. Este proceso permitió generar una nueva capa de información referente al tipo de vegetación predominante, y así se logró trabajar el área como una extensión continua de información congruente. Para esto se tomó en cuenta la información bibliográfica, que señalaba la mayor relación de las aves en estudio con el tipo de estructura de bosque que con la composición particular de especies vegetales presentes en él.

Para la inclusión de estas variables en el proceso de análisis estadístico se procederá a categorizarlas.

### **2.4.3. Caracterización Faunística:**

La evaluación de este atributo se realizó a través del método de estaciones de escucha (EE) de Blondel *et al.* (1981). Se efectuaron 57 estaciones de escucha de radio 20 metros, separadas sistemáticamente cada 250 metros (Moreno, 2003).

Tomando en cuenta la dificultad natural de accesibilidad de los bosques nativos de Chile, se determinó que la ubicación de las estaciones de escucha se realizara recorriendo los senderos principales y caminos secundarios que cruzan la zona de estudio. Con el fin de evitar registrar el mismo individuo en dos EE consecutivas se aplicó la metodología de Bibby *et al.* (1992), separando las EE por 250 metros. Desde cada punto del itinerario se avanzaba entre 25-30 metros hacia el interior del bosque, donde finalmente se ubicaba la EE, tal como se observa en la figura 5.



**Figura 5:** Forma de establecimiento de la estaciones de escucha (EE). Escala 1:5000.

De forma posterior a la localización de cada EE, se registró la información sobre presencia de las aves en estudio (Anexo 3), según su escucha y/o avistamientos, para lo cual se siguió la pauta sugerida por Donazar *et al.* (1993) y Bustamante *et al.* (1997). En lo referente al número de repeticiones, se realizaron cuatro de ellas por cada punto de muestreo, entre las 8 y 12 AM, con el fin de coincidir con las horas de mayor actividad de las aves (Rozzì *et al.*, 1996; Moreno *et al.*, 2011).

---

Cada registro de información fue llevado a cabo de la siguiente manera: al llegar a cada EE se esperó 5 minutos en silencio con el fin de evitar los efectos del ruido que provoca la irrupción en el bosque debida al tránsito inherente al censo; posteriormente a este lapso, se procedió a registrar la información de escucha o avistamiento de aves durante 5 minutos (Bibby *et al.*, 1992). Para las especies objetivo de este estudio; *Pterotochos tarnii* (Hued-Hued), *Scelorchilus rubecula* (Chucao), *Scytalopus magellanicus* (Churrín) y *Eugralla paradoxa* (Churrín de la Mocha) se registraron los datos de ausencia o presencia individuales.

Tras obtener la presencia o ausencia (Anexo 2), con el objetivo final de conocer y caracterizar las condiciones preferentes de selección potencial de las aves estudiadas se procedió a condensar la información, generando una base de datos que permitiera conocer el número de especies en estudio totales presentes por punto. Este resultado se codificó, para su análisis *logit*, en 2 categorías (diversidad de especies *alta* y *baja*).

#### **2.4.4. Método de análisis estadístico de las variables:**

Para el análisis estadístico de los datos, en lo referente a la formulación del modelo se utilizó la modelización *logit* Binomial, que busca una ecuación cuyo resultado se interpreta como probabilidad de pertenencia al grupo codificado como 1, en función de un rango de variables, tanto discretas como continuas, que se consideran independientes. La probabilidad del grupo codificado como cero, 0, es  $1-p$ , siendo  $p$  la probabilidad que el modelo otorga al grupo codificado como 1.

Este modelo permite, además de obtener estimaciones de la probabilidad de un suceso, identificar los factores de riesgo que determinan dichas probabilidades, así como la influencia o peso relativo que estos tienen sobre las mismas (Llano y Mosquera, 2006, Martín *et al.*, 2008).

Las ventajas de este modelo son:

- No necesita cumplir los supuestos de Normalidad e Igualdad de matrices de varianzas-covarianzas, siendo más robusto que otras técnicas cuando no se cumplen estas condiciones (Hair *et al.*, 1999).
- Permite incorporar efectos no lineales, además de ser un modelo que no impone restricciones al tipo ni al número de variables independientes utilizadas, pudiendo ser de naturaleza métrica o no métricas (Lévy y Varela, 2003; Pando y San Martín, 2004).
- Se puede interpretar en términos probabilísticos, es decir, sirve para medir la probabilidad de que ocurra el acontecimiento objeto de estudio (Hair *et al.*, 1999).

Aunque este modelo había sido aplicado mayoritariamente a estudios sobre la salud y a temas financieros de selección, en los últimos 20 años los investigadores de temas de conservación, ecología y planificación forestal han reconocido sus ventajas y lo han comenzado a aplicar en sus estudios, tales como los de Manel *et al.* (1999); Luck (2002); Gibson *et al.* (2004), entre otros.

En esta tesis se utilizará, como se ha mencionado, el tipo de presencia/diversidad de aves baja o alta, relacionándola con las categorías de las variables analizadas,

La información procesada de esta forma permitirá obtener como resultado un modelo que indica la probabilidad de que las áreas sean seleccionadas como microhábitat por una diversidad alta de Rinocríptidos.

#### **2.4.5. Descripción de microhábitat:**

Una vez obtenido el modelo de predicción de áreas de microhábitat potencial para alta diversidad de Rinocriptidos, se determinaron las zonas de más alta probabilidad de selección de microhábitat, y, de acuerdo a ellas, se desarrolló una descripción del microhábitat preferente, agrupando las características de los atributos vegetacionales y topográficos evaluados en los sitios donde se encuentran presentes las especies de aves estudiadas, específicamente analizando las condiciones que se asocian a las categorías de alta probabilidad de diversidad de aves ( $\geq 60\%$  de probabilidad de presencia). Las zonas que cumplan con esta condición serán denominadas microhábitat potencial preferente de Rinocriptidos.

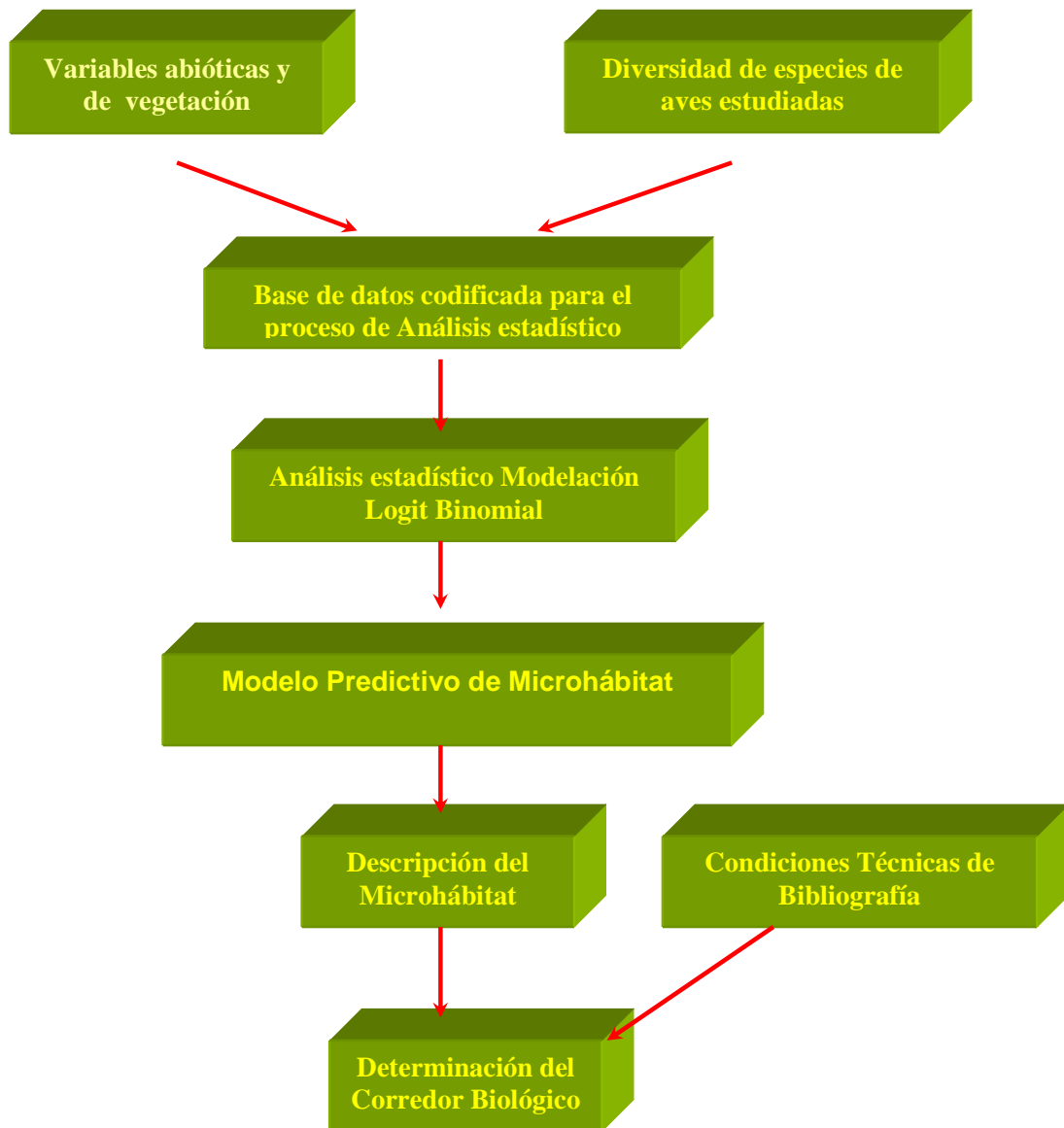
A través de la descripción de las características más comunes asociadas a estas zonas de microhábitat potencial, se elaboró una ficha descriptiva resumida de las características de microhábitat preferente de las aves estudiadas.

#### **2.4.6. Delimitación del Corredor Biológico:**

Una vez definidas las características que describen el microhábitat potencial de las aves en estudio, y con ellas las zonas de alta diversidad, se delimitará el Corredor Biológico incluyendo las zonas potenciales de microhábitat y las condiciones específicas de conectividad de hábitat establecidas por la bibliografía.



La figura 6 resume este proceso metodológico.



**Figura 6:** Diagrama-resumen que esquematizan los diferentes pasos metodológicos desarrollados.

#### **2.4.7. Zonificación y pautas de gestión del Corredor Biológico:**

Una vez establecidos los límites del Corredor Biológico para los Rinocriptidos en estudio, se procederá a la zonificación estructural de dicho corredor, para lo cual se subdividen las zonas según las características y objetivos para cada una, de la siguiente forma.

##### *Áreas núcleo:*

Son áreas naturales protegidas cuyo propósito es que los ecosistemas continúen manteniendo la biodiversidad y la provisión de bienes y servicios de los ecosistemas para la sociedad. Representan las condiciones más favorables de hábitat que esperaríamos encontrar dentro de un corredor biológico, siendo posible indicarlas como zonas de poblaciones fuente (Miller *et al.*, 2001; Bennett y Mulongoy 2006).

##### *Zonas de amortiguamiento:*

Son zonas de transición entre las áreas núcleo y la matriz del corredor biológico. Su función es que a través del manejo sostenible de los recursos naturales se reduzca y controle los impactos a las áreas núcleo, provenientes de la matriz (Miller *et al.*, 2001; Bennett y Mulongoy 2006).

*Hábitats sumideros:*

Son fragmentos del ecosistema original. Por sus características en cuanto a tamaño y salud del ecosistema en sí, no son capaces de mantener poblaciones viables de especies, por lo que necesitan de la inmigración de individuos provenientes de las zonas núcleo. Sin embargo, estas son áreas fundamentales para restablecer la conectividad en el paisaje (Bennett y Mulongoy, 2006).

*Rutas de conectividad:*

Son propuestas de enlace entre dos o más zonas, que surgen del paso entre los diferentes usos del suelo y que proveen una menor resistencia al movimiento de especies, así como la adaptación a los cambios y presiones del ambiente y del clima (Sistema Nacional de Áreas de Conservación, 2007; Miller *et al.*, 2001; Bennett y Mulongoy 2006).

*Matriz del corredor biológico:*

Área dedicada a usos múltiples (actividades agropecuarias, asentamientos humanos, aprovechamiento forestal, ecoturismo, otros). A pesar de que, generalmente, la matriz está dominada por hábitats abiertos, la presencia de pequeños *parches* de bosque que sirven como refugios temporales facilitan el movimiento de las especies a través del corredor biológico (Miller *et al.*, 2001; Kattan, 2002; Bennett y Mulongoy, 2006).

Para la gestión forestal se tendrán en cuenta las restricciones legales para actividades de manejo forestales en Chile, en concreto para los tipos de bosques y ubicación de los mismos, como son algunos criterios y normas, como la Ley de

Bosque Nativo del 2011, otras leyes asociadas a la gestión forestal y otras complementarias, propuestas por el autor de este trabajo. Con esto en cuenta se definirá el método de ordenación de las áreas del corredor, para lo cual se utilizará el sistema de ordenación basado en Cuarteles.

Aunque comúnmente el uso de cuarteles enmarca el uso de una subdivisión llamada Cantones, en este caso, en que los objetivos no son mayormente productivos sino que buscan una mezcla de actividades incluyendo la conservación de la biodiversidad, se decidió solo gestionar a través de Cuarteles de ordenación forestal.

*Cuarteles:*

Los cuarteles son unidades de ordenación con objetivos y tratamientos similares, y cuyas características físicas, vegetacionales y de desarrollo son parecidas.

### 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.1 Variables abióticas:

Una vez determinados los valores de las variables abióticas, se procedió a su categorización para un mejor uso en los análisis a realizar. El resultado de la categorización es el siguiente (tabla 2):

**Tabla 2:** Categorización de variables topográficas ambientales.

Categoría	Altitud (msnm)	Pendiente (%)	Exposición
1	615-895	<15	Umbría
2	895-1175	15-30	Semiumbría
3	>1175	30-45	Solana
4		45-60	-
5		>60	

\* Para más datos sobre categorización de exposición ver anexo 3

Las categorías se han establecido para permitir una mejor gestión posterior de la zona de estudio, ofreciendo la posibilidad de rodalización por altitud, tipo de exposición, así como manejar información de tipos de pendiente relevante para algunas restricciones legales y técnicas de actividades forestales.

#### 3.2. Caracterización vegetal:

Como se señaló en la metodología, para esta variable de análisis se desarrolló, como proceso base, la identificación y definición de cada uno de los tipos vegetacionales, quedando dicha variable estructurada como se observa en la tabla 3.

**Tabla 3:** Clasificación de los tipos de vegetación.

TIPO DE VEGETACION	DEFINICION
<i>ARAUCARIA</i>	Bosques de 1 a 2 estratos verticales, ambos dominados por <i>Araucaria</i> .
<i>ARAUCARIA CON NOTHOFAGUS</i>	Bosques principalmente de 1 a 2 estratos, donde el superior es dominado por <i>Araucaria</i> acompañado por <i>Nothofagus</i> , y en el inferior <i>Nothofagus</i> domina con <i>Araucaria</i> como especie acompañante.
<i>ARAUCARIA CON TOLERANTES</i>	Bosques de 2 a 3 estratos, dominados por <i>Araucaria</i> salvo el estrato inferior, con la presencia en los estratos medios e inferior de especies tolerantes a la sombra.
<i>NOTHOFAGUS</i>	Bosques multiestratificados (3 o más estratos verticales) donde todos los estratos son dominados principalmente por alguna especie del género <i>Nothofagus</i> .
<i>NOTHOFAGUS CON TOLERANTES</i>	Bosques multiestratificados, donde los estratos superiores son dominados por especies del género <i>Nothofagus</i> , y los inferiores por especies tolerantes.
<i>FORMACIONES SINGULARES</i>	Son bosques con especies poco frecuentes en la zona, y que ocupan poca superficie.
<i>MATORRAL</i>	Zona dominada por formaciones arbustivas, principalmente <i>Chusquea quila</i> (Quila), <i>Chusquea culeou</i> (Colihue) en las zonas de altitud media baja, y, en las medias altas, <i>Festuca spp.</i> (Coirón).
<i>PRADERA</i>	Superficie cubierta mayoritariamente de especies herbáceas, sin presencia de formaciones arbustivas ni arbóreas.

\*Fotografías, alturas y tipos de estratos en Anexos 3 y 4.

Este proceso de clasificación, aplicado a la zona de estudio, dio como resultado una superficie boscosa, de matorral y una pequeña parte con pradera, cuya suma es de 25257,4 ha. La representación de estas categorías vegetacionales, en lo referente a su superficie, es la siguiente (tabla 4):

**Tabla 4:** Superficie por tipo de vegetación.

<b>Tipo de Vegetación</b>	<b>Superficie (ha)</b>
<i>Araucaria</i>	40,19
<i>Araucaria con Nothofagus</i>	12360,25
<i>Araucaria con tolerantes</i>	58,53
<i>Nothofagus</i>	8389,96
<i>Nothofagus con tolerantes</i>	2991,48
Formaciones singulares	22,00
Matorral	1248,2
Pradera	146,83
<b>Total</b>	<b>25257,44</b>

Tomando en cuenta que las especies de avifauna en estudio están solo asociadas directamente a los bosques, decidimos unir las formaciones vegetales de matorral y pradera y excluirlas del desarrollo del modelo, con lo cual la información base de análisis de vegetación a utilizar quedó como se muestra en la tabla 5.

**Tabla 5:** Categorización de los tipos de vegetación.

<b>Categoría</b>	<b>Tipo de Vegetación</b>
0	Matorral y Pradera
1	<i>Araucaria</i>
2	<i>Araucaria con Nothofagus</i>
3	<i>Nothofagus</i>
4	<i>Nothofagus</i> con tolerantes, Formaciones singulares

### 3.3. Variable Fauna:

Como se señaló en la metodología, se estableció una categorización de la diversidad de especies de Rinocríptidos según la bibliografía consultada y la distribución encontrada para dichas especies. Como resultado se obtuvo la siguiente estandarización (Tabla 6).

**Tabla 6:** Categorización de la diversidad de Rinocríptidos.

<b>Categoría</b>	<b>Número de especies presentes</b>	<b>Tipo de Diversidad</b>
0	0-1	Baja
1	2-4	Alta

### 3.4. Análisis estadístico:

Una vez categorizadas todas las variables, se les asignó un posible rango de valores para el análisis estadístico que definiera el modelo predictivo de microhábitat (Tabla 7).



**Tabla 7:** Ejemplo de datos analizados estadísticamente.

Valor variable dependiente	Valores de variables independientes			
Tipo de diversidad en el punto	Pendiente	Exposición	Altitud	Asociación Vegetacional
1	3	2	4	1

Con esta información se procedió a generar el modelo predictivo de potencialidad de microhábitat utilizando la modelización logit binomial para encontrar una función que permitiera describir y zonificar las áreas de microhábitat potencial de las especies en estudio.

Como inicio del proceso estadístico se determinó la bondad del ajuste de un modelo de regresión logística, para lo cual se usó la prueba de Hosmer-Lemeshov, que es un estadístico de bondad de ajuste muy robusto, sobretodo para estudios con tamaños de muestra pequeños (Martín *et al.*, 2008). La idea es que, si el ajuste es bueno, un valor alto de la  $p$  predicha se asociará (con una frecuencia parecida a la  $p$ ) con el resultado 1 de la variable binomial. Así, se trata de calcular, para cada observación del conjunto de datos, las probabilidades de la variable dependiente que predice el modelo (grado en que la probabilidad predicha coincide con la observada). Los resultados de esta prueba son los siguientes (Tabla 8):

**Tabla 8:** Prueba de Bondad de ajuste de las variables del modelo.

Prueba de Hosmer y Lemeshow

Paso	Chi cuadrado	gl	Sig.
1	2,698	7	0,911

Este alto valor de  $p$  indica un buen ajuste del modelo, es decir, no se puede rechazar la hipótesis nula, por lo que se acepta el hecho de que no hay diferencia significativa entre los valores observados y los que predice el modelo.

