



Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

Evaluación de la respuesta temprana de dos especies de aves al raleo de densidad variable en bosques templados secundarios del hemisferio austral

Patrocinante: Dr. Juan G. Navedo

Trabajo de Titulación presentado como parte
de los requisitos para obtener el Título de
Magíster en Ciencias mención Bosques y Medio Ambiente

GABRIELA VALESKA BISCARRA ALVARADO

VALDIVIA

2018



Universidad Austral de Chile

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales

INFORME DE APROBACIÓN TESIS DE MAGÍSTER

La Comisión Evaluadora de Tesis comunica al Director de la Escuela de Graduados de la Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales que la Tesis de Magíster presentada por la candidata:

GABRIELA VALESKA BISCARRA ALVARADO

ha sido aprobada, como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias con mención en Bosques y Medio Ambiente, y aquí constatando de aquello:

Profesor Patrocinante:

Dr. Juan Gómez Navedo _____

Laboratorio de Ecología de Aves - Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile.

Profesor Co-Patrocinante:

Dr. Pablo Donoso Hiriart _____

Laboratorio de Silvicultura – Instituto de Bosques y Territorio, Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales. Universidad Austral de Chile.

Profesor Informante:

Dr. Claudio Verdugo Reyes _____

Laboratorio de Ecología y Evolución de Enfermedades Infecciosas - Instituto de Patología Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias. Universidad Austral de Chile.

Profesor Externo:

Dr. Mauricio Soto-Gamboa _____

Laboratorio Ecología Conductual – Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación no hubiera podido llevarse a cabo sin el patrocinio del proyecto FONDECYT 1150496. Para comenzar agradezco a la comisión académica, por sus correcciones y sugerencias en el desarrollo de este escrito.

A los integrantes del Bird Ecology Lab: Jorge Ruiz, Tyler McFadden, Enzo Basso, Valeria Araya, Gonzalo Torres, Camila Gherardi y Johhanes Hortsmann, les doy las gracias por las innumerables veces que la mayoría de ustedes tuvieron que madrugar para poder acompañarme a muestrear en el bosque. En especial quiero referirme a Jorge Ruiz por liderar estas salidas, por sus consejos, enseñanzas y su buena disposición para ayudarme en todo, siempre es un gusto compartir y aprender contigo. También quiero dar las gracias a Claudia Valle y a Javier Medel, por su apoyo en las salidas a terreno y por su buena compañía. En especial le agradezco enormemente a Juan G. Navedo por creer en mis capacidades, por su constante apoyo y guía en esta fase y en muchas otras que se avecinan. Espero que este trabajo haya cumplido con tus expectativas.

A los integrantes del laboratorio E3: Claudio Verdugo por permitirme utilizar el espacio y las maquinarias del laboratorio para realizar el sexaje molecular, a Carlos Henríquez (“Carlitos”) y Elena Campos, gracias a ambos por la paciencia y la buena disposición para ayudarme durante este proceso. A Omar Jiménez, Claudio Navarrete, Pedro Pablo Álvarez, Pedro Rodrigues y Josefina Gutiérrez, gracias a todos por el recibimiento y por su ayuda en terreno.

A los integrantes del Laboratorio de Silvicultura, Pablo Donoso por su apoyo durante las diferentes fases de la realización de este manuscrito y a Diego Ponce por la buena disposición para solventar mis consultas respecto a la temática de vegetación.

Al profesor Iván Díaz por ser el precursor desde mi formación en el pregrado en el estudio de la ecología de aves, y por supuesto le doy las gracias por facilitar el cierre de esta etapa académica, sin su ayuda no hubiera podido llegar hasta esta instancia.

A mi madre, por su cariño, preocupación y apoyo en la distancia. Por último, pero no menos importante, agradezco a mi compañero Jaime por su amor y paciencia durante este arduo proceso.