El resultado más relevante obtenido del análisis estadístico es la probabilidad de pronosticación del modelo, que se refiere a los datos bien clasificados. El valor de pronosticación de nuestro modelo es del 76%, un valor alto tomando en cuenta el ámbito de análisis.

Dos indicadores complementarios de la bondad de ajuste del modelo son el coeficiente  $R^2$  de Cox y Snell y el  $R^2$  de Nagelkerke. El primero puede ser calculado dividiendo el valor de reducción de verosimilitud (valor que corresponde al estadístico Chi-Cuadrado) entre la suma de éste y el tamaño de la muestra. El más usado de estos valores es el  $R^2$  de Nagelkerke, ya que es un valor ajustado mejorado del  $R^2$  de Cox y Snell, que expresa, de forma aproximada, cómo la introducción de variables independientes reduce la proporción de varianza no explicada. Nuestro modelo presenta el siguiente valor de Nagelkerke (tabla 9).

**Tabla 9:** Resumen de pruebas de correlación del modelo.

Paso	-2 log de la verosimilitud	R cuadrado de Nagelkerke
1	40,585 <sup>a</sup>	0,42

El valor de  $R^2$  de Nagelkerke que se obtuvo fue de 0,42, que significa que el modleo representa el 42 % de la varianza de la selección de hábitat, este valor es un valor aceptable, y alto si lo comparamos con Graff *et al.* ( 2009), que obtuvo en sus modelos  $R^2 = 0,16$ .  $R^2 = 0,27$ .

Diferentes autores (Aldrich y Nelson, 1984; Menard, 1995), recalcan que el  $R^2$  no debe ser interpretado de igual forma que los coeficientes de determinación de la regresión lineal, por lo que se le denomina *Pseudo-R*. El principal problema

que se le atribuye es que, por muy perfecto que sea un modelo, éste nunca llega al valor “1”. Es por ello que se ha propuesto una corrección al alza; así, el R<sup>2</sup> de Nagelkerke refleja de forma más fiel las bondades del modelo (Rial y Varela, 2008). Hay que tener en cuenta que trabajar con una variable dependiente de carácter cualitativo hace que su interpretación no sea la misma que en el caso de la regresión lineal, por lo que los valores de R<sup>2</sup> tienen tan sólo un carácter orientativo. Tal como señalan Pardo y Ruiz (2002), los R<sup>2</sup> suelen adoptar valores moderados o incluso bajos aun cuando el modelo estimado pueda ser apropiado y útil.

### **3.5. Definición del modelo predictivo de potencialidad de microhábitat:**

El uso conjunto de variables abióticas y vegetacionales nos permitió una buena determinación de potencialidad de microhábitat, además de generar información relevante posible de usar en la planificación de una gestión forestal sostenible.

El modelo está formado finalmente por las siguientes variables y coeficientes (tabla 10):

**Tabla 10:** Coeficientes del modelo.

Variabes	B	Exp(B)
Exposición		
Exposición(1)	20,826	1,108E9
Exposición (2)	20,710	9,870E8
Exposición (3)	,187	1,205
CodPdte	,099	1,104
Altitud	-,265	,767
Vegetación		
Vegetación (1)	43,066	5,050E18
Vegetación (2)	,374	1,453
Vegetación (3)	,847	2,332
Constante	-21,254	,000

Quedando expresado como:

$$Y (1)= 1/(1+ \text{Exp } (-(-21,254 + 43,066*\text{Vegetación}(1)+ 43,066*\text{Vegetación}(1) + 0,374*\text{Vegetación}(2) + 0,847*\text{Vegetación}(3)+ 0,099*\text{Pendiente} - 20,826*\text{Exposición}(1) + 20,71*\text{Exposición}(2) + 0,187*\text{Exposición}(3)- 0,265*\text{Altitud}))).$$

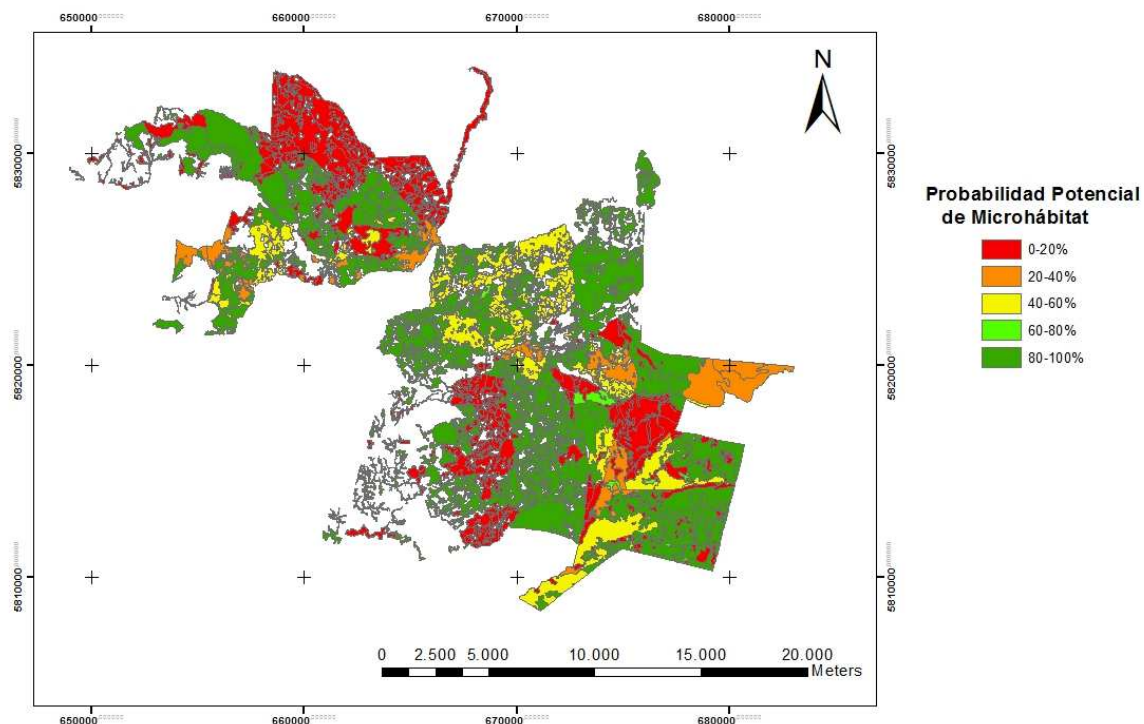
El poder llegar a desarrollar este modelo predictivo de microhábitat es un avance importante en la entrega de información práctica y utilizable para el proceso de gestión forestal. Los resultados demuestran que es posible integrar la conservación de fauna asociada a los bosques de gran valor ecológico y altamente susceptible a la degradación y/o fragmentación de ellos,

complementando lo ya obtenido en reciente estudios que han generado importantes contribuciones en la determinación de hábitat, como Gibson *et al.* (2004), Castellon y Sieving (2006), Amico *et al.* (2008) y Moreno *et al.* (2011). Los resultados apoyan la perspectiva de que es posible aplicarlos de mejor forma para obtener una gestión forestal que permita la conservación de la biodiversidad.

### 3.6. Descripción de microhábitat:

A través de la aplicación del modelo señalado en el apartado anterior, se obtuvo un mapa probabilístico de Microhábitat potencial de Rinocriptidos para el área de estudio (Fig.7).

Mapa Predictivo de Microhábitat Potencial de Rinocriptidos



**Figura 7:** Mapa predictivo de Microhábitat potencial de Rinocriptidos.

Los resultados obtenidos en la zona de estudio, netamente dominada por bosque nativo templado, ratifican que las especies de aves estudiadas son típicas de los bosques templados del sur de Chile, tal como lo han señalado autores como Rozzì *et al.* (1996), Armesto *et al.* (1996), Sieving *et al.* (2000) y Reid *et al.* (2004), aunque sin llegar dichos autores a modelizar de forma predictiva tal asociación aves/bosques templados.

Los resultados particulares de la distribución de superficie según probabilidad de microhábitat potencial de la figura 7 se resumen de la siguiente forma (Tabla 11):

**Tabla 11:** Superficie por rango de Potencialidad de microhábitat.

<b>Categoría</b>	<b>Probabilidad (%)</b>	<b>Superficie (ha)</b>	<b>Superficie (%)</b>
<b>Muy baja</b>	0-20	6751,07	26,73
<b>Baja</b>	20-40	1189,33	4,71
<b>Media</b>	40-60	2698,45	10,68
<b>Alta</b>	60-80	88,42	0,35
<b>Muy Alta</b>	80-100	14530,17	57,53
<b>Total</b>		<b>25257,44</b>	100

Se puede visualizar en la tabla 10 que más de la mitad de la superficie analizada tiene una potencialidad de microhábitat muy alta en lo relacionado a los Rinocriptidos.

El microhábitat potencial referido a las zonas de mayor probabilidad de selección, Alta y Muy Alta, supone una superficie de 14618,59 ha (tabla 10).

Como se señaló anteriormente, este modelo y el mapa de distribución derivado del modelo, están desarrollados sobre información acerca de Pendiente, Exposición, Altitud y Asociación Vegetacional. Evaluando la información referente

a estas variables en las zonas de mayor potencialidad de Microhábitat ( $\geq 60\%$  de probabilidad de selección) se puede describir el microhábitat potencial para este grupo de especies.

Un análisis particular, variable a variable, permite discriminar la incidencia de cada una de ellas, en sus distintas categorías, a través de cómo se relacionan dichas categorías de cada variable con la diversidad de Rinocriptidos, cuantificando la superficie en que aparece cada categoría asociada a las distintas potencialidades de hábitat; así, por ejemplo, la tabla 12 recoge la distribución superficial de las distintas categorías de la variable Pendiente, para el microhábitat definido como preferente.

**Tabla 12:** Superficie de potencialidad de microhábitat por categoría de pendiente.

Microhábitat Preferente	Categorías de Pendiente					
	1	2	3	4	5	Total
Superficie (ha)	6855,86	3633,27	3020,40	889,31	219,75	14618,59
Porcentaje (%)	46,90	24,85	20,66	6,08	1,50	100,00

De la tabla 12 se desprende que, con respecto a la pendiente, la mayor potencialidad de microhábitat se encuentra en las categorías con los valores más bajos; de esta forma, aproximadamente el 70 por ciento del microhábitat preferente se concentra en las superficies con pendientes inferiores al 30% (categorías 1 y 2), situación similar a la encontrada en el estudio de Moreno *et al.* (2011) realizado para 2 de las aves incluidas en esta investigación.

**Tabla 13:** Superficie de potencialidad de microhábitat por categoría de altitud.

Microhábitat Preferente	Categorías de Altitud			
	1	2	3	Total
Superficie (ha)	4064,71	7486,60	3067,28	13409,03
Porcentaje (%)	27,81	51,21	20,98	100,00

En referencia a la altitud (tabla 13), las zonas con mayor potencialidad de microhábitat están asociadas a las altitudes medias (categoría 2), teniendo en cuenta que, al formar parte la zona de estudio de una cordillera, el mayor porcentaje de superficie corresponde a zonas altas, por lo que la principal altitud potencial de microhábitat preferente está entre los 895-1175m.

**Tabla 14:** Superficie de potencialidad de microhábitat por categoría de exposición.

Microhábitat Preferente	Categorías de Exposición			
	Semiumbría	Solana	Umbría	Total
Superficie (ha)	4887,72	7493,75	2237,12	14618,59
Porcentaje (%)	33,43	51,26	15,30	100,00

La tabla 14 muestra que la mayor parte de la superficie seleccionada como microhábitat preferente por los Rinocriptidos en estudio está ubicada en exposiciones de solana, situación que podría entenderse como contradictoria con lo señalado por diversos investigadores (Sieving *et al.*, 2000; Castellón y Sieving, 2006) que señalan a estas especies como buscadoras de zonas con alta cobertura y, por ende, propias de umbría. No obstante, esa característica señalada por



dichos autores no se enmarca en el contexto de tipo de exposición como variable, sino en el hecho de que son especies de bosques templados húmedos con sotobosques densos.

En segundo lugar conviene puntualizar que estas exposiciones se refieren al grupo de aves y no a estudios individuales de las especies, como los de Amico *et al.*, 2008, y Moreno *et al.*, 2011. Además, la selección de zonas con exposición de solana y semiumbría detectada en este estudio corresponde a bosques estructurados, con multiespecificidad, tal como se recoge en la tabla 15, que hace referencia al tipo de vegetación.

**Tabla 15:** Superficie de potencialidad de microhábitat por categoría de vegetación.

Microhábitat Preferente	Categorías de Vegetación				Total
	<i>Araucaria</i>	<i>Araucaria con Nothofagus</i>	<i>Nothofagus</i>	<i>Nothofagus con tolerantes</i>	
Superficie (ha)	35,58	6088,37	7153,89	1340,76	14618,59
Porcentaje (%)	0,24	41,65	48,94	9,17	100,00

Con respecto al tipo de vegetación más seleccionada por las aves en estudio como microhábitat (tabla 15), de las cuatro coberturas dominantes en la zona las más utilizadas como hábitat por las aves en estudio son *Araucaria con Nothofagus* y bosques de *Nothofagus*; dichos bosques son multiestratificados y, sobretudo los bosques dominados por el género *Nothofagus*, son multiespecificos, dominan los estratos superiores arbóreos, acompañados por matorrales, arbustos de sombra y por regeneración de especies tolerantes.

Esta preferencia por bosques muy estructurados confirma los trabajos de Willson *et al.* (1994), Moreno (2003); Díaz *et al.* (2005); Amico *et al.* (2008).

A la vista de los resultados del modelo, podemos señalar que las especies estudiadas prefieren zonas de exposición de solana y semiumbria con bosques estructurados; esto, unido a la selección de áreas de altitud media, denota una preferencia de áreas más húmedas pero no extremas, es decir, condiciones de temperatura y humedad equilibradas, lo que no ocurre ni en las zonas altas ni en las exposiciones soleadas, donde el calor de la tarde y el frío matinal y nocturno son extremos.

En el estudio se aprecia una mayor selección de zonas con un cierto límite en el grado de la cobertura vegetal, ya que las aves estudiadas no han mostrado una alta presencia en zonas de *Nothofagus* con Tolerantes, que son áreas con elevadas coberturas tanto de dosel como de sotobosque. La mayor selección de las zonas con presencia de *Nothofagus* sobre las zonas de *Araucaria* indica preferencia por bosques multiestratificados y con cobertura de sotobosque, evaluación similar a las que se realizan en investigaciones de Amico *et al.*, 2008; Sieving *et al.*, 2000; Moreno, 2003; Castellón y Sieving, 2006, 2007, y Moreno *et al.*, 2011. En particular, De Santo *et al.*, 2002 y Reid *et al.*, 2004 señalan el uso, por parte de estas aves, de hábitat boscosos con estructuras de vegetación que proporcionen refugio contra los predadores y lugares seguros para la anidación.

Asimismo, en relación a la estructura vegetacional, la no selección de zonas monoestratificadas o bosques muy abiertos, ratifica la fragilidad de estas aves al deterioro, degradación y fragmentación de los bosques, como indican las investigaciones de Willson *et al.*, 1994; Cornelius *et al.*, 2000; Reid *et al.*, 2002; Castellón y Sieving, 2007 y Amico *et al.*, 2008.

Respecto a las pendientes, se ha comentado que existe una mayor potencialidad de microhábitat preferente en las superficies con pendiente media a baja, esto puede explicarse por las condiciones necesarias para la movilidad de estas aves, ya que son principalmente ocupantes del piso del bosque (Fink *et al.*, 1995 y Rozzi *et al.*, 1996). Esta asociatividad a pendientes bajas y medias también es señalada por Moreno *et al.* (2011).

Sintetizando todas estas características, se puede elaborar una ficha descriptiva de microhábitat potencial favorable a la diversidad de Rinocriptidos (tabla 16).

**Tabla 16:** Resumen de condiciones generales de Microhábitat de Rinocriptidos.

<b>Variables</b>	<b>Características</b>
<b>Pendiente</b>	< 45% , sobre todo entre 0-15%
<b>Exposición</b>	Solana y Semiumbría
<b>Altitud</b>	895-1175msnm
<b>Asociación vegetacional</b>	<i>Nothofagus</i> y <i>Nothofagus</i> con <i>Araucaria</i>

Se debe recordar que esta es una aproximación del microhábitat de las cuatro especies analizadas en la zona de estudio, es decir, en el tipo de vegetación y condicionantes de tipo biótico presentes en la Cordillera de Nahuelbuta.

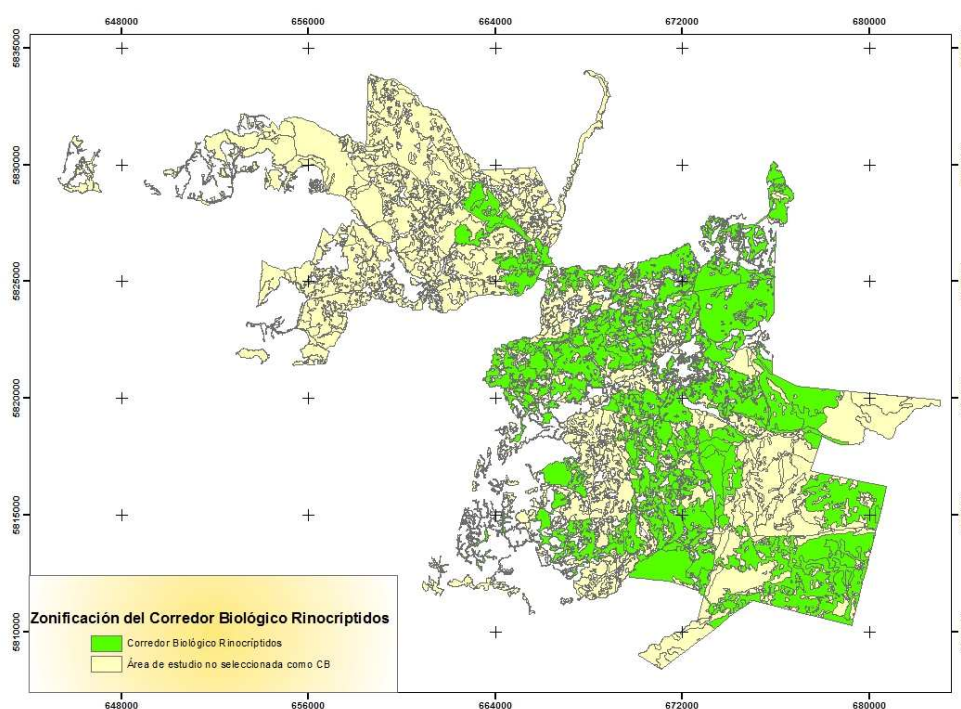
### 3.7. Delimitación y Zonificación de Corredor Biológico:

La base de las condiciones para la delimitación del corredor biológico fueron principalmente tomadas de lo señalado en Sieving *et al.* (2000) junto con los estudios de Castellón y Sieving, (2006; 2007), estudios en los cuales se indica la necesidad de cumplir las siguientes condiciones:

- Tamaño mínimo de fragmento de bosque  $\geq 10$  ha.
- Distancias entre fragmentos < 600 metros.

- Determinamos seleccionar como corredor solo las zonas donde la probabilidad de alta diversidad fuese  $\geq 60\%$ .
- Ancho de franjas de conectividad no mayor a 50 m.

Aplicando las condiciones antes señaladas a las zonas potenciales de microhábitat de Rinocriptidos en estudios, nos da como resultado el siguiente mapa en donde se delimita nuestro corredor biológico.