Índice de materias		Página
i	INFORME DE APROBACIÓN DE TESIS DE MAGÍSTER	i
ii	Agradecimientos	ii
iii	Resumen	iii
1	INTRODUCCIÓN	1
2	ESTADO DEL ARTE	3
2.1	Reducción y degradación del bosque templado lluvioso	3
2.2	Bosques manejados a través de raleos de densidad variable	3
2.3	Relación entre la estructura del bosque y el uso del hábitat por las aves	5
2.4	Manejo forestal como fuente de perturbación para las aves	6
2.5	Condición corporal	7
2.6	Balance de sexos	8
3	METODOLOGÍA	9
3.1	Área de estudio	9
3.2	Diseño del estudio	10
3.3	Raleo de densidad variable (RDV)	11
3.4	Caracterización del bosque	12
3.4.1	Parámetros forestales	12
3.4.2	Cobertura de sotobosque	12
3.5	Diseño de muestreo	15
3.5.1	Capturas de aves	15
3.5.2	Obtención de muestras de sangre	16
3.5.3	Probabilidad de recaptura	17
3.5.4	Índices de biodiversidad	17
3.6	Índice de masa escalado de la condición corporal	18
3.7	Sexaje molecular	19
3.8	Diseño experimental	20
3.9	Análisis estadístico	20
4	RESULTADOS	22
4.1	Caracterización del bosque	22
4.1.1	Parámetros forestales	22
4.1.2	Cobertura de sotobosque	23
4.2	Capturas de aves	26
4.2.1	Probabilidad de recaptura	27
4.2.2	Balance de sexos	28
4.3	Condición corporal	29
4.3.1	Fío-Fío	29
4.3.2	Rayadito	31
5	DISCUSIÓN	32
6	CONCLUSIONES	37
7	REFERENCIAS	39
Anexos	1 Escala de dominancia de Braun-Blanquet	
	2 Distribución de subunidades en claros y reservas	
	3 Análisis de correlación entre la medida estructural y el peso para cada especie estudiada	
	4 Relación entre peso (g) y la longitud del tarso (mm) para el Fío-Fío y el Rayadito	
	5 Relación entre Ln del peso (g) y Ln de la longitud del tarso (mm) para el Fío-	

Fío y el Rayadito

- 6 Tolerancia a la sombra de las especies arbóreas presentes en los bosques.
- 7 Listado especies vasculares presente por tipo de bosque y su hábito de crecimiento.
- 8 Estimadores para comparar dos índices de diversidad
- 9 Análisis de varianza de la condición corporal del Fío-Fío (SMI) y el factor tratamiento durante la segunda y tercera temporada de muestreo.
- 10 Análisis de varianza de la condición corporal del Fío-Fío (SMI) y el factor tipo de bosque durante la segunda temporada de muestreo.
- 11 Análisis de varianza de la condición corporal del Rayadito y el factor tratamiento en la segunda y tercera temporada de muestreo.
- 12 Análisis de varianza de la condición corporal del Rayadito y el factor bosque en la segunda temporada de muestreo.

RESUMEN

La pérdida de bosques maduros ha reducido la provisión de servicios ecosistémicos y la biodiversidad asociada. Por ello, diversas técnicas silviculturales han sido desarrolladas para tratar de acelerar la sucesión ecológica en los bosques secundarios. El Raleo de Densidad Variable (RDV) modifica la composición y estructura de los rodales, favoreciendo especies de sucesión tardía y manteniendo elementos importantes para la fauna silvestre. En este estudio se capturaron aves en siete parcelas (4 control - 3 RDV), en dos tipos de bosques secundarios en un área localizada en el sur de Chile (39°S), un bosque de *Nothofagus* (Coihue) y un bosque mixto siempreverde (Lumanto). En ellos se evaluó la respuesta temprana (<2 años) del ensamble de aves luego de aplicar un RDV respecto a las parcelas control. Además, para las dos especies más abundantes -Fío-Fío (*Elaenia albiceps*) y Rayadito (*Aphrastura spinicauda*)- se estimó su condición corporal como indicador de calidad del hábitat. Las abundancias relativas del ensamble de aves fueron similares en ambos bosques, sin detectarse cambios relacionados con el RDV. En general, se registró una mayor proporción de machos (diferencias no significativas) y una tasa de recaptura anual c. 10%. Tras el primer año los fío-fíos presentaron una condición corporal menor en las parcelas RDV, mientras que al año subsiguiente no se encontraron diferencias. Por su parte para el Rayadito no se detectó ningún efecto del RDV. En contraste, se observaron diferencias en los dos tipos de bosques, presentando los fío-fíos una mejor condición corporal en Lumanto y los rayaditos en Coihue. Después de un año de aplicación del RDV el dosel superior de ambos bosques experimentó una reducción en la densidad de árboles y su área basal, mientras que la riqueza y abundancia de especies del sotobosque incrementaron. Estos resultados sugieren que la estructura y composición de cada tipo de bosque provee condiciones específicas para cada especie. El monitoreo en el tiempo de los parámetros evaluados permitiría estimar con precisión los efectos a mediano y largo plazo del RDV sobre la biodiversidad en bosques templados del hemisferio austral.

Palabras clave: Condición corporal, raleo de densidad variable, aves, proporción de sexos, probabilidad de recaptura, estructura del bosque.

1. INTRODUCCIÓN

El consumo desmedido de la creciente población humana en muchos países y la contrastante pobreza en otros, durante décadas ha diezmado los hábitats naturales. Las zonas que concentran la mayor biodiversidad del planeta, enfrentan fuertes presiones vinculadas a fuerzas macroeconómicas, políticas y demográficas. A escala global, los bosques maduros han sido degradados y reducidos en superficie de forma progresiva. Por lo que se menciona que los bosques secundarios pasarían a ser los “bosques del futuro”. No obstante, sus diferencias en términos de función, estructura y composición de la vegetación, acarrearán consecuencias negativas sobre la provisión de bienes y servicios, como también en la biodiversidad asociada a estos ecosistemas. Bajo este escenario, se han desarrollado técnicas silviculturales para asemejar las condiciones encontradas en estadios sucesionales tardíos. El raleo de densidad variable (RDV), es un tratamiento silvicultural que tiene este objetivo, puesto que genera cambios en la composición, estructura horizontal y vertical de los rodales. Entre otras acciones, privilegia especies de sucesión tardía y deja árboles percha, acelerando la trayectoria ecológica o sucesión forestal. A pesar de que la condición de “bosque maduro” tardará décadas en alcanzar los resultados estructurales deseados, en términos de manejo es necesario cuantificar los cambios en la estructura del hábitat en una fase temprana para monitorear y evaluar las funciones ecosistémicas que tienen estos rodales en transformación hacia bosques maduros.

El manejo forestal es una fuente de perturbación importante para la fauna silvestre; sin embargo los efectos de esta actividad variarán de acuerdo tanto por las características propias de la especie evaluada (p.ej. su biología y/o requerimientos del hábitat), como por la técnica silvicultural empleada. Un grupo indicador de la transformación del hábitat y crucial en la dinámica forestal son las aves, donde sus ensambles, abundancia y diversidad de gremios tróficos se modifican de acuerdo a la complejidad de la vegetación. Antes de manifestarse estas tendencias a escala poblacional, es relevante señalar que el efecto de las perturbaciones se manifiesta primero a nivel fisiológico sobre los individuos, por lo que es necesario que se realicen estudios que involucren aspectos vinculados con la fisiología. Por ejemplo, la condición corporal está íntimamente relacionada con la eficacia biológica individual y ha sido ampliamente utilizada en la evaluación de la calidad del hábitat y/o efecto de actividades antrópicas, como el manejo forestal.

Hasta la fecha, no se han evaluado parámetros asociados a la condición corporal en la fauna silvestre luego de aplicar un RDV. Adicionalmente, tampoco se ha llevado a cabo el seguimiento de individuos marcados para determinar parámetros poblacionales, tales como, abundancias relativas,

probabilidades de recaptura (indicador de supervivencia anual), ni el balance en la proporción de sexos en las poblaciones de aves. En este sentido, se plantea que las aves presentarán variaciones en su condición corporal luego de aplicar un RDV. Del mismo modo, si los cambios en el hábitat actúan de forma diferencial en machos y hembras, podrían generar un sesgo en la proporción de sexos de las poblaciones de aves que habitan estos bosques. En definitiva, este trabajo determinará la respuesta inicial de las aves después de un RDV, por lo que es necesario el monitoreo a largo plazo de los parámetros antes mencionados para poder evaluar la respuesta a escala poblacional.