**Figura 8:** Delimitación del Corredor Biológico de Rinocriptidos.

Las zonas pintadas en verde de la figura 7 son las que cumplen con los requisitos ya señalados, lo que nos muestra que es aplicable en nuestra zona de estudio la delimitación de un corredor biológico bajo esas condiciones. Esto es un gran aporte a nivel nacional, ya que Chile aún no posee corredores que permitan unir áreas protegidas cercanas públicas y/o privadas (PNUD, 2007).

El corredor esta principalmente ubicado en la zona Este del área de estudio, específicamente el sector que une las fincas de la empresa forestal privada bosques ARAUCO, con parte de la zona del Parque Nacional Nahuelbuta.

La superficie del Corredor es de 10773,5 ha. Lo que representa cerca del 42% de la superficie efectiva de estudio (25257,44 ha.), esta superficie es pequeña si la comparamos con los megaproyectos de corredores, como el Corredor Biológico Mesoamericano el cual une millones de hectáreas de áreas silvestres protegidas públicas y privadas, de ecosistemas frágiles y zonas de alto valor ecológico nacionales y mundiales de varios países centroamericanos.

Sin embargo hay que tomar en cuenta que esté proyecto de corredor Mesoamericano está formado por pequeñas o medianas superficies interconectadas, es así como a modo de resumen podemos señalar la siguiente información tomada de Rojas y Chavarría, 2005 (Tabla 17).

**Tabla 17:** Superficie de algunos corredores biológicos mesoamericanos.

<b>Nombre del Corredor Biológico</b>	<b>Ubicación</b>	<b>Superficie (ha)</b>
Refugio Nacional de Vida Silvestre Corredor Fronterizo	Costa Rica – Nicaragua.	59867
Corredor Biológico Rincón – Cacao	Costa Rica	2000
Corredor Biológico “Altitudinal” Rincón Rainforest.	Costa Rica	4500
Corredor Biológico Zona Protectora Miravalles, Parque Nacional Volcán Tenorio.	Costa Rica	1304
Corredor Biológico Las Morocochas	Costa Rica	168200
Corredor Biológico Parque Nacional Rincón de la Vieja, Zona Protectora Miravalles.	Costa Rica	240

Corredor Biológico para Aves Guanacaste.	Costa Rica	4875
Corredor Biológico Chichinautzin	México	37302

Si comparamos la superficie que abarca el delimitado Corredor Biológico de Rinocriptidos con los referidos en la tabla 10, se puede señalar, primero, que el Corredor de Rinocriptidos es de una superficie de nivel medio en relación a la mayoría. En segundo lugar, se visualiza que la mayoría de los corredores presentan netamente conectividad de múltiples paisajes de alta biodiversidad, buscando la conectividad de ellos y la conservación del complejo flora-fauna que contienen y no de una especie o grupo particular de fauna, como es el caso de este estudio.

De los corredores indicados en la tabla 10 el que más se aproxima en objetivo al de este estudio es el Corredor Biológico para aves de Guanacaste, que tiene casi 5000 hectáreas, aunque esta superficie está destinada a la protección y conservación de una amplia diversidad de aves de los ecosistemas allí presentes; además, no define las características particulares que debe presentar la zona para la conservación de esa diversidad, solo se enfoca en zonificar un área de alta importancia de biodiversidad, que debe ser conservada a través de un Corredor Biológico.

Existe en la actualidad un proyecto encabezado por Panthera y la Wildlife Conservation Society que están concentrando su interés en modelizar y verificar corredores para el Jaguar (*Panthera onca*) en Centroamérica y en algunos otros sitios de Latinoamérica. Con dicho proyecto se pretende lograr un mapa con los corredores potenciales y actuales de la especie, así como asegurar la permanencia de dichos corredores a través de compromisos a nivel local y nacional. La identificación y establecimiento de los corredores biológicos para jaguares pueden generar un paisaje con acciones de conservación que facilitaría la permanencia de muchas especies a largo plazo (Salom-Pérez *et al.*, 2010).

La conexión entre áreas que sirven para el traslado de especies animales o vegetales lograda con el diseño y establecimiento de los corredores biológicos constituye una salvaguarda de la vida silvestre, siendo herramientas imprescindibles para la supervivencia de algunas especies animales, así como de la flora que esas especies son capaces de transportar (zoocoria).

Definir especies de alto valor ecológico, como especies vulnerables, endémicas, de hábitat específicos, o bioindicadoras, entre otras cualidades, es la base para delimitar un área de corredor biológico, que, mediante un efecto multiplicador, tendrá la función de conservar muchas otras especies.

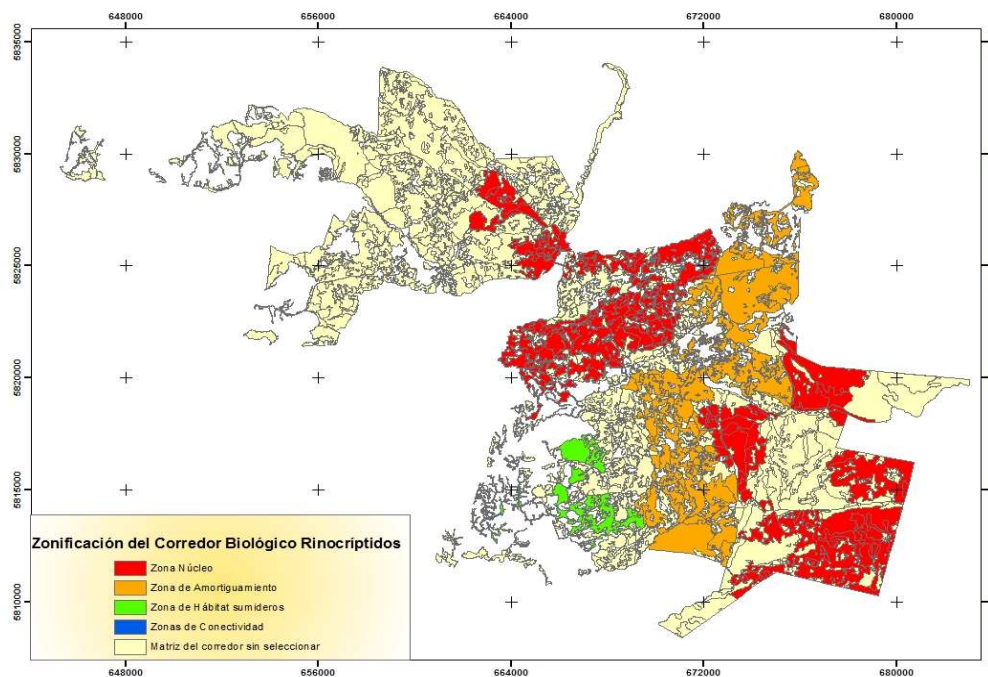
En este sentido, los corredores biológicos, su diseño y valoración, son herramientas muy útiles de manejo sostenible del territorio para la conservación de la biodiversidad y para conciliar el cuidado de la naturaleza con el desarrollo económico de sus pobladores (García, 2002).

Todo esto hace innegable el valor positivo de la existencia de los corredores biológicos, la necesidad de ahondar en el conocimiento sobre el uso de esta herramienta, su aplicabilidad en diferentes ecosistemas, y el estudio de metodologías para su diseño, como la propuesta en este trabajo, la cual se basa en la relación entre fauna silvestre y variables medioambientales integrables en las pautas de decisión para la gestión de ecosistemas boscosos.

### **3.7.1. Zonificación y Gestión del Corredor Biológico:**

Para que un corredor biológico tenga éxito es necesario identificar aquellas áreas prioritarias, de manera tal de concentrar esfuerzos técnicos y económicos que permitan lograr un mayor beneficio.

En base a las definiciones asociadas a esta estructura de corredores biológicos señaladas en nuestra metodología tenemos siguiente zonificación (figura 9).



**Figura 9:** Zonificación del Corredor Biológico.

La selección de cada una de las zonas se determinó por las condiciones particulares que presentaban cada una de ellas, tanto en el ámbito administrativo, técnico y ambiental. Es así, como podemos señalar que:

*Área Núcleo:*

Se determinó la presencia de 2 grandes zonas núcleo en el diseño del corredor, la cuales representan una superficie aproximada de 6059,1 ha. La primera ubicada hacia el sureste del corredor, estas áreas son parte del Parque Nacional Nahuelbuta, que por su estado administrativo de área silvestre protegida en la cual no se puede realizar ninguna actividad extractiva cae indiscutiblemente como zona núcleo. La segunda esta en la parte noroeste del corredor, conformada por fincas de bosques ARAUCO.



Ambos sectores presentan vegetación singular en la zona; el área incluida en el Parque Nacional presenta principalmente bosques adultos dominados por una especie, en unos casos Roble, en otros Coigüe, en inicio de una etapa de desmoronamiento, posterior a la etapa climax, con árboles adultos de grandes tamaños, y con una regeneración incipiente. En la zona noroeste existen también bosques adultos dominados por Coigüe y remanentes de bosques de Raulí con *Nothofagus* degradados, estos se encuentran con una regeneración adulta y con remanentes de algunos árboles grandes de Raulí.

Estas condiciones han hecho determinar que estos sectores se clasifiquen como zonas núcleo.

*Zona de Amortiguamiento:*

Esta zona se extiende por 4090,7 ha. Es el área que pretende mantener la conectividad entre las áreas núcleo en base a actividades forestales. Los sectores pertenecientes a esta zona son principalmente dominados por bosques clasificados como Roble con *Nothofagus*, bosques renovales mayormente, degradados, con remanentes de árboles viejos de la especie Roble. La otra asociación relevante en esta zona es *Araucaria* con *Nothofagus* y en pequeña superficie Raulí con tolerantes.

La zona es totalmente formada por fincas de bosques ARAUCO. Este hecho junto con el tipo de vegetación presente permite generar propuestas de gestión para la conservación y mejora de la conectividad del corredor biológico.

*Rutas de conectividad:*

Estas zonas que enlazan a dos o más áreas representan una superficie de 22, 6 ha, que surgen del paso entre los diferentes usos del suelo y que proveen conectividad física de los fragmentos.

*Zona de hábitat sumidero:*

Las superficie de estas zonas suman aproximadamente 617 ha. Fueron seleccionadas por su mayor desconexión del resto de las fincas incluidas en el corredor, por su menor tamaño y por ser una zona límite que esta al borde de las áreas boscosas de la matriz del corredor biológico. La vegetación presente son Coigüe con tolerantes, Raulí con *Nothofagus* y *Araucaria* con *Nothofagus*, una combinación bastante amplia de especies y tipos de estructuras vegetacionales.

Estas características señaladas en el párrafo anterior sustentan el valor de recuperar y conservar los sectores denominados como hábitat sumideros, para lo cual es necesario realizar de labores de gestión que permitan su aumento de superficie y conectividad.

### **3.8. Propuesta de Gestión Forestal:**

Como ya se ha dicho, los bosques mantienen una proporción significativa de la biodiversidad del mundo. La pérdida de estos hábitats constituye una causa que conduce a la pérdida de especies de fauna y flora (Salusso, 2008). Las grandes áreas de bosque continuo protegido son necesarias ya que muchas especies de fauna sólo pueden mantener poblaciones viables para su subsistencia en dichas áreas.

Para lograr la conservación y recuperación de esta biodiversidad es muy útil generar información que permita internalizar las necesidades de la fauna silvestre (sobre todo la considerada frágil), asociada directamente a los bosques, en la gestión de los mismos. Este enfoque de planificación forestal aportará un sólido cimiento a la sustentabilidad de los bosques templados de Sudamérica.

### **3.8.1. Restricciones técnicas para la gestión forestal:**

Contar con información técnica relevante asociada a la gestión forestal de un área utilizable como corredor, es una gran base para el desarrollo de programas de conservación amplios y eficaces, en particular en situaciones como la encontrada en la superficie de estudio, la cual une fincas privadas con un área silvestre protegida por el Estado.

Como base de la propuesta de gestión forestal, y tal como se señaló en el apartado de metodologías, se excluyen ciertas actividades según leyes que rigen la gestión forestal; estas son, específicamente:

Prohibición de corta, eliminación, destrucción o descepado de individuos de las especies vegetales nativas clasificadas, de conformidad con el artículo 37 de la Ley N° 19.300, en las categorías de “en peligro de extinción”, “vulnerables”, “raras”, “insuficientemente conocidas” que formen parte de un bosque nativo, estando asimismo prohibida la alteración de su hábitat.

Prohibición de intervención de árboles y arbustos nativos en los terrenos aledaños a manantiales, cuerpos y cursos naturales de agua, en las distancias que se señalan a continuación, medidas en proyección horizontal en el plano:

- Cauces permanentes en cualquier zona del país de caudal medio anual mayor a 0,14 metros cúbicos por segundo: 25 metros.

- Cuando el bosque se encontrare en terrenos con una pendiente mayor de 45% no se podrán usar los métodos de tala rasa (corta a hecho) o de árbol semillero (*árboles padre*).

Se propone en las zona donde la pendiente esta entre el 30% y el 45%, usar el método de la tala rasa o del árbol semillero, los sectores a cortar no podrán exceder de una superficie de 20 hectáreas, debiendo dejarse entre sectores una faja boscosa de, al menos, 100 metros.

En pendientes de más de 45% y hasta 60%, sólo se permiten los métodos de protección (cortas de aclareos sucesivos) y selectivo (método de entresaca), y de más de 60% solo este último.

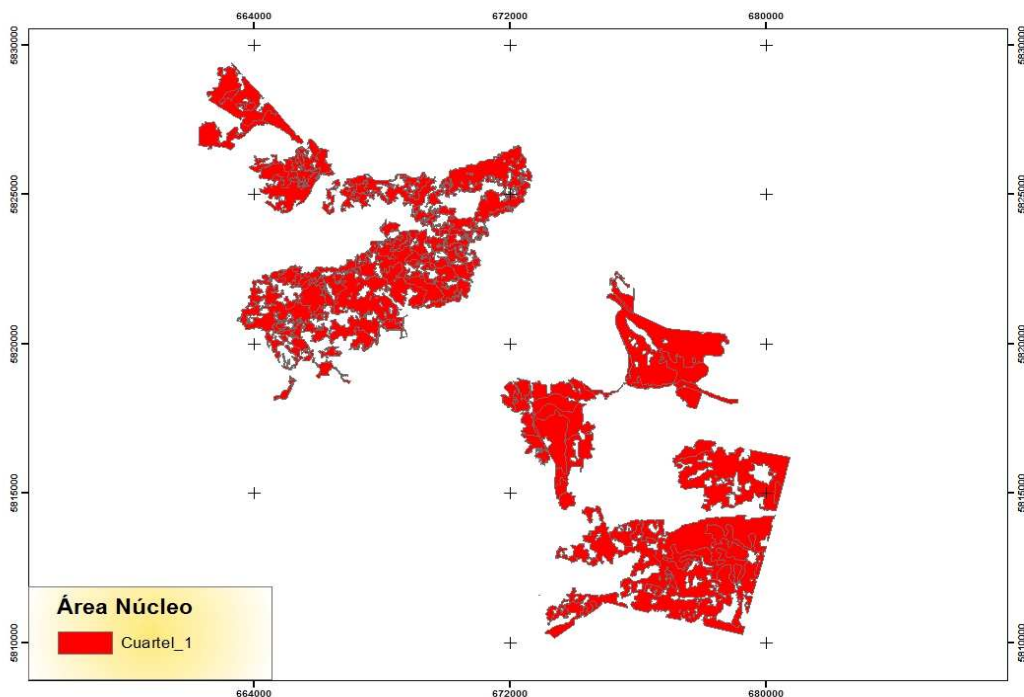
### **3.8.2. Método de ordenación, selvicultura y actividades complementarias:**

Con lo anterior, la primera etapa de la gestión forestal para el corredor biológico se inicia con una propuesta de actividades en cada una de las zonas definidas en él:

#### *Área núcleo:*

Como indicaba su definición, estas son áreas naturales protegidas cuyo propósito es que los ecosistemas continúen manteniendo la biodiversidad y la provisión de bienes y servicios para la sociedad, por lo que aquí se propone realizar solamente labores de seguimiento del estado de las comunidades de flora y fauna a través de inventario, y otras investigaciones asociadas a la conservación de la biodiversidad.

Como se ve en la figura 10, se definió un solo cuartel, en atención a lo señalado en el párrafo anterior.



**Figura 10:** Área núcleo.

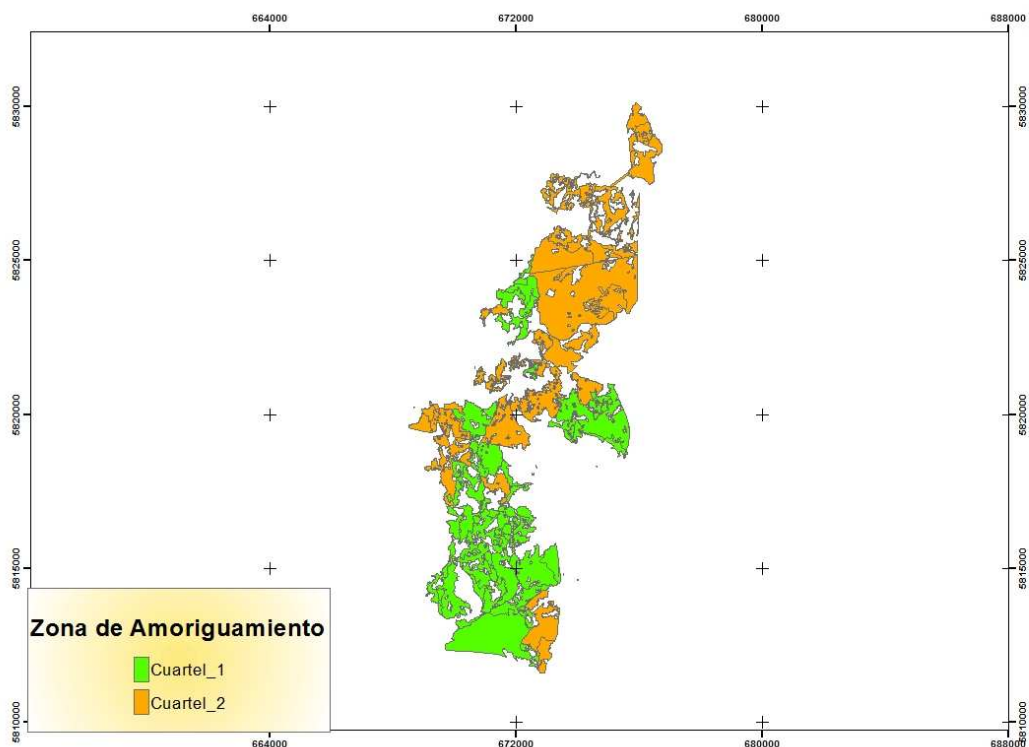
Esta área presenta la mayor cantidad de tipos de vegetación del corredor biológico, características que lo hacen ser una excelente área núcleo. Topográficamente, presenta, en su mayoría, pendientes <45% (Anexo 4).

*Zona de Amortiguamiento:*

En esta área se pretende lograr la recuperación de áreas degradadas y de su conectividad, junto con mejorar la calidad del bosque y su densidad en ciertas zonas muy degradadas.

Con la finalidad de mantener, recuperar e incrementar la superficie que presenta las condiciones de composición y estructura necesarias para la presencia del grupo de aves estudiadas, como indica este estudio, junto con el de Moreno, 2003, quien señala para algunas de estas especies una especificidad de selección a bosques de 2 a 3 estratos, y la presencia clave de algunas especies vegetacionales. Se propone una selvicultura que permita mantener y/o lograr recuperar la multiestratificación y multiespecificidad de los bosques, que son las condiciones de vegetación que participan en la selección de microhábitat de los Rinocríptidos.