Pregunta de investigación

¿Cuál es la respuesta fisiológica temprana de las aves luego de aplicar un raleo de densidad variable en bosques secundarios?

Hipótesis

En una fase temprana las aves presentarán variaciones en la condición corporal asociada a los cambios estructurales ligados al tratamiento silvicultural realizado.

Objetivo general

Evaluar de forma experimental la respuesta temprana de las aves a cambios estructurales tras un manejo forestal en dos tipos de bosques secundarios.

Objetivos específicos

- i) Cuantificar los cambios en la estructura del hábitat en una fase temprana luego de aplicar el RDV en los bosques secundarios.
- ii) Determinar las abundancias relativas, la proporción de sexos y probabilidad de recaptura de las poblaciones de aves en los bosques secundarios.
- iii) Estimar cambios en la condición corporal de las aves entre rodales manejados y sin manejar.

2. ESTADO DEL ARTE

2.1 Reducción y degradación del bosque templado lluvioso

Los bosques nativos de Chile se clasifican como “bosques templados” debido a que se encuentran fuera de las regiones tropicales y están sujetos a bajas temperaturas invernales, que muchas veces son limitantes para el crecimiento arbóreo (Armesto *et al.* 1996). En esta zona biogeográfica, el bosque templado lluvioso abarca un amplio rango latitudinal entre los 35° y 55° S, formando un tipo de hábitat casi continuo a lo largo del país (Reid *et al.* 2002). Una de sus principales características es la elevada proporción de especies endémicas (con distribución restringida) de flora y fauna, como producto de procesos históricos de aislamiento geográfico, como el levantamiento de la Cordillera de Los Andes (Armesto *et al.* 1996, Mittermeier *et al.* 2000). El carácter insular de la superficie boscosa conlleva que procesos como la colonización y dispersión de especies vegetales dependa, en muchos casos, exclusivamente de vertebrados como las aves y pequeños mamíferos (Willson *et al.* 1994).

El bosque templado lluvioso ha sido reducido y degradado por actividades humanas relacionadas con factores macroeconómicos, políticos y demográficos durante décadas (Vásquez-Grandón *et al.* 2018). Debido a sus particularidades y amenazas esta zona biogeográfica ha sido categorizada como uno de los 35 hotspots de biodiversidad a nivel mundial (Mittermeier *et al.* 2000, Myers *et al.* 2000). En este contexto, hoy en día las estrategias de manejo y/o conservación son claves para la mantención de la biodiversidad, la resiliencia de estos ecosistemas y el suministro de bienes y servicios para la humanidad (Donoso *et al.* 2014, Sekercioglu 2011, Marchese 2015).

2.2 Bosques manejados a través de raleos de densidad variable

La creciente preocupación por la desaparición de los bosques maduros en todo el mundo, y las consecuencias negativas sobre la provisión de servicios ecosistémicos y la biodiversidad asociada, ha generado que en varios países se desarrollen nuevas técnicas silviculturales en los tipos forestales dominantes; es decir, los bosques secundarios (Franklin y Armesto 1996, Díaz *et al.* 2005, Puetmann *et al.* 2016, Ponce *et al.* 2017). Un claro ejemplo es lo que ocurre en el bosque templado lluvioso emplazado en la Ecorregión de la Selva Valdiviana, donde la degradación sostenida de los bosques maduros ha propiciado que en la actualidad predominen extensas superficies de bosques secundarios

(CONAF-CONAMA 1999, Ponce *et al.* 2017). Estos bosques se caracterizan por ser relativamente jóvenes, conformados por un dosel homogéneo dominado por una o pocas especies pioneras, además de simples en términos de estructura y composición de la vegetación, baja presencia de legados biológicos, tales como acumulación de material leñoso muerto sobre el suelo, árboles caídos, o árboles muertos en pie (Franklin y Armesto 1996, Franklin *et al.* 2002, Ponce *et al.* 2017).