Así, la zona se ha dividido en 2 cuarteles (Figura 11), debido a las restricciones de actividades selvícolas posibles de realizar en las áreas en que está presente la especie araucaria. Los cuarteles definidos presentan las siguientes características.



**Figura 11:** Identificación de cuarteles dentro de la zona de amortiguamiento.

CUARTEL 1:

Contiene una superficie total de 1922,2 ha. La asociación dominante es *Araucaria* con *Nothofagus* (Ver anexo 4); como se ha dicho, la presencia de *Araucaria* limita las actividades selvícolas a realizar aquí.

En este cuartel se recomienda, en los sectores con presencia de *Araucaria*, las siguientes actividades:

- Reforestación con especies nativas, en particular *Nothofagus dombeyi* y *Nothofagus alpina*, que se encuentran en menos densidad en zonas medias-altas, recuperando la composición natural de la zona.
- Enriquecimiento de especies, plantando árboles y arbustos nativos de estos ecosistemas que en la actualidad estén desaparecidos en ciertas zonas, bien por la degradación de ellas o por problemas de germinación de su semilla. Ejemplo son *Luma apiculata* (Arrayán) y *Berberis darwini* (Michay) que se señalan como altamente frecuentes en los microhábitat seleccionados por algunos de los Rinocríptidos (Moreno, 2003). Todo esto también posibilitará aumentar la diversidad de especies y aumentar la estratificación vertical, lo que ayudará a mejorar la potencialidad del microhábitat de los Rinocríptidos.
- En las zonas de este cuartel donde no se encuentre *Araucaria araucana* se realizarán cortas sanitarias para mejorar la calidad del bosque, a través de la extracción de los árboles deformados o con condiciones insatisfactorias, además de aprovechar económicamente maderas muertas o árboles de baja calidad, para su uso como leña o postes.

---

**CUARTEL 2:**

Contiene una superficie total de 2168,5 ha. La asociación dominante es Roble con *Nothofagus* y Raulí con *Nothofagus* (ver anexo 4), asociaciones que permiten mayor espectro de actividades selvícolas, beneficiándose las labores de recolectividad, conservación y recuperación de la biodiversidad del corredor.

En este cuartel se propone realizar las siguientes actividades selvícolas:

- Reforestación con especies nativas, en particular *Nothofagus dombeyi*, que se encuentra en baja densidad y que presenta baja viabilidad de semilla, lo que impide una buena regeneración natural. Aparte de esta especie, se propone también incluir en el programa de reforestación especies tolerantes como *Podocarpus saligna*, *Caldcluvia paniculata* y *Persea lingue*, que se encuentran en menor densidad.
- Enriquecimiento de especies, al igual que en el cuartel 1, plantando árboles y arbustos nativos típicos de estos ecosistemas, pero en la actualidad desaparecidos en ciertas zonas, por la degradación de dichas zonas o por problemas de germinación de sus semillas. En este caso, al tratarse de zonas más bajas, se propone priorizar la reintroducción de *Eucryphia cordifolia* y *Weinmannia trichosperma*, que son especies valoradas como aportantes de biodiversidad en los bosques templados; en el caso de *E. cordifolia*, tiene, además, un uso maderero y melífero.
- Ambas especies también ayudarán a incrementar la estratificación vertical futura, lo que permitirá potenciar la selectividad del microhábitat por los Rinocríptidos.



- Se llevarán a cabo también cortas intermedias, en particular rareos, con dos objetivos principales: primero, fomentar el desarrollo de individuos de mejor calidad en el bosque; segundo, mantener la composición y estructura deseada de los bosques para conservar las condiciones asociadas al hábitat de la fauna en estudio. En definitiva, mantener la multiestratificación vertical y la multiespecificidad de los bosques, asegurando un mínimo de cobertura.

Se propone, además, el aprovechamiento a turno completo principalmente de especies como *Nothofagus* (*N. obliqua*, *N. alpina*, *N. dombeyi*), debido a la demanda por la calidad de su madera.

Como la primera intención de las zonas de amortiguamiento es la recuperación de áreas degradadas y de su conectividad, es importante asegurar que los aprovechamientos forestales se ejecuten a través de métodos que permitan el cumplimiento de estos objetivos.

Para ello se propone discriminar según la pendiente (Anexo 4):

#### Zonas con pendiente inferior o igual al 45%

- En zonas más degradadas y en masas forestales ubicadas en condiciones restrictivas de pendiente, se propone realizar actividades para mejorar el nivel de calidad y estructura de los bosques, es decir, cortas de mejoramiento y saneamiento de la masa forestal.
- En las zonas señaladas en el párrafo anterior se aconseja ocupar método de cosecha de árbol semillero, el cual se refiere particularmente al volteo de todos los árboles del rodal en una temporada, exceptuando los árboles semilleros dejados para repoblar el área, los que serán de la especie que se desea regenerar. en zonas con restricciones de pendiente.

- Cortas en fajas para fomentar la regeneración en las zonas que presentan mayor dificultad en la recuperación del bosque. Estas fajas se realizarán en superficies <1ha (generalmente de 40 por 180m), generando hoyos de luz que ayuden a fomentar la posterior instalación natural de especies nativas, considerando las condiciones de luz, calor, sequía, heladas en el área de menor o sin abrigo.

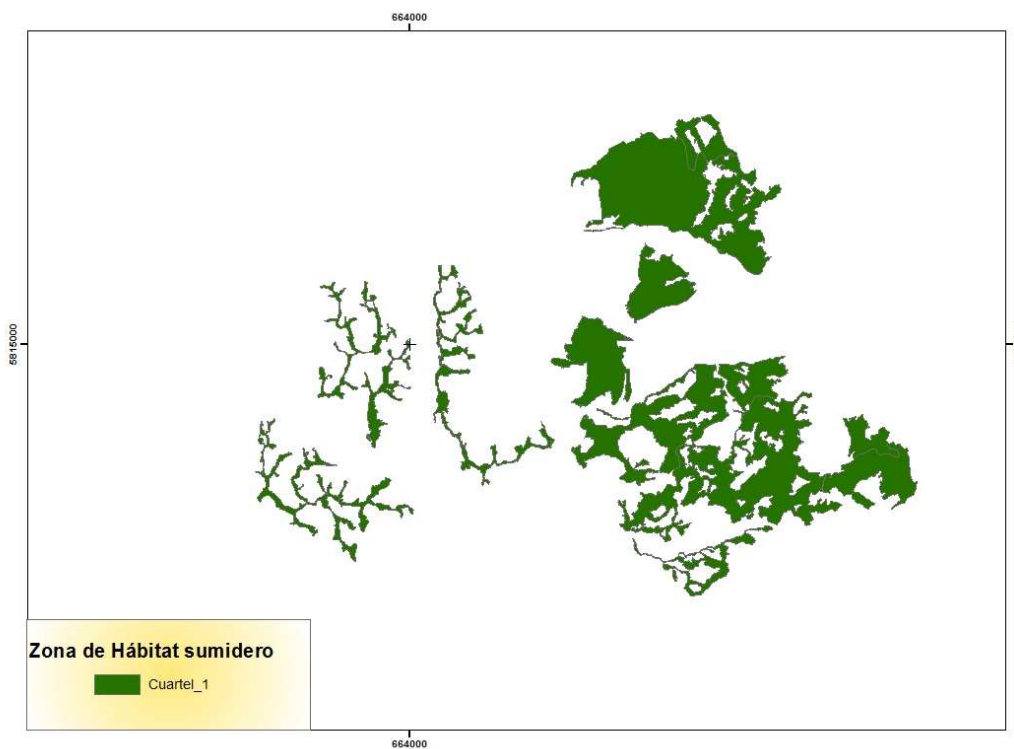
#### Zonas de pendiente superior al 45%

- Para las áreas con esta característica, se propone la corta de selección, la cual consiste en la extracción individual de árboles o de pequeños grupos en una superficie no superior a 0,3 ha (método de entresaca en la ordenación forestal clásica europea). Se propone solamente extraer hasta el 35% del área basal del rodal; una nueva intervención sólo se admitiría después de un mínimo 5 años.

#### *Zona de hábitat sumidero:*

Esta área, que comprende 616,96 ha, está compuesta por ecosistemas originales de *Araucaria* con *Nothofagus*, Coigue con *Nothofagus*, Raulí con *Nothofagus* y Roble con Tolerantes, Mayoritariamente en pendientes menores al 45%.

Al ser una zona cuyo objetivo es la conservación y restauración de las condiciones naturales de composición vegetal que pudiesen estar degradadas, aquí solo se establece un cuartel.



**Figura 12:** Zona de Hábitat sumidero

Como se observa en la figura 12, se trata de una superficie de pequeño tamaño y forma angosta e irregular, constituyendo protecciones de quebradas, por lo que pocas actividades pueden desarrollarse en ellas. El objetivo básico será preservarla, esperando la regeneración y expansión natural de la densidad de su vegetación, posiblemente podría favorecerse estos fines con labores de reforestación en los bordes más alejados de la orilla de las quebradas, para evitar la erosión.

En lo referente a los tipos de ecosistemas presentes, toda el área representa una superficie pequeña y aislada del núcleo del CB (Anexo 4): Dichas áreas están segmentadas por pequeños rodales que difieren de la especie en dominancia de densidad y altura, lo cual es posiblemente explicable por la antigüedad de los rodales, que se encuentran con un gran número de árboles

viejos, con altos problemas de establecimiento de regeneración y poca diversidad de especies.

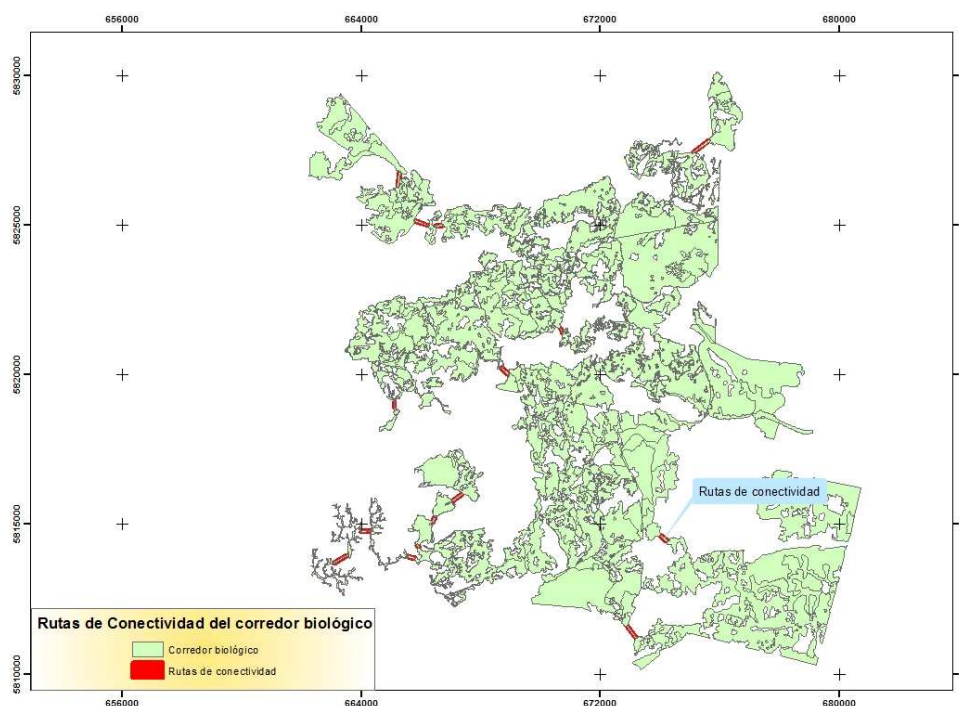
Por todo lo indicado, se propone efectuar actividades de recuperación que permitan el aumento de superficie continua de estos ecosistemas, junto con el incremento de la diversidad y rejuvenecimiento de los bosques, lo cual permita una mayor estratificación y multiespecificidad de los bosques, ayudando a aumentar las áreas núcleos y la potencialidad de zonas de mayor diversidad. Para ello se aconsejan las siguientes actividades.

- Reforestación con especies nativas, principalmente las de mayor problema de regeneración o establecimiento en la zona, como por ejemplo *N. dombeyi* y *E. cordifolia*.
  
- Restringir el uso y las visitas a esta zona, dejándola como de uso exclusivo para labores de conservación, recuperación e investigación, con objeto de minimizar el impacto antrópico y mantener la diversidad existente en el sector.
  
- Realizar investigaciones que incluyan:
  1. Identificar cambios temporales en el uso de suelo.
  2. Determinar especies de flora y fauna más afectadas por el aislamiento del hábitat.
  3. Identificar los ecosistemas más susceptibles y degradados en el lugar.
  4. Determinar las especies más viables para apoyar la reconectividad con los ecosistemas aledaños.

*Rutas de conectividad:*

Las rutas de conectividad (figura 13) presentan, según los estudios consultados (Willson et al., 1994; Sieving et al., 2000; Castellón y Sieving, 2007), una extensión  $\leq 600$  metros para los Rinocriptidos, y de ancho variable, dependiendo de la amplitud de los vértices conectados.

Estas áreas deben facilitar el movimiento de especies, junto con permitir una mejor adaptación a los cambios y presiones del ambiente.

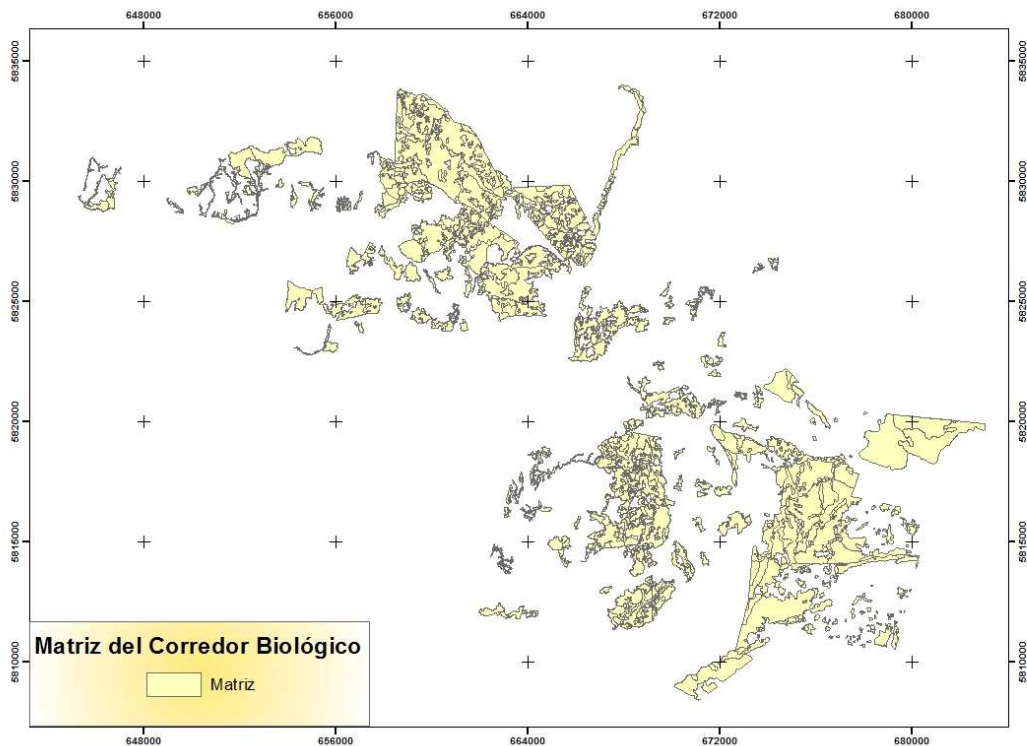


**Figura 13:** Rutas de conectividad del corredor biológico.

Las actividades propuestas para estas zonas se basan en la reforestación con especies nativas, específicamente las más comunes de las zonas conectadas.

*Matriz del corredor biológico:*

Esta área, dedicada a usos múltiples, se encuentra rodeando el corredor biológico, y es importante tanto para no aumentar la fragmentación del corredor como para disminuir la presión de uso de la misma.



**Figura 14:** Matriz del corredor biológico.

Se propone realizar una gestión forestal según las restricciones de asociaciones vegetacionales y pendiente (Anexo 5) al igual que dentro del corredor, especialmente en las zonas aledañas a las áreas núcleos.

Aunque la gestión particular en la matriz del corredor dependerá de los objetivos particulares de los propietarios, se propone que los métodos de ordenación y aplicación de actividades de silvicultura, en lo referente a actividades de cortas intermedias o cosecha que se realicen para dichos fines particulares traten de ajustarse a las realizadas en las zonas aledañas a la matriz, que están dentro del corredor biológico para mantener la conectividad

También generar proyectos de ecoturismo que estén basados en transmitir a la comunidad el conocimiento de la zona de alta diversidad que los rodea, y sacar el mayor provecho posible al establecimiento del corredor biológico, algunas actividades posibles de desarrollar en este marco, pueden ser:

- Senderos de avistamiento de aves.
- Talleres de educación ambiental realizados dentro de los bosques, para adultos y niños.
- Rutas de senderismo guiadas por personal capacitado.

Es en estas especies de fauna analizadas, donde es importante una buena gestión forestal, ya que su dependencia de un ecosistema boscoso indica que alguna o algunas de las variables que se suelen manejar en la planificación forestal son relevantes para su presencia en dichos hábitat.

Con la información generada por estudios como el presentado, ayudaríamos al gestor de bosques a integrar en el manejo de los ecosistemas boscosos la variable conservación de fauna, con lo que se haría un gran aporte a la conservación de la alta biodiversidad de los bosques.

### **3.9 Aportes Generales de los Corredores Biológicos:**

En particular, una gestión forestal que discierna las pautas de selección de hábitat, especialmente en especies de alto valor ecológico y altamente asociadas a algún ecosistema en particular, como es el caso de los Rinocríptidos, que son especies típicas de bosque, altamente frágiles a los cambios que se producen y, por ende, bioindicadoras de calidad de hábitat (Vuillimier *et al.*, 1985; Reid *et al.*, 2002; Amico *et al.*, 2008), será más adecuada para la conservación de la biodiversidad que un enfoque productivista o proteccionista sin más.

Con todo lo visto hasta ahora, se puede afirmar que los corredores biológicos deben considerarse, más que soluciones a problemas de conservación, como una gran oportunidad de ejecutar una gestión forestal adecuada, que tienda a conseguir una mejora en el uso de los recursos naturales.

Para alcanzar la mayor parte de los beneficios que pueden generar los corredores biológicos es importante desarrollar el diseño del corredor partiendo de una base de condiciones abióticas y bióticas, lo más específicas posible, que permitan una mejor delimitación de dicho corredor.

Con una correcta elección de las variables para determinar la selección de hábitat de especies de fauna silvestre, se pueden desarrollar las siguientes potencialidades:

- Generar información sobre asociaciones fauna-vegetación relevante tanto para la conservación de especies como para la gestión forestal.
- No solo en la gestión forestal será posible utilizar esta información, sino también para el análisis de cualquier proyecto susceptible de generar efectos medioambientales, lo que se conoce, en general, como evaluación de impacto ambiental de obras o proyectos.
- Con la necesidad de generar esta información se abre una puerta a nuevas investigaciones y, con ello, a posibilidades de desarrollo de proyectos que aseguren los equilibrios ecológicos.
- Un mayor conocimiento de de la selección de hábitat, que permita conocer la ubicación de las zonas con más potencialidad de diversidad de fauna silvestre, puede inducir el desarrollo de proyectos de ecoturismo, tales



como senderos de uso público, creación de guías interpretativas, o la instalación de puntos clave para avistamiento de aves, entre otros.

En definitiva, conocer las características medioambientales relevantes para la conservación de la biodiversidad permitirá mejorar los criterios de planificación y evaluación de la gestión forestal en el marco de un uso sustentable de los recursos naturales de los ecosistemas, en especial de los ecosistemas con alta biodiversidad tales como los “*Hotspot*” de biodiversidad mundial.

### **3.9.1. Actividades generales asociadas al corredor biológico:**

#### *Educación*

Como complemento a las prácticas selvícolas señaladas para el corredor biológico, es también importante difundir a la sociedad, las ventajas que esta herramienta de gestión da, en la conservación de la biodiversidad. En especial a las comunidades, entidades públicas y privadas, y cualquier otro grupo vinculado directamente a zonas de alta biodiversidad, como es el caso de la Cordillera de Nahuelbuta

Este proceso puede desarrollarse a través de los programas de educación formal e informal, aportando conocimientos referidos a los atributos ecológicos que hacen de estos ecosistemas especialmente valiosos y sensibles, a la diversidad de flora y fauna que concentran, y a los peligros a los cuales están sometidos por la presión de uso y otros factores ambientales, que podrían significar la erradicación y degradación de los hábitat que sustentan.

De este modo, se deberán exponer los problemas derivados de la corta de bosques y usos del paisaje que no consideren sus consecuencias negativas para

las aves y otras especies de fauna silvestre, especialmente las de menor rango de hábitat, y que por ello sean más sensibles a la degradación de sus ecosistemas.

### *Investigación*

Es necesario realizar estudios para precisar los efectos de la fragmentación de los bosques para otras especies de fauna, ya que no se dispone de suficiente información descriptiva de sus necesidades ambientales, estructurales y de composición, entre otras.

Si no contamos con suficiente información técnica aplicable a la gestión de los ecosistemas nativos, será muy difícil lograr un real uso sustentable y sostenible de los recursos naturales.

Es también importante que se genere información aplicable a la gestión forestal, y no concentrar los recursos en estudiar solo la biología o estructura física de las especies, ya que, al enfrentar el objetivo de una conservación efectiva de los ecosistemas, tan importante o más que la mera colección de datos biológicos, es la obtención de datos integrables en procesos de gestión y decisión forestal, de tal manera que la biodiversidad sea un criterio claramente identificable e influyente en dicha gestión.

Otro punto de investigación importante, es en el ámbito de los servicios medioambientales de los bosques. Una correcta evaluación en ese aspecto de los corredores biológicos, permitirá identificar claramente todos los beneficios ambientales que los bosques entregan, y la importancia crítica del establecimiento de prioridades regionales, sectoriales y nacionales para la conservación de la biodiversidad (CBM, 2002).

Los corredores biológicos son un método moderno de gestión para la conservación de la biodiversidad que ya se está aplicando en varios países, y

cuya aplicabilidad podría trasladarse a Chile para la protección y/o restauración de sus ecosistemas degradados, en particular de su diversidad ambiental.

La posibilidad, señalada en los puntos anteriores, de concretar la conectividad entre ecosistemas a través de un corredor biológico, así como la gestión del mismo, solo será posible con una unión de intereses de los sectores implicados; en nuestro caso, esto pasa por un intercambio de aportaciones técnico-administrativas entre bosques ARAUCO S. A. (empresa privada propietaria de plantaciones y bosque nativo ) y CONAF (entidad pública administradora del Parque Nacional Nahuelbuta), ambos responsables del total de la superficie que enmarca el corredor biológico determinado en este estudio.

## 4. CONCLUSIONES

Se cumplen en términos generales los objetivos propuestos.

Los resultados obtenidos en esta investigación, la cual aporta una información concreta y relevante sobre el uso de una metodología de modelización estadística particular para la determinación y análisis de potencialidad de hábitat. En este caso, dicho análisis se ha realizado sobre la base de características vegetacionales y topográficas útiles para determinar la selección de microhábitat de cuatro especies de aves endémicas de los bosques templados de Sudamérica, las cuales son bioindicadoras de bosques con alta biodiversidad.

Dichos resultados complementan la información reciente en este campo aportada por otros trabajos, y confirman la bondad de las técnicas de predicción de hábitat. Además, demuestran que es posible integrar la conservación de la fauna silvestre con la de bosques de gran valor ecológico y altamente susceptible a su degradación y/o fragmentación.

La presente investigación demuestra que la información generada sobre potencialidad de hábitat es utilizable para el diseño de corredores biológicos, herramienta que permite una mejor gestión de hábitats altamente frágiles.

**4.1. Objetivo 1:** *Generar información sobre selección de microhábitat por parte de especies asociadas directamente a los bosques nativos de Chile, altamente susceptibles a la fragmentación.*

Esta investigación ratifica la importancia de conocer factores tanto abióticos como bióticos que participan en la selección de hábitat de especies de fauna, especialmente en el marco de la sustentabilidad de los ecosistemas naturales de alto valor ecológico, como es el caso de los bosques templados de Sudamérica. Tal importancia se acrecienta cuando se trata de la conservación de especies de fauna silvestre altamente frágiles a la degradación y fragmentación de tales ecosistemas, como las aves del grupo de los Rinocriptidos.

Respecto a la descripción del microhábitat de los Rinocriptidos en estudio, se puede concluir que:

- Existe asociación entre factores abióticos y bióticos con la presencia y selección potencial de microhábitat de los Rinocriptidos en los bosques templados del sur de Chile.
- El grupo de aves de la familia Rhinocryptidae estudiadas demostró tener un grado de selectividad por zonas con exposiciones de solana y semiumbría, además de preferir las altitudes medias de la Cordillera de Nahuelbuta y las pendientes bajas, además de asociarse principalmente a vegetación con alta presencia de especies del género *Nothofagus*, donde los bosques son mas estratificados y pluriespecíficos en relación a su composición botánica.

- Contar con una descripción del microhábitat potencial para fauna de alto valor ecológico y frágil a los cambios del medioambiente, permite la delimitación de corredores biológicos, y además generar pautas de gestión que permitan la conservación de la biodiversidad.

**4.2. Objetivo 2:** *Utilizar modelación estadística binomial para la determinación de áreas potenciales de microhábitat para cuatro aves endémicas de los bosques templados.*

Los resultados específicos de la presente investigación nos permiten concluir que:

- El modelo Logit es una adecuada opción de método estadístico para el análisis y modelización de microhábitat de especies de fauna silvestre.

**4.3. Objetivo 3:** *Definir un corredor biológico para cuatro aves endémicas de los bosques templados de Chile, sobre la base a un modelo de selección de microhábitat potencial y de condicionantes ecológicas.*

Con respecto a este objetivo podemos concluir que:

- La amplia matriz de bosques remanentes encontrada en el sector estudiado de la cordillera de Nahuelbuta, permite delimitar un corredor biológico para aves endémicas de bosque nativo, frágiles a la fragmentación y degradación de los bosques asociados a su presencia.

- Es posible diseñar un corredor biológico para aves de la familia Rhynocriptidae a partir de información concerniente a la potencialidad de selección de microhábitat.

**4.4. Objetivo 4:** *Generar pautas gestión para la conservación de la biodiversidad de los bosques naturales chilenos.*

En lo referente a la generación de propuesta para una gestión forestal sustentable, que permita la conservación de la biodiversidad de los bosques naturales de Chile, podemos señalar:

- La determinación de un corredor biológico, su zonificación y la priorización de las áreas que lo forman, permiten generar pautas de gestión forestal que aseguren a la conservación de la biodiversidad, el aprovechamiento productivo de los bosques, el uso de productos forestales no maderables, y la realización de proyectos que fomenten los servicios medioambientales del bosque. Es decir, la gestión de un corredor biológico es una de las mejores herramientas disponibles al servicio de una gestión integral de ecosistemas con alta biodiversidad.

## Conclusions

Achieved in general terms the objectives established

The results obtained in this study provide specific and relevant information on the use of a particular statistical modeling methodology for the identification and analysis of potential habitat. Microhabitat level was analyzed in this case, based on vegetation and topographic features useful to determine such microhabitat selection of four bird species endemic to the temperate forests of South America, which are bioindicators of forest with high biodiversity.

These results complement the recent information provided by other studies conducted in this field, and confirm the correctness of the habitat prediction techniques. They also show that it is possible to integrate the conservation of wildlife with the conservation of forests of high ecological value and highly susceptible to degradation and / or fragmentation.

This research shows that the information generated about potential habitat is usable for the design of biological corridors, which are a good tool for better managing highly fragile habitats.

**4.1. Objective 1:** *Generate information about microhábitat selection of species associated directly to the natural forests of Chile, extremely susceptible to fragmentation.*

This research confirms the importance of knowing the abiotic and biotic factors involved in the selection of species of wildlife habitat, especially in the context of sustainability of natural ecosystems of high ecological value, as in the case of temperate forests in South America. Such importance is increased when it



comes to the conservation of highly vulnerable wildlife to the degradation and fragmentation of ecosystems, such as birds of Rhinocryptidae family.

Regarding the description of the Rhinocryptidae microhabitat study, we can conclude that:

- There is a relationship between abiotic and biotic factors with the presence and the selection of potential microhabitat of the Rhinocryptidae in temperate forests of southern Chile.
- The group of birds studied, the Rhinocryptidae family, demonstrated a degree of selectivity for areas with sunny exposures and half shadow. They also prefer the middle altitudes of the Cordillera de Nahuelbuta and low slopes, apart from being mostly associated with high vegetation presence of *Nothofagus* forests, characterized by having more strata and multi-species in relation to their botanical composition.
- Having a description of potential microhabitats for fauna of ecological value and fragile to changes in the environment, allows the definition of biological corridors and generates patterns that allow managing the biodiversity conservation.

**4.2. Objective 2:** *Use binomial statistics modeling for the determination of areas potential of microhabitat for four endemics birds in temperate forests of Chile.*

The specific results of this study allow us to conclude that:

- The Logit model is an adequate tool as a statistical method for the analysis and modeling of wildlife species microhabitat.

**4.3. Objective 3:** *Define a biological corridor for four endemics birds of the temperate forest of Chile, through of a model of potential selection microhábitat and ecological determining.*

The specific results of this study allow us to conclude that:

- The wide array of remnant forests studied in the area of the Cordillera de Nahuelbuta, permits to implement a biological corridor for endemic birds on native forests, fragile to fragmentation and forest degradation associated with their presence.
- It is possible to design a biological corridor for birds of the Rhyncroptidae family on the basis of information concerning those birds' microhabitat selections.

**4.4. Objective 4:** *Generate guidelines of forest Management for the conservation of biodiversity in the Chilean natural forests.*

Regarding the generation of guidelines of sustainable forest management, allowing the conservation of biodiversity in natural forests of Chile, we can indicate:

- The determination of a biological corridor, its zoning and the prioritizing of areas that constitute the corridor, allow generating forest management guidelines for ensuring the conservation of biodiversity, the wood production of forests, the use of non-timber forest products, and the development of projects that promote forest environmental services. That is to say, the management of a biological corridor is one of the best tools when the target is the integrated management of ecosystems of high biodiversity value.

## 5. LITERATURA CITADA

- Aldrich, J., Nelson, F.** 1984. Linear Probability, Logit and Probit Models. Beverly Hills, CA: Sage Publications, 93p.
- Altamirano T., Ibarra, J., Hernández, F., Rojas, I., Laker, J., Bonacic, C.** 2012. Hábitos de nidificación de las aves del bosque templado andino de Chile. Fondo de Protección Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente. Serie Fauna Australis, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. 113 pp.
- Altieri, M.** 1983. The question of small farm development: Who teaches whom? *Agric Ecosyst and Environment* 9:401-405.
- Amico, G., García, D., Rodríguez-Cabal, M.A.** 2008. Spatial structure and scale-dependent microhabitat use or endemic tapaculos' (*Rhinocryptidae*) in a temperate forest of southern South America. *Ecología Austral* 18: 169–180.
- Anderson, M., Rozzì, R.** 2000 Bird assemblages in the southernmost forest of the world: Methodological variations for determining species composition. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 28: 89-100.
- Andrade, A.** 2004. Enfoque Ecosistémico y Corredores Biológicos. In Cracco M, Guerrero E. (eds). *Aplicación del Enfoque Ecosistémico a la Gestión de Corredores en América del Sur*. Quito, Ecuador. UICN, pp 15-21.
- Araújo, M.** 2002. Biodiversity hotspots and zones of ecological transition. *Conservation Biology* 16, 1662–1663.
- Araújo, M. B., and P. H. Williams.** 2001. The bias of complementarity hotspots toward marginal populations. *Conservation Biology* 15: 1710–1720.
- Araya, B., Millie, G.** (1986): *Guía de campo de las aves de Chile*. Santiago, Chile. 406p.
- Arenas, J., Martínez, F., Mora, A., Montes, C., Borja, F.** 2003. *Ciencia y Restauración del Río Guadiamar. PICOVER 1998-2002*. Secretaría General Técnica. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

- Armesto, J., Rozzi, R., Miranda, P., Sabag, C.** 1987. Plant/frugivore interactions in South American temperate forests. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 321-336.
- Armesto, J., Smith-Ramírez, C.** 1994. Criterios ecológicos para el manejo del bosque nativo. *Ambiente y Desarrollo* 10(3): 64-71.
- Armesto, J., Smith-Ramírez, C., León, P., Arroyo, M.** 1992. Biodiversidad y Conservación del Bosque Templado. *Ambiente y Desarrollo*, 8:19-24.
- Armesto, J., Villagran, C., Arroyo, M.** 1996. Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria S.A; Santiago, Chile. 470p.
- Ás, S.** 1999. Invasion of matrix species in small habitat patches. *Conservation Ecology* 3, 1.
- Barzev, R.** 2002. Guía metodológica de valoración económica de bienes, servicios e impactos ambientales. Proyecto para la consolidación del corredor biológico mesoamericano. Nicaragua. Serie técnica 4, 76p.
- Beier, P., Noss, R.** 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Bennett, A.** 1998. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores biológicos y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland, Suiza, IUCN. 276 p.
- Bennett, G., Mulongoy, K.** 2006. Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series No. 23, 100 p.
- Bibby, C. Burges, N., Hili, D.** 1992. Bird census Technique. Academic Press Limited. Second printing U.K., London. 257p.
- BirdLife International.** 2012. Endemic Bird Area factsheet: Chilean temperate forests. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 29/06/2012.
- Block, W. Brennan, L.** 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology* 11:35-91.

- Blondel, J., Ferry, C., Frochot, B.** 1981. Point counts with unlimited distance. *Stud. Avian Biol.* 6: 414-420.
- Bonilla, C., Bonomelli, C., Urrutia, G.** 2002. Distribución Espacial Y Temporal De La Precipitación Y La Humedad Del Suelo En Tres Sitios Forestales De La VIII Región De Chile. *Agric. Téc.* 2002, vol.62, n.4 pp. 541-554.
- Brooks, T., Mittermeier R., Fonseca, G., Gerlach, J., Hoffmann, M., Lamoreux, J., Mittermeier, C., Pilgrim, J., Rodrigues, A.** 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313: 58–61.
- Brothers, S., Spingharn, A.** 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology* 6:91–100.
- Bustamante, J.** 1996 Statistical model of nest-site selection for the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) in the Pyrenees and evaluation of the habitat available with a geographical information system In *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, Vol. 4, (Eds, Muntaner, J. and Mayol, J.) SEO, Madrid, España. 393-400 p.
- Bustamante, J., Donázar, J., Hiraldo, F., Ceballos, O., Travaini, A.** 1997. Differential habitat selection by immature and adult Grey Eagle-buzzards *Geranoaetus melanoleucus*. *Ibis*, 139, 322-330.
- Bustamante, R., Grez, A.** 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. *Ambiente y Desarrollo (Chile)* 11: 58-63.
- Bustamante, R., Simonetti J, Grez A, San Martín, J.** 2005. Fragmentación y dinámica de regeneración del bosque maulino: diagnóstico actual y perspectivas futuras. En: Smith-Ramirez C, JJ Armesto & C Valdovinos (eds) *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*: 555-564.
- Calzada, N., Guzmán, J., Rodríguez, A.** 2007. *Lynx pardinus* (Temminck, 1827). Pp. 345-347. En: Palomo, L. J., Gisbert, J., Blanco, J. C. (Eds.).

Atlas y libro rojo de los mamíferos de España. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. 586 p.

**Carta Mundial de la Naturaleza.** 1982. Asamblea General de las Naciones Unidas. Disponible en: [http://www.medioambiente.cu/carta\\_mundial\\_de\\_la\\_naturaleza\\_1982.htm](http://www.medioambiente.cu/carta_mundial_de_la_naturaleza_1982.htm). Consultado 15-04-2012.

**Castellón, T., Sieving. K.** 2006. Landscape history and fragmentation effects on patch occupancy: empirical models for an endemic forest bird with limited dispersal ability. *Ecological Applications* 16:2223–2234.

**Castellón, T., Sieving. K.** 2007. Patch Network Criteria For Dispersal-Limited Endemic Birds Of South American Temperate Rain Forest. *Ecological Applications* 17, 2152-2163.

**Cavieres L., Mihoc M., Marticorena A., Marticorena C., Baeza M. , Arroyo. M.** 2005. Flora Vascular de la Cordillera de la Costa en la Región del Biobío. En: Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile Cecilia Smith-Ramírez, Juan Armesto & Claudio Valdovinos (Eds.). Editorial Universitaria, Santiago Chile, pp 245-552.

**CCAD-PNUD/ GEF a.** 2002. Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. El Corredor Biológico Mesoamericano Costa Rica. Serie Técnica. No.03. 1ª. Edición. Managua. 88p.

**CCAD-PNUD/ GEF b.** 2002. Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. El Corredor Biológico Mesoamericano Mexico. Serie Técnica. No.05. 1ª. Edición. Managua. 103p.

**CONAF-CODEFF.** 2001. Plan para la conservación del Huemul del sur *Hippocamelus bisulcus* en Chile. CONAF-CODEFF, Santiago, Chile, 16p.

**CONAF-CONAMA-BIRF.** 2011. Catastro y Evaluación De Recursos Vegetacionales Nativos De Chile Proyecto, CONAF-CONAMA-BIRF, Santiago, Chile, 28p.

**CONAMA.** 2003. Estrategia Regional Plan de Acción para la Biodiversidad. Comisión Nacional del Medio Ambiente, VIII Región del BíoBío, Chile. 70 p.

**Convención RAMSAR.** 1971. Informe Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Disponible en [http://www.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-texts-convention-on/main/ramsar/1-31-8%5E20671\\_4000\\_2](http://www.ramsar.org/cda/es/ramsar-documents-texts-convention-on/main/ramsar/1-31-8%5E20671_4000_2) Consultado 15-04-2012.

**Convenio sobre la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre.** 1979. Informe sobre convenio sobre la conservación de especies migratorias de la fauna silvestre, Bonn, Alemania. Disponible en [http://ecoevo.uvigo.es/Convenios\\_Internacionales/Bonn.htm](http://ecoevo.uvigo.es/Convenios_Internacionales/Bonn.htm) Consultado 15-04-2012.

**Cornelius, C., H. Cofré, and P. A. Marquet.** 2000. Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. *Conservation Biology* 14:534–543.

**Correa, A., Armesto, J., Schlatter. R., Rozzi. R., Torres-Mura, J.** 1990. La dieta del chucao (*Scerlochilus rubecula*), un Passeriforme terrícola del bosque templado húmedo de Sudamérica austral. *Revista Chilena de Historia Natural*. Chile. 63: 197-202.

**Corredor Biológico Mesoamericano (CBM).** 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano: una plataforma para el desarrollo sostenible regional. Managua, Nicaragua. Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD). 24 p.

**Cracco, E.** 2004. Corredores en América del sur: inventario preliminar, resultados y próximos pasos. En Guerrero, E. y Cracco, M. (eds). *Aplicación del Enfoque Ecosistémico a la Gestión de Corredores en América del Sur*. Quito, Ecuador. UICN, pp 10 – 12.