El raleo de densidad variable (RDV) es una técnica silvicultural que ha sido aplicada en bosques secundarios boreales, tropicales y templados. Su propósito principal es imitar las condiciones encontradas en los bosques maduros (Carey *et al.* 1996, Haveri y Carey 2000). Genera un mosaico de densidades arbóreas, a través del raleo a distintas intensidades y áreas sin intervención (reservas), para estimular el desarrollo de un bosque diverso en estructura y composición de la vegetación (Schlowalter *et al.* 2003, Eyre *et al.* 2015). Esta técnica se complementa con la mantención de remanentes del bosque que son claves para la recuperación del área perturbada (tocones, material leñoso muerto y árboles muertos en pie) (Franklin y Armesto 1996, Zobrist y Hinckley 2012). El raleo ocasiona una variedad de cambios a corto y largo plazo en la estructura del bosque, entre los que destaca la disminución de la densidad arbórea, generación de claros e incremento de la diversidad y abundancia del estrato intermedio (Verschuyl *et al.* 2011, Eyre *et al.* 2015). La formación de claros aumenta la heterogeneidad espacial, lo que promueve a su vez la diversificación del hábitat, principalmente porque recursos tales como luz, agua, nutrientes y espacio quedan a disposición de organismos tales como hongos, plantas, invertebrados y vertebrados (Haveri y Carey 2000, Carey 2003, Aukema y Carey 2008, Kalies 2010). Además, este proceso favorece el desarrollo del sotobosque, el cual forma parte del hábitat para diversas especies, controla la regeneración arbórea y contribuye al reciclaje de nutrientes (Carey 2003). Por ejemplo, Thysell y Carey (2011) detectaron cambios en la diversidad de plantas en el sotobosque en el primer año luego de aplicar RDV, registrando en el tercer año de estudio un incremento en la riqueza y cobertura de plantas vasculares. No obstante, Haveri y Carey (2000) mencionan que se requiere cerca de 20 años para que se evidencien los efectos completos del RDV sobre el sotobosque y el estrato intermedio. A pesar de que la condición de “bosque maduro” tardará décadas en alcanzar los resultados estructurales deseados (Zobrist y Hinckley 2012, Ponce *et al.* 2017), en términos de manejo es necesario cuantificar los cambios en la estructura del hábitat en una fase temprana, tales como la distribución espacial de los árboles, número y superficie de los claros y parches no intervenidos (reservas), la densidad arbórea y la cobertura del sotobosque en distintas situaciones post-manejo. De hecho, muchos animales responden a la modificación en la estructura y composición de las comunidades de plantas (Carey 2003).

Las investigaciones que han medido el efecto del RDV sobre la fauna silvestre se han centrado en el hemisferio norte, específicamente en bosques secundarios templados de coníferas. Por ejemplo, Carey (2003) determinó las abundancias relativas de diversos organismos luego de cinco años de aplicar RDV, concluyendo que la generación de mosaicos en el hábitat parece producir condiciones favorables, tanto para las aves como para pequeños mamíferos. En contraste, otro estudio anterior, no detectó diferencias en la riqueza y abundancia de aves comparando rodales manejados v/s no manejados (Haveri y Carey 2000), lo que se vinculó a la metodología empleada y a la duración del estudio (3 años).

2.3 Relación entre la estructura del bosque y el uso del hábitat por las aves

Dentro de las principales amenazas que afectan la biodiversidad de los ecosistemas forestales se encuentra la alteración de la estructura de la vegetación y la fragmentación del hábitat ocasionada por la deforestación y degradación forestal (Eggers y Low 2014, Asefa *et al.* 2017). Las aves son componentes clave de la biodiversidad porque proveen servicios ecosistémicos cruciales en la dinámica de los bosques, de los cuales destacan principalmente servicios de regulación y soporte, tales como: (i) depredación; (ii) dispersión de semillas; (iii) polinización; (iv) construcción de cavidades, por lo que tienen un rol clave como “ingenieros ecosistémicos” (Sekercioglu 2006; 2011, Wenny *et al.* 2011). Este grupo de vertebrados además es especialmente vulnerable a la modificación del hábitat, dado que la complejidad de la vegetación afecta al ensamble de aves, así como la abundancia y diversidad de gremios tróficos (Haveri y Carey 2000, Aminisab *et al.* 2017). En el sur de Chile se han documentado extensamente estos parámetros en aves especialistas del sotobosque y las que utilizan grandes árboles del dosel, indicando que estos gremios son muy sensibles a la remoción y/o mantención de elementos estructurales (Willson *et al.* 1994, Sieving *et al.* 2000, Reid *et al.* 2004, Díaz *et al.* 2005, Vergara y Simonetti 2006, Lecinas *et al.* 2009). Así la simplificación de los rodales puede repercutir tanto en la actividad de forrajeo y nidificación, como en los recursos alimenticios para las especies que habitan estos ambientes (Wardell-Johnson y Williams 2000, Carey 2003). Por ello, los bosques estructuralmente complejos incrementan la disponibilidad de nichos y pueden sustentar una mayor riqueza de especies de aves (Bergner *et al.* 2015, Aminisab *et al.* 2017). En este sentido, los bosques secundarios manejados con RDV podrían mejorar las condiciones en el hábitat en el mediano y largo plazo. Sin embargo, los estudios en el hemisferio austral que evalúen estos aspectos son escasos o inexistentes.