**Cumbre de la Tierra.** 1992. Cumbre de la Tierra, Río de Janeiro, Brasil, 37p.



- De Graff, R., Hestbeck, J., Yamasaki, M.** 1998. Associations between breeding bird abundance and stand structure in the White Mountains, New Hampshire and Maine, USA. *Forest Ecology and Management* 103: 217-233.
- Declaración de Estocolmo.** 1972. Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano. Estocolmo, Suecia. Disponible en: [http://www.medioambiente.cu/declaracion\\_estocolmo\\_1972.htm](http://www.medioambiente.cu/declaracion_estocolmo_1972.htm). Consultado 15-04-2012.
- Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo.** 1992. Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. Río de Janeiro, Brasil, junio de 1992. Disponible en: [http://www.medioambiente.cu/declaracion\\_de\\_rio\\_1992.htm](http://www.medioambiente.cu/declaracion_de_rio_1992.htm). Consultado 15-04-2012.
- Delibes, M., Rodríguez, A., Ferreras, P.** 1998. Action Plan for the conservation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Europe. WWF Mediterranean Program.
- Di Castri, F., Hajek, E.** 1976. Bioclimatografía de Chile. Ed.Universidad Católica de Chile. Santiago. Chile. 163p.
- Díaz, I., Armesto, J., Reid, S., Sieving, K., Willson, M.** 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biol. Conserv.*, 123:91-101.
- Donázar, J., Hiraldo, F., Bustamante, J.** 1993 Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *J. Appl. Ecol.*, 30, 504-514.
- Donoso, C.**1994. Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica. 2da.Edición. Santiago. Editorial Universitaria.484 p.
- Dueser, R., Shugart, H.** 1978. Microhabitats in a forest-floor small mammal fauna. *Ecology* 59:89-98.

- Echeverria, C. Coomes, D. Salas. J. Rey-Benayas, J. Lara, A., Newton, A.** 2006. Rapid Deforestation And Fragmentation Of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation*. 130;481–494.
- Escribano, R.** 1977. Análisis de los criterios de valoración de la fauna en proyectos de planificación forestal, Tesis de Ingeniería Forestal. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid. España. 218 p.
- Estades, C.** 1997. Bird-habitat relationships in a vegetational gradient in the Andes of central Chile. *Cóndor, Chile*. 99:719-727.
- FAO.** 1994. Estado de conservación de la fauna silvestre del cono sur sudamericano. FAO, Santiago, Chile. 120p.
- FAO.** 2011. El cambio climático para los responsables de políticas Forestales: Un enfoque para la integración del cambio climático en los programas forestales nacionales en apoyo a la ordenación forestal sostenible, Roma, Italia. 2011.
- Fariña, A.** 2000. *Landscape Ecology in Action*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 323p.
- Feria, J. M.** 2004. El Corredor Verde del Guadiamar y las relaciones entre protección ambiental y ordenación del territorio. *Rev. Estudios Geográficos*, vol. 65; nº 256, 445-470.
- Ferreras, P., Gaona, P., Palomares, F., Delibes, M.** 2001. Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. *Anim. Conserv.*, 4: 265-274.
- Ferry, C., Frochot, B.** 1978. La Influencia de los tratamientos sobre las aves. **En:** *Ecología Forestal: el bosque, clima, suelo, árboles, fauna*. Editado por P, Pesson. Editorial Mundi-Prensa, Madrid, España, pp 317-333.
- Figuroa, J.** 2005. Valoración de la biodiversidad: perspectiva de la economía ambiental y la economía ecológica. *Interciencia* 30 (2), pp. 103-107.
- Fink, M. Frank, D. Moller, A. Paulsch, A. Thomas, S.** 1995. Análisis de las Comunidades Boscosas del Parque Nacional Villarrica (IX Región, Chile) y

su Conservación para el Patrimonio Natural, Informe Final del Proyecto de Investigación del Departamento de Biogeografía, Universidad de Bayreuth-CONAF IX Región, Temuco, 114 p. 17 mapas y 24 tablas.

**Forman, R.** 1995. Land mosaic. The ecology of landscapes and regions. Cambridge Univ. Press. Cambridge. 632p.

**Fundación Biodiversidad.** 2012. Documento técnico para la conservación y mejora del hábitat del urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*) en la cordillera Cantábrica. Fundación Biodiversidad, Madrid, España. 144 p.

**Fundación TERRAM.** 2011. Servicio de Biodiversidad y Áreas protegidas; Análisis preliminar, Chile. 7p.

**Gabaldón, J.** 1992. La cumbre de la Tierra: una interpretación necesaria, Rev. Medio Ambiente y Urbanización, Buenos Aires, Argentina, 40, 1013-28.

**Gajardo, R.** 1994. La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica. Edit. Universitaria. Chile. 121p.

**García, R.** 2002. Biología de la conservación: conceptos y prácticas. 1 a. Edición. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. INBio. 168p.

**Gaston, K., Rodrigues, A., Van Rensburg, B., Koleff, P., Chown. S.** 2001. Complementary representation and zones of ecological transition. Ecology Letters 4: 4–9.

**Gibson, L. Wilson, B. Cahill, D. Hill, J.** 2004. Modelling habitat suitability of the swamp antechinus (*Antechinus minimus maritimus*) in the coastal heathlands of southern Victoria, Australia. Biological Conservation 117, 143–150.

**Guerrero, E.** 2004. Enfoque Ecosistémico y Corredores: dos conceptos que promueven una gestión integral de la biodiversidad. En Guerrero, E. y Cracco (eds). Aplicación del Enfoque Ecosistémico a la Gestión de Corredores en América del Sur. Quito, Ecuador. UICN, PP 3 – 5.

**Hair, J., Anderson, R., Tatham, R., Black, W.** 1999. Análisis Multivariante, Prentice Hall, Madrid.

- Hall, L., Krausman, P., Morrison, M.** 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin* 25(1):173-182.
- Harris, G., Jenkins, C., Pimm, S.** 2005. Redefining biodiversity conservation priorities. *Conserv. Biol.*, 19, 1957–1968.
- Harris, L.** 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Harris, L., Gallagher, P.** 1989. New initiatives for wildlife conservation: the need for movement corridors. In: G. Mackintosh (Editor), *Preserving Communities and Corridors*. Defenders of Wildlife, Washington, DC.
- Hobbs, R.** 1993. Can Revegetation Assist in the Conservation of Biodiversity in Agricultural Areas?. *Pacific Conservation Biology*. 1: 389-391.
- IPBES.** 2012. Establecido un nuevo organismo intergubernamental para acelerar la respuesta global hacia la gestión sostenible de la biodiversidad y los ecosistemas del mundo, ciudad de Panamá, Panamá, 6 p.
- Iriarte, A.** 1993. Sub red de fauna silvestre del cono sur. Flora, fauna y áreas silvestres(FAO). Costa Rica. 4 (18). 21-24.
- Jaksic, F.** (1997) *Ecología de los vertebrados de Chile*. Ediciones Universidad Católica de Chile. 262 pp.
- Kati V., Devillers P., Dufrene M., Legakis A., Vokou D., Lebrun P.** 2004. Hotspots, complementarity or representativeness? Designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation, *Biol.Conserv.* 120, 471–480.
- Kattan G.** 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In Guariguata, M; y Kattan, G (eds). *Ecología y Fragmentación de Bosques Tropicales*. Cartago, Costa Rica. Ediciones LUR. p: 559 – 590.
- Langhammer, P., Bakarr, M., Bennun, L., Brooks, T., Clay, R., Darwall, W., De Silva, N., Edgar, G., Eken, G., Fishpool, L., Da Fonseca, G., Foster, M., Knox, D., Matiku, P., Radford, E., Rodrigues, A., Salaman, P.,**

- Sechrest, W., Tordoff, A.** 2007. Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems. IUCN, Gland, Switzerland. 134p.
- Lévy, J., Varela, J.** 2003. Análisis Multivariable para las ciencias sociales, Editorial Pearson, Madrid. 862p
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B.** 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.* 14, 941–950.
- Llano, L., Mosquera, V.** 2006. El modelo logit una alternativa para medir probabilidad de permanencia estudiantil. Tesis de grado Ingeniería Forestal, Universidad de Manizales, Colombia.
- Luck, G.** 2002. The habitat requirements of the rufous treecreeper (*Climacteris rufa*). 2. Validating predictive habitat models. *Biological Conservation* 105, 395–403.
- Luebert, F., Plischoff, P.** 2005. Bioclimas de la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile. En: Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Cecilia Smith-Ramírez, Juan Armesto & Claudio Valdovinos (Eds.). Editorial Universitaria, Santiago Chile, pp 60-72.
- Mac Faden, S., Capen, D.** 2002. Avian Hábitat relationships at múltiple scales in a New England Forest. *Forest Science, USA.* 48 (2). 243-254.
- Maini, J.** 1993. Sustainable development of forests: a systematic approach to defining criteria, guidelines, and indicators. In A paper presented to the seminar of experts on sustainable development of boreal and temperate forests: Technical Report- Annex 1. Conference on Security in Europe, pp61-70..
- Manel, S. Dias, J. Buckton, S. Ormerod, S.** 1999. Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology* 36, 734–747.
- Manzur, M.** 2005 Situación de la biodiversidad en Chile: desafíos para la sustentabilidad, Editor Programa Chile Sustentable.

- Mardones, M.** 2005. La Cordillera de la costa: Caracterización físico-ambiental y regiones morfoestructurales. En: Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Cecilia Smith-Ramírez, Juan Armesto & Claudio Valdovinos (Eds.) Editorial Universitaria, Santiago Chile, pp 39-59.
- Martín, Q., Cabero, M., De Paz, Y.** 2008. Tratamiento Estadístico de Datos con SPSS. Prácticas resueltas y comentadas. Editorial Thomson, Madrid, España. 595p.
- Menard, S.** 1995. Applied Logistic Regression Analysis, Thousand Oaks, CA: Sage. 119p.
- Merriam, G.** 1984. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In Brandt J, Agger P, eds. Proceedings of the first international seminar on methodology in landscape ecological resources and planning. Roskilde (Denmark): International Association for Landscape Ecology, pp 5-15.
- Mezquida, E., Marone, L.** (2002) Microhabitat structure and avian nest predation risk in an open Argentinian woodland: an experimental study. *Acta Oecologia*, 23, 313–320.
- Miller, K., Chang, E., Johnson, N.** 2001. En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano. EE.UU. Word Resources Institute. 49 p.
- Mittermeier, R. A., F. Hawkins, S. Rajaobelina, Langrand. O.** 2005. Wilderness conservation in a biodiversity hotspot. *International Journal of Wilderness* 11:42–45.
- Mittermeier, R., Myers, N., Thomsen, J., Da Fonseca, G., Olivieri, S.** 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Cons. Biol.* 12, 516-520.
- Montes, C.** 2002. Lecciones aprendidas en tres años de restauración de ecosistemas en el Corredor Verde del Guadiamar. *Ecosistemas* 11(1).

- Moreno, N.** 2012. Ajuste de modelos de captura de carbono para el tipo forestal Roble-Raulí-Coigüe y su análisis bioeconómico en la reserva nacional Malleco-Chile. Tesis doctoral, Universidad de Córdoba, España.
- Moreno, R.** 2003. Descripción del Microhábitat de los Rhinocryptidos presentes al interior de ecosistemas boscosos del predio Rucamanque – IX Región – Chile. Tesis de grado Ingeniería Forestal, Universidad de la Frontera, Chile.
- Moreno, R., Zamora, R., Molina, J. R., Vásquez, A., Herrera, M. A.** 2011. Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forests using Maximum entropy (Maxent). *Ecological Informatics* 6 (6). 364-370 .
- Myers, N.** 1988. Threatened biotas: 'hot-spots' in tropical forests. *The Environmentalist*, 8, 187-208.
- Myers, N.** 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *The Environmentalist*, 10 (4): 243- 256.
- Myers, N.** 2003. Biodiversity Hotspots, Revisited *Bioscience* 53:916–917.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G., Kent, J.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- North, M., Reynolds, J.** 1996. Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. *Journal of Wildlife Management* 60, 639-653.
- Noss, R.** 1991. Landscape Connectivity: different functions at different scale. In Hundson, W. (ed). *Landscape Linkages and Biodiversity*. USA. *Defender of Wildlife*. 196 p.
- Noss, R.** 1992. The Wildlands Project: Land conservation strategy. *Wild Earth* (Special Issue):10-25.
- Nowell, K., Jackson, P.** 1996. Wild cats: status survey and conservation action plan. Gland, Switzerland: IUCN.
- Odum, E.** 1988. *Ecología*. Rio de Janeiro, Editora Guanabara, 434p.

- Olson, D., Dinerstein, E., Wikramanayake, E., Burgess, N., Powell, G., Underwood, E., D'amico, J., Strand, H., Morrison, J., Loucks, C., Allnutt, T., Ricketts, T., Kura, Y., Lamoreux, J., Wettengel, W., Hedao, P., Kassem, K.** 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51: 933-938.
- Oltremari, J.** 2008. Sistema nacional de áreas protegidas en Chile, En busca de una institucionalidad. *Agronomía y forestal, Chile*, (35).
- Organización de Naciones Unidas.** 2012. RIO+20 Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible, Río de Janeiro, Brasil, 59p.
- Palma, L., Beja, P. Rodrigues, M.** 1999. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. *J. Appl. Ecol.*, 36: 812-824.
- Palomares, F.** 2001. Vegetacion structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *J. Appl. Ecol.*, 38: 9-18.
- Palomares, F., Delibes, M., Godoy, J. A., Píriz, A., Revilla, E., Ruiz, G., Rivilla, J. C., Conradi, S.** 1999. Determinación de la presencia y tamaño poblacional del linco ibérico usando técnicas moleculares y un sistema de información geográfico. Informe de circulación restringida. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y CSIC, Sevilla.
- Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J., Fedriani, J. M.** 2001. Spatial ecology of the Iberian lynx and abundance of European rabbit in southwestern Spain. *Wildl. Monogr.*, 148: 1-36.
- Palomares, F., Rodríguez, A., Laffitte, R., Delibes, M.** 1991. The status and distribution of the Iberian lynx, *Felis pardina* (Temminck) in Coto Doñana area, SW Spain. *Biol. Conserv.*, 57: 159- 169.
- Pando, V., San Martín R.** 2004. Regresión logística multinomial. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, Palencia, España.



- Peraza, M.** 2000. Determinación de áreas de actuación en masas de *Araucaria araucana* (Mol.) K.Koch. de Chile. Trabajo Profesional Fin de Carrera de Ingeniería de Montes. Universidad de Córdoba, España.
- Pérez, M.** 2004. Efecto de la estructura de plantaciones de *Pinus radiata* sobre su calidad como hábitat para aves en Constitución. Tesis de titulación de ingeniero Forestal. Universidad de Chile, Chile.
- PNUD.** 2007. Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Una Estructura Financiera y Operativa. Gobierno de Chile. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. 94p.
- Primack, R., Roíz, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., Massardo, F.** 2001. Fundamentos de conservación biológica. México DF, Fondo de Cultura Económica. 797 p.
- Pulido, F., Díaz, M.** 1992. Relaciones entre la estructura de la vegetación y comunidades de aves nidificantes en las dehesas: influencia del manejo humano. En: Comunidades de aves en dehesas arboladas. *Ardeola* (España). 39: 63-72.
- Quintanilla, V.** 1983. Geografía de Chile. Biogeografía. Instituto Geográfico Militar, Santiago, Chile, 230p.
- Reid, S., Cornelius, C., Barbosa, O., Meynard, C., Silva-García, C., Marquet, P.** 2002. Conservation of temperate forest birds in Chile: implications from the study of an isolated forest relict. *Biodiversity and Conservation* 11:1975–1990.
- Reid, S., Díaz, I., Armesto, J., Willson, M.** 2004. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. *Auk* 121:515–525.
- Reid, W.** 1998. Biodiversity hotspots. *Trends Ecol. Evol.* 13, 275-280.
- Revilla, E., Rodríguez, A., Román, J., Palomares, F.** 2007. Análisis de la viabilidad de la metapoblación de lince ibérico de Doñana: una estrategia de manejo adaptativo para su conservación. In: Ramírez L, Asensio B, editores. *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2003–2006*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid. pp. 307–323.

- Rial, A., & Valera, J.** 2008. Estadística práctica para la investigación en ciencias de la salud. A Coruña: Netbiblo.
- Robinson, S., Thompson III, F., Donovan, T., Whitehead, D., Faaborg, J.** 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987-1990.
- Rodríguez, A.** 1997. Fragmentación de poblaciones y conservación de carnívoros. Tesis doctoral. Universidad Complutense. Madrid.
- Rodríguez, A.** 2012. Lince ibérico – *Lynx pardinus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Cassinello, J. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Rodríguez, A., Delibes, M.** 1990. El lince ibérico (*Lynx pardina*) en España. Distribución y problemas de conservación. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- Rodríguez-Cabal, M., Nuñez, M., Martínez, A.** 2008. Quantity versus quality: endemism and protected areas in the temperate forest of South America. *Austral Ecol* 33:730–736.
- Rojas, L., Chavarría, M.** 2005. Corredores biológicos de Costa Rica. Corredor Biológico Mesoamericano sección Costa Rica. San José, Costa Rica. 217p.
- Rosenberg, D., Noon, B., Meslow, E.** 1997. Biological corridors: form, function and efficacy. *BioScience* 47: 677–687.
- Rottmann, J. Lopez-Calleja, M.** 1992. Estrategia Nacional de Conservación de Aves. Servicio Agrícola y Ganadero, Serie Técnica N° 1. Santiago, Chile, 16.
- Rozzi, R., Martínez, D., Willson, M., Sabag, C.** 1996. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. En: *Ecología de los bosque nativos de Chile*. Editorial Universitaria S.A., Santiago, Chile. P. 135-168.

- Salom-Pérez, R., Polisar, J., Quigley, H., Zeller, K.** 2010. Iniciativa del corredor del Jaguar: Un corredor biológico y un compromiso a largo plazo para la conservación. *Revista Oficial de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación*, México, volumen 14(3), 25-34p.
- Salusso, M.** 2008. *La Regulación Ambiental: los Bosques Nativos. Una Visión Económica*. Universidad de Belgrano. Buenos Aires, Argentina.
- Saunders, D., Hobbs, R., Margules, C.** 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5:18-32.
- Sechrest, W., Brooks, T., da Fonseca, G., Konstant, W., Mittermeier, R.** 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 99: 2067-71.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica.** 2011. *La Diversidad Biológica Forestal; El Tesoro viviente de la Tierra*. Montreal, 48 p.
- Shaffer, M.** 1981. Minimum Population Sizes for Species Conservation. *Bioscience* 31: 131-134.
- Sieving, K., Willson, M., De Santo, T.** 2000. "Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South-Temperate Rainforest". *Conservation Biology* 14:1120-1132.
- Simberloff, D., Cox, J.** 1987. Consequences and costs of conservation corridors. *Conserv. Biol.* 1:62-71p.
- Simonetti, J., Armesto, J.** 1991. Conservation of temperate ecosystems in Chile: coarse versus fine-filter approaches. *Revista Chilena de Historia Natural (Chile)*.64. 615-626p.
- Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC).** 2008. *Guía práctica para el diseño, oficialización y consolidación de corredores biológicos en Costa Rica* San José, Costa Rica, 53p.
- Smith-Ramírez, C.** 2004. The Chilean Coastal Range: a vanishing center of biodiversity and endemism in south American temperate forest. *Biodiversity and conservation* 13: 373 – 393.

- Soazo, P., Rodríguez Jorquera, I., Arrey Garrido, P., Jaramillo, A.** 2009. Chile. En: Important Bird Areas Americas-Priority sites for biodiversity conservation. BirdLife International, Quito, Ecuador. 460p.
- Spies, T.A., Turner, M.G.** 1999. Dynamic forest mosaics. In: Hunter, M.L. (Ed.), *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 335–361.
- Steiner, N., Köhler, W.** 2003. Effects of landscape patterns on species richness – a modelling approach. *Agriculture Ecosystems & Environment* 2086, 1–9.
- Tabarelli, M., Mantovani, W., Peres, C.** 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91:119–127.
- Teneb, E.** 2006. Informe final Flora y Vegetación de La Cordillera De Nahuelbuta, WWF Chile, 34p.
- Thomas, J.** 1979. *Wildlife Habitats in Managed Forests, the Blue Mountains of Oregon and Washigton*. Published for Wildlife Management Institute Washigton, D.C. and the U.S. Department of interior Bureau of Land Management. USA. 256p.
- UICN., PNUMA., WWF.** 1980. *Estrategia Mundial para la Conservación. La conservación de recursos vivos para un desarrollo sostenido*. Mourgés. Suiza.
- Ulate, C.** 2003. *Estrategia para el Programa CB en ACAHN. Versión preliminar*. No. 4. 23p.
- Ulate, C.** 2005. *Proceso iniciativa Corredor Biológico Mesoamericano/Costa Rica en ACAHN*. Ministerio del Ambiente y Energía. 20p.
- Vergara, P., Armesto, J.** 2009. Responses of Chilean forest birds to anthropogenic habitat fragmentation across spatial scales. *Landscape Ecol.* 24:25–38.

- Vergara, P., Simonetti, J.**, 2004. Avian responses to fragmentation of the Maulino in central Chile. *Oryx* 38, 383–388.
- Villagrán, C., Armesto, J.** 2005. Fitogeografía histórica de la cordillera de la Costa de Chile. **En:** Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Cecilia Smith-Ramírez, Juan Armesto Y Claudio Valdovinos (Eds.). Editorial Universitaria, Santiago, Chile, pp 99-116
- Vuilleumier, F.** 1998. Avian biodiversity in forest and steppe communities of Chilean Fuego-Patagonia. *Anales Instituto Patagonia (Chile)*. 26;41-57.
- Wiens, J.** 1995. Habitat fragmentation: island v. landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137, 97–104.
- Willson, M., Armesto, J.** 2003. Efectos de la fragmentación de bosques para las aves de los bosques australes chilenos. *Ambiente y Desarrollo* 19: 54-59.
- Willson, M., De Santo, T., Sabag, C., Armesto, J.** 1994. Avian communities of fragmented South-Temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology (U:K)*. 8 (2). 508-520.
- Willson, M., De Santo, T., Sabag, C., Armesto, J.** 1996. Avian communities in temperate rainforests of North and South America. *Ecology* 116: 228-247.
- Willson, M., Morrison, J., Sieving, K., De Santo, T., Santisteban, L., Diaz, I.** 2001. Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Conservation Biology* 15: 447– 456.
- Wilson, E., Willis, E.** 1975. Applied biogeography. In: M.L. Cody, J.M. Diamond, eds. *Ecology and Evolution of Communities*. Cambridge, MA: Harvard University Press :522-534.
- Wilson, K., Newton, A., Echeverría, C., Weston, C. & Burgman, M.** 2005. A vulnerability analysis of the temperate forests of south central Chile. *Biological Conservation*, 122, 9–21.
- Wilson, M., Watts, B.** 1999. Response of brown-headed nuthatches to thinning of pine plantations *Wilson Bull.*, 111 (1999), pp. 56–60.

- World Summit on Sustainable Development.** 2002. Johannesburg Declaration on Sustainable Development and Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development. Third World Summit on Sustainable Development, 26 August-4 September 2002, Johannesburg, South Africa
- WRI., IUCN., PNUMA.** 1992. Estrategia Global para la biodiversidad. Gland, Suiza.



---

# **ANEXOS**



---

# **ANEXO 1**

## **Fichas de Aves**

( Basadas en Araya, 1985, Altamirano *et al.*, 2012)

---

**Nombre común:** Huet Huet del Sur

**Nombre científico:** *Pteroptochus tarnii*.



### **Características generales**

Longitud (L). 22,5-25 cm. La más grande de la familia y el passeriforme más grande que habita el bosque templado sudamericano. Es endémico. Posee alas cortas y despliega vuelos cortos. Se alimenta de una gran variedad de invertebrados, semillas y frutos caídos que encuentra en el suelo. Usa grandes galerías en el suelo donde nidifica y duerme, protegido por un denso sotobosque. Emite una intensa vocalización, su canto territorial es caracterizado por una serie de notas descendentes. También es posible escuchar la vocalización de alarma que le da origen a su nombre: wed wed wed wed. Es una especie muy territorial.

### **Hábitat de nidificación**

Busca o escarba cavidades profundas y muy ocultas en el suelo y entre las raíces, también utiliza cavidades en troncos de árboles. Fragmentos de bosques pequeños no son aptos para la reproducción de esta especie. Puede reutilizar el nido de la temporada anterior.

### **Tipo y composición del nido**

Nido en cavidad, en troncos, entrada es alargada (cicatrices y desprendimientos). Utiliza hierbas secas principalmente, a veces forrándolo internamente con pastos verdes.

---

### **Altura del nido**

Nidifica a mayor altura que las demás especies de la familia, alcanzando excepcionalmente los 15 m desde el suelo.

### **Huevos y crías**

Ancho (A) A/L 28,4/38,1mm. 1 a 3 huevos blancos. Nidícola. Las crías permanecen en el nido durante 21 días, ambos padres las cuidan.

### **Tiempo de incubación**

22 días. Ambos padres incuban.

### **Periodo reproductivo**

Octubre a enero.

---

**Nombre común:** Chucao

**Nombre científico:** *Scerlochilus rubecula*



### **Características generales**

L. 18-19 cm. Endémico del bosque templado sudamericano. Recorre solitario o en parejas el sotobosque. Se alimenta de invertebrados o frutos caídos que encuentra escarbando el suelo, pero siempre bajo un denso sotobosque que lo proteja de los depredadores. Los machos son muy territoriales y pueden permanecer en el mismo sitio durante 6 años o más, defendiéndolo fieramente de otros machos. Su canto caracteriza a los bosques templados que habita, y pareciera ser la especie más abundante de la familia en los bosques templados andinos. En época reproductiva ocupa un territorio de aproximadamente 0,3 ha. La depredación es el principal factor que afecta su éxito reproductivo, predación que aumenta en bosques con mayor perturbación.

### **Hábitat de nidificación**

Anida en cavidades de árboles, troncos caídos, galerías naturales en la tierra, cuevas abandonadas de algún roedor, o escarbadadas por ellos mismos, muchas veces de gran longitud. Con menor frecuencia, puede hacer sus nidos fuera de cavidades. Algunas veces, reutilizan el mismo nido en la siguiente temporada.

### **Tipo y composición del nido**

Nido en cavidad. Utiliza ramitas, raíces, hierbas, líquenes y hojas de quilas. A veces forra el nido internamente con pastos.

---

### **Altura del nido**

Entre el nivel del suelo y los 2 m de altura.

### **Huevos y crías**

A/L 23/28,5 mm. 1 a 3 huevos blancos, generalmente son 2. Las crías permanecen en el nido por 21 días. Sin embargo, después del primer vuelo, dependen de la alimentación de los padres por lo menos durante 21 días más.

### **Tiempo de incubación**

23 días.

### **Periodo reproductivo**

Octubre a enero, muchas veces con dos nidadas en la misma temporada.

---

**Nombre común:** Churrín del Sur

**Nombre científico:** *Scytalopus magellanicus*



### **Características generales**

L. 10-12 cm. El más pequeño de la familia. Habita, solitario o en pareja, desde los densos sotobosques hasta zonas de matorrales menos densos aledaños al bosque templado sudamericano, donde es endémico. Con sus cortas alas, sólo realiza vuelos cortos entre ramas bajas.

Utiliza sus proporcionalmente largas patas y grandes pies para escarbar el suelo y encontrar su principal alimento, invertebrados que extrae de la hojarasca. Su fuerte canto, churrín, churrín, churrín, por el cual recibe su nombre, es posible escucharlo a gran distancia resonando en el bosque.

### **Hábitat de nidificación.**

Utiliza cavidades de troncos bajos o huecos entre las raíces. También aprovecha troncos caídos en el suelo para nidificar y espacios entre la corteza el tronco. Busca cavidades profundas, con entradas más pequeñas que el resto de la familia, y ocultas en la vegetación. Puede reutilizar el nido.

### **Tipo y composición del nido**

Nido en cavidad. Utiliza fibras, raíces, ramas, líquenes y musgos que entrelaza en forma de taza en el interior de la cavidad. Es el más hábil de la familia en el arte de construir nidos.

---

### **Altura del nido**

A nivel del suelo o alturas cercanas (0,7 m en promedio).

### **Huevos y crías**

A/L 17/22 mm. 1 a 3 huevos blancos (generalmente 3). Nidícola. Las crías permanecen en el nido durante 11 días y ambos padres las cuidan.

### **Tiempo de incubación**

19 días.

### **Periodo reproductivo**

Octubre a enero

---

**Nombre común:** Churrín de la Mocha

**Nombre científico:** *Eugralla paradoxa*



### **Características generales**

L. 15-16 cm. Endémico del bosque templado sudamericano. Por encima, el plumaje es gris oscuro apizarrado, pecho de un gris más claro, pico negro y patas córneas.

Se encuentra en las espesura de los grandes bosques en donde camina a ras de suelo, rascando en busca de alimento. Su grito más común es similar a “chek chek chek”.

### **Hábitat de nidificación**

De hábitos más arbóreos que los otros miembros de la familia, construye un gran nido, del tamaño de una cabeza humana, colocado entre cavidades de troncos bajos o huecos, o entre las raíces. También aprovecha troncos caídos en el suelo para nidificar y espacios entre la corteza el tronco. Busca cavidades profundas, con entradas más pequeñas que el resto de la familia, y ocultas en la vegetación. Puede reutilizar el nido.

### **Tipo y composición del nido**

Nidifica en arbustos o árboles. Construye sus nidos con palitos y pasto seco.



---

**Altura del nido**

A nivel del suelo o alturas cercanas (1-2 m).

**Huevos y crías**

A/L 19/24 mm. 2 a 3 huevos blancos y brillosos.

**Tiempo de incubación**

Sin Información disponible.

**Periodo reproductivo**

Septiembre a Noviembre. Normalmente 2 puestas al año.

---

**ANEXO 2**

**Anexo listado de especies arbóreas  
más comunes presentes en la zona  
de estudio**

Listado de especies arbóreas más frecuentes en la zona de estudio

<b>Nombre científico</b>	<b>Nombre común</b>
<i>Araucaria araucana</i>	Araucaria
<i>Aextoxicon punctatum</i>	Olivillo
<i>Blepharocalyx cruckshanksii</i>	Temu
<i>Cryptocarya alba</i>	Peumo
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	Trevo
<i>Eucryphia cordifolia</i>	Ulmo
<i>Gevuina avellana</i>	Avellano
<i>Gomortega keule</i>	Queule
<i>Laurelia sempervirens</i>	Laurel
<i>Laureliopsis philippiana</i>	Tepa
<i>Lithraea caustica</i>	Litre
<i>Lomatia dentata</i>	Avellanillo
<i>Lomatia ferruginea</i>	Romerillo
<i>Lomatia hirsuta</i>	Radal
<i>Luma apiculata</i>	Arrayán
<i>Myrceugenia exsucca</i>	Pitra
<i>Nothofagus antarctica</i>	Ñirre
<i>Nothofagus dombeyi</i>	Coigüe
<i>Nothofagus obliqua</i>	Roble
<i>Nothofagus pumilio</i>	Raulí
<i>Persea lingue</i>	Lingüe
<i>Peumus boldus</i>	Boldo
<i>Podocarpus saligna</i>	Maño de hoja larga
<i>Weinmannia trichosperma</i>	Tineo

---

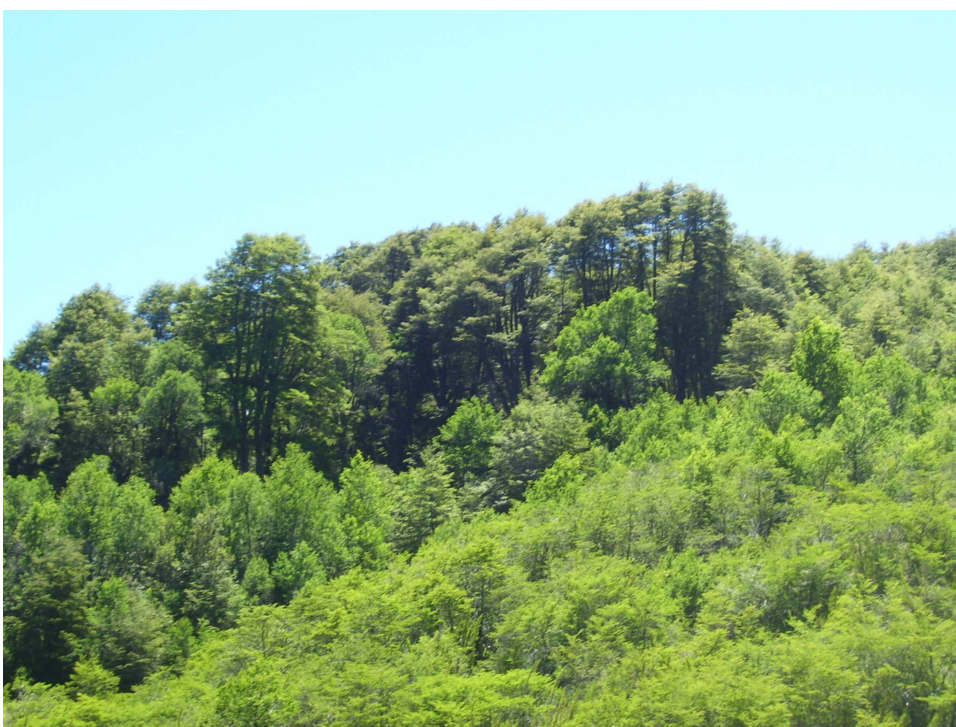
**ANEXO 3**  
**Anexo fotográfico de Tipos de Vegetación**  
(Fuente fotográfica: Autor)

---

## Tipos de vegetación



Fotografía 1: Matorral y Pradera.



Fotografía 2: Bosque de *Nothofagus*.





Fotografía 3: Bosque de *Araucaria*



Fotografía 4: Bosque de *Araucaria* con *Nothofagus*.



Fotografía 5: Bosque de *Nothofagus* con tolerantes.

---

# **ANEXO 4**

## **Formulario de datos de terreno**



Formulario de Presencia de aves:

Pto	Coordenadas		Presencia aves			
	Norte	Este	Chuca	Churrín del Sur	Churrín de la Mocha	Hued-Hued
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						
14						
15						
16						
17						
18						
19						
20						
21						
22						

---

## Clasificación de Exposiciones

<b>Exposición</b>	<b>Tipo de Exposición</b>
N-NO-O-Sin exposición	Soleado
NE-SO	Semiumbría
S-E-SE	Umbría

## Clasificación de Alturas y Estratos para especies arbóreas y arbustivas

<b>N° Estratos</b>	<b>Altura (m)</b>	<b>Estrato</b>
	>25	Dominante
	20-25	Co-Dominante
	15-20	Intermedio
	10-15	Bajo
	<10	Suprimido

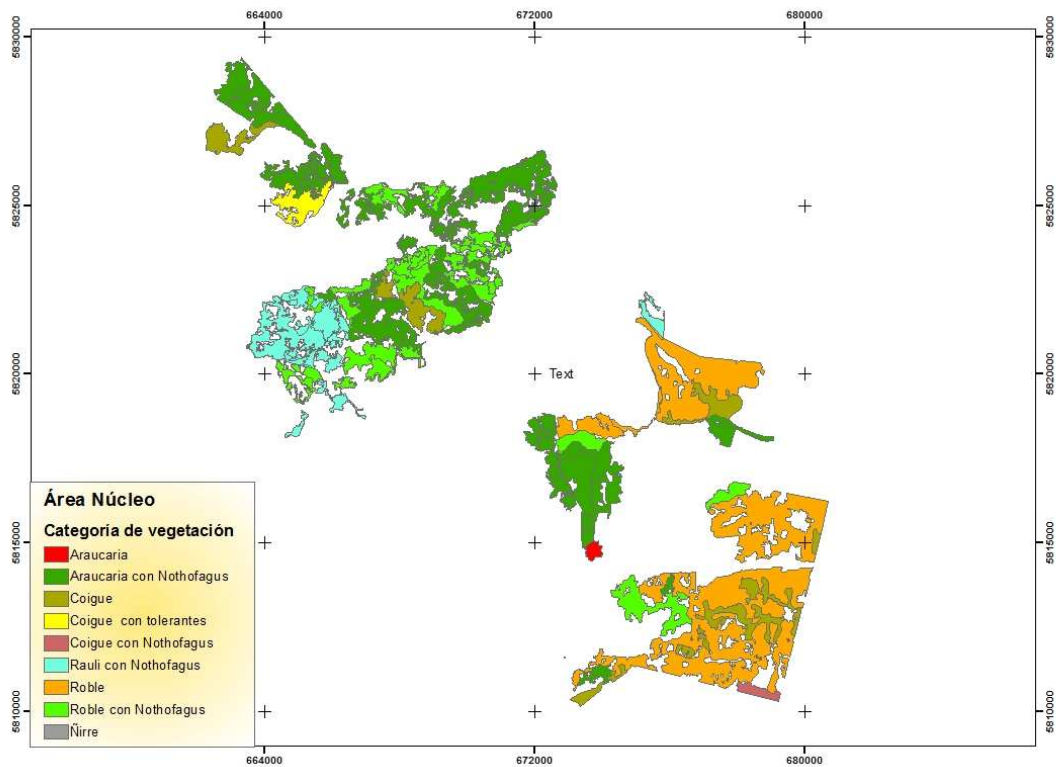
---

# **ANEXO 5**

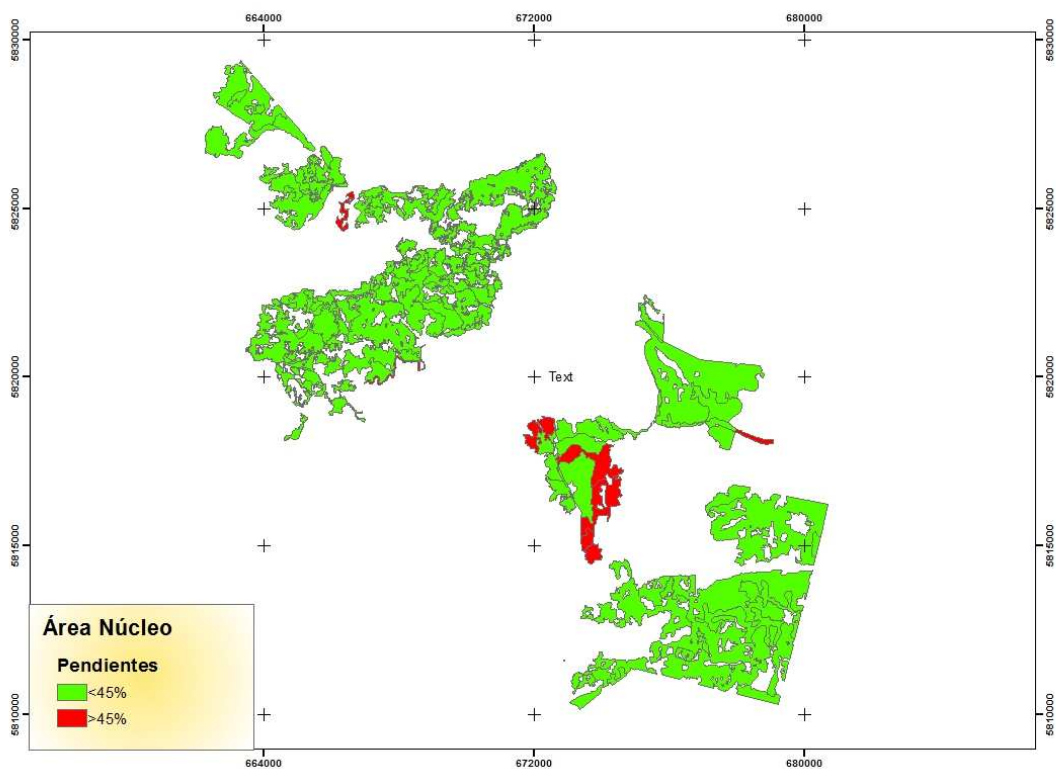
## **Mapas complementarios de zonificación del corredor biológico**

## Mapas del Área Núcleo

Mapa de categorías de vegetación.

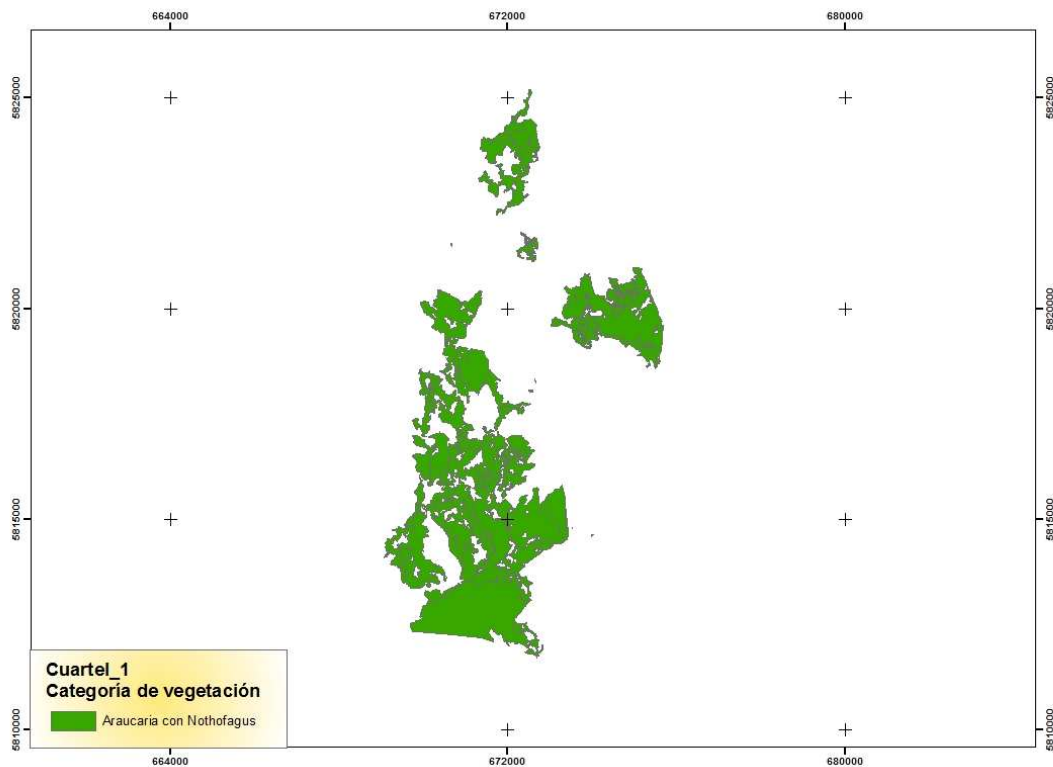


Mapa de categorías de pendientes.

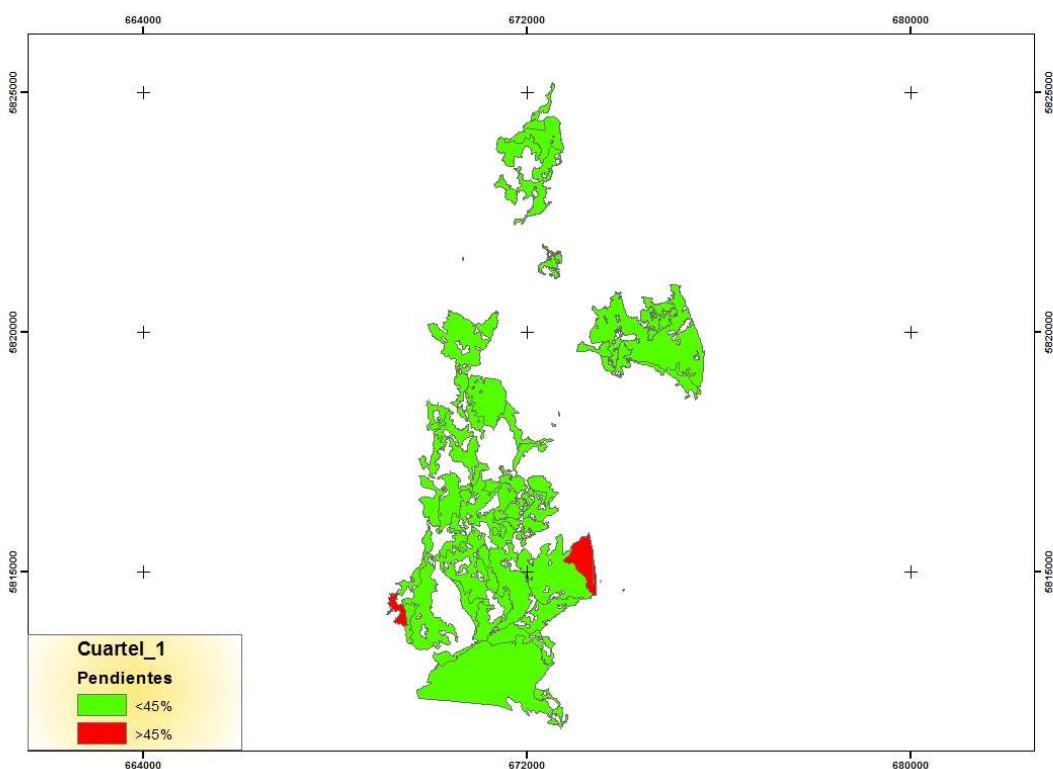


## Mapas de la zona de Amortiguamiento

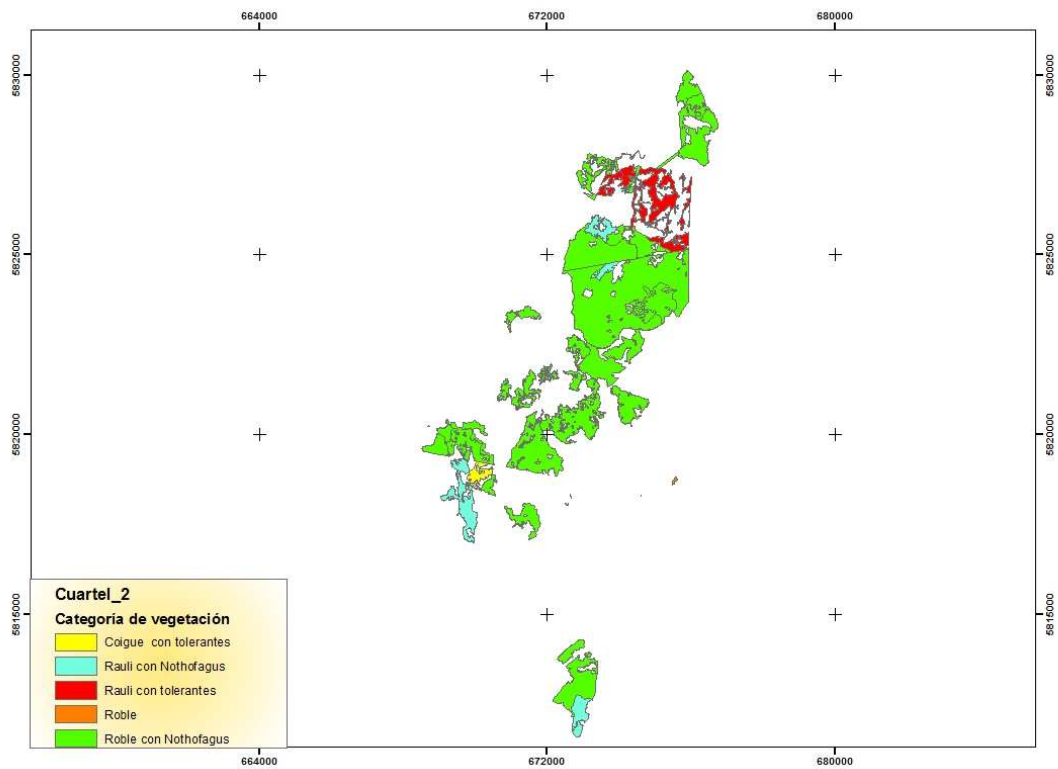
### Mapa de Categorías de vegetación presentes en el Cuartel 1



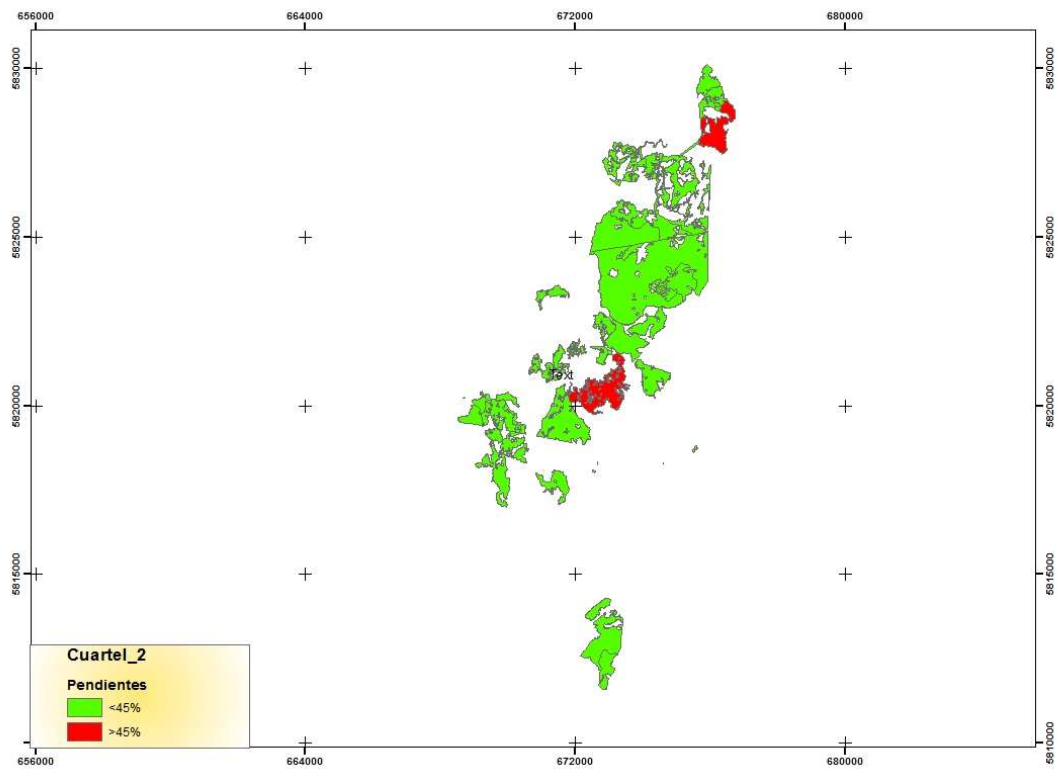
### Mapa de Categorías de Pendientes presentes en el Cuartel 1



Mapa de Categorías de vegetación presentes en el Cuartel 2

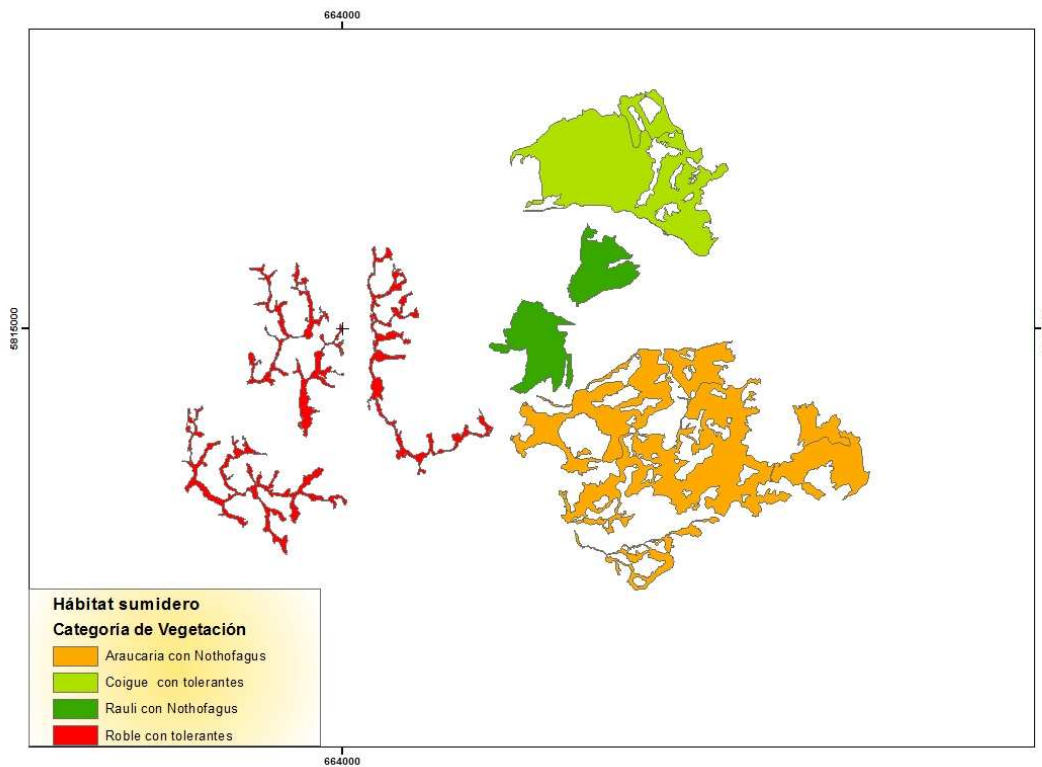


Mapa de Categorías de pendientes presentes en el Cuartel 2

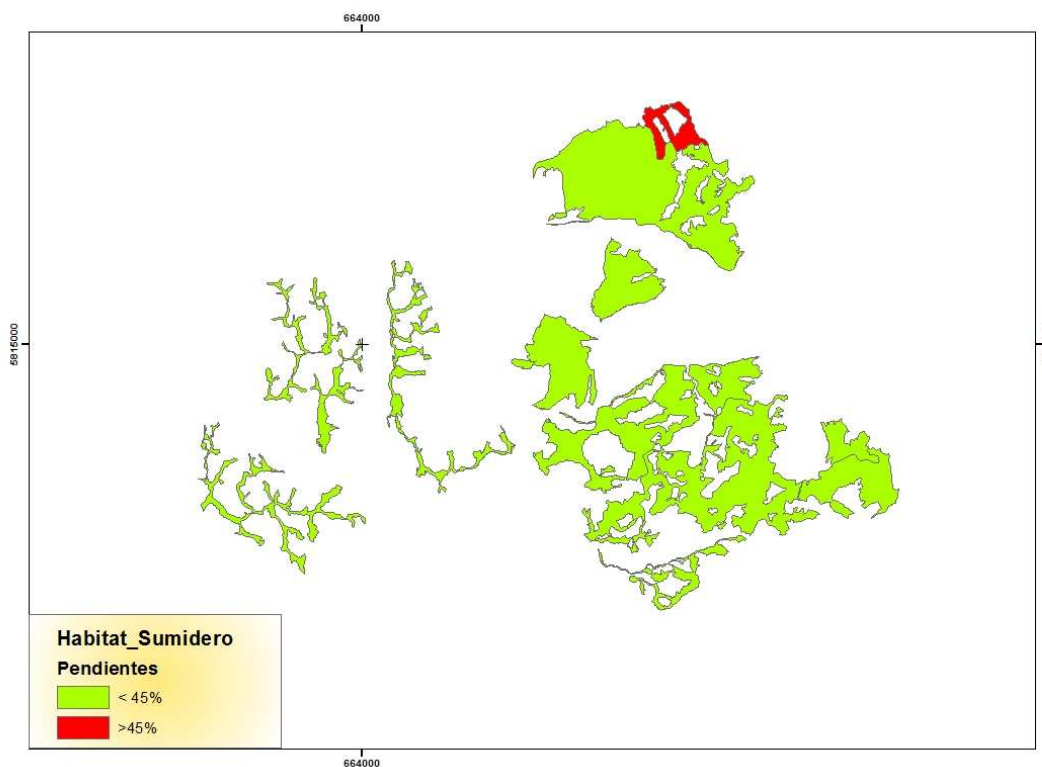


## Mapas de la zona de hábitat sumidero

### Mapa de categorías de vegetación.

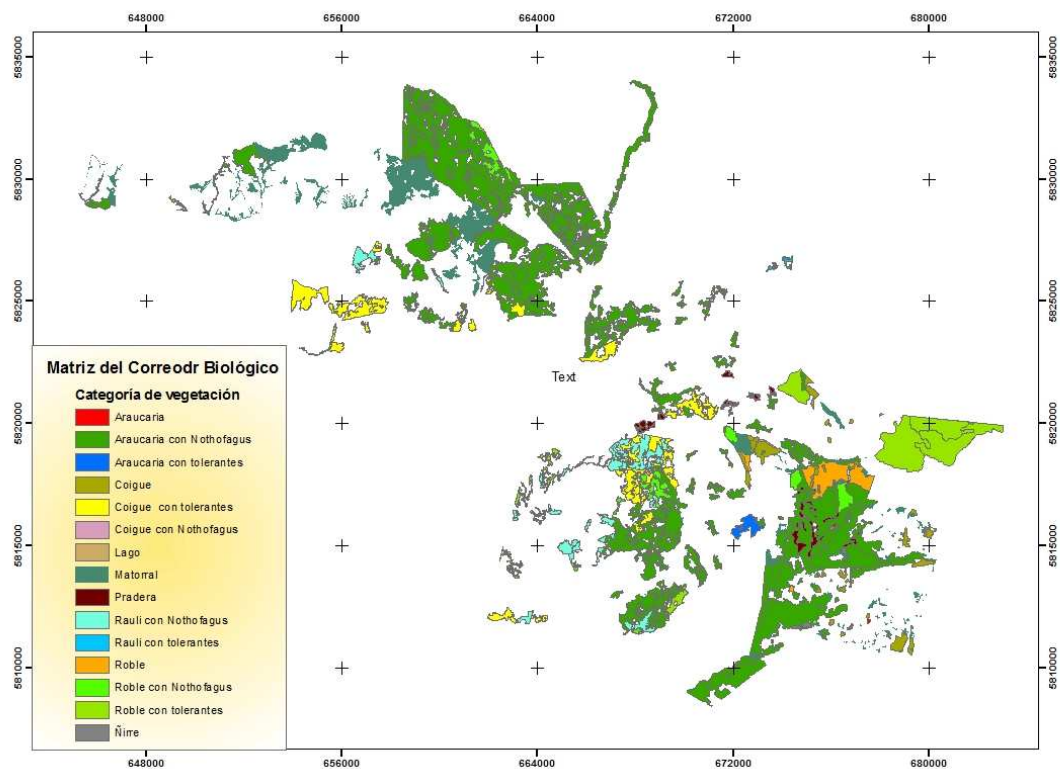


### Mapa de categorías de pendientes.



## Mapas de la matriz del corredor biológico.

### Mapa de categorías de vegetación.



### Mapa de categorías de pendientes.