2.4 Manejo forestal como fuente de perturbación para las aves

El manejo forestal es una actividad antrópica de fuerte interés económico a escala global. A su vez es una fuente de perturbación importante para la fauna silvestre debido a que involucra frecuentes movimientos de personas, vehículos y maquinaria pesada (Donázar *et al.* 2002, Lucas *et al.* 2006, Margalida *et al.* 2011). Los efectos del manejo forestal sobre la biodiversidad dependen del sistema silvicultural empleado, la biología de las especies y sus requerimientos de hábitat (Kalies *et al.* 2010, Eggers y Low 2014). En cuanto a la respuesta inicial al raleo (<2 años) las abundancias relativas parecen diferentes para cada especie estudiada (Cahall *et al.* 2013), por lo que los efectos del manejo podrían ser beneficiosos para algunas especies de aves y perjudiciales para otras (Sallabanks *et al.* 2000). No obstante, diversas investigaciones coinciden en que las aves especialistas responden más rápidamente al raleo, debido a que elementos claves de su hábitat son intervenidos directamente por las operaciones de manejo (Soler *et al.* 2016). En contraste, las aves generalistas no presentan una respuesta clara. Algunos autores mencionan que al estar mejor adaptadas a hábitats abiertos podrían explotar positivamente los cambios estructurales inducidos por la perturbación, debido a que pueden modificar su dieta de acuerdo al patrón de disponibilidad (Cahall *et al.* 2013, Reyes-Arriagada *et al.* 2015, Asenaf *et al.* 2017).

Si bien las abundancias relativas y la riqueza de especies han sido ampliamente utilizadas para evaluar los efectos de un manejo forestal, los resultados que se pueden recabar de este tipo de datos parecen no ser suficientes para comprender a cabalidad los efectos de las perturbaciones sobre las comunidades de aves (Powell *et al.* 2000, Verchuyt *et al.* 2011, Ellis *et al.* 2012, Thomson 2015). Como el manejo forestal modifica la estructura del paisaje estos cambios repercuten en la calidad del hábitat, lo que podría reflejarse en variaciones en la condición corporal de los individuos. Además, si estos cambios inciden de forma diferencial en machos y hembras, podrían generar un sesgo en el balance de sexos de las poblaciones de aves que habitan estos bosques. Por ejemplo, en un estudio realizado con el Carbonero de Carolina (*Poecile carolinensis*), ave passeriforme generalista que habita Norteamérica, encontró que la fragmentación provocada por la práctica de “tala rasa” intensificó su agresividad por la segmentación de sus territorios, incrementando sus niveles de glucocorticoides y disminuyendo su condición corporal (Lucas *et al.* 2006). Otro estudio detectó un sesgo en la proporción de sexos en los nidos localizados en sitios manejados con “corta de selección” vinculado a una

reducción en la condición corporal de las hembras de Reinita hornera (*Seiurus aurocapilla*), ave passeriforme migratoria (Lyshyk *et al.* 2012).

En este contexto, el impacto de las perturbaciones se manifiesta primero a nivel fisiológico sobre los individuos, antes de reflejar declinaciones a nivel poblacional o extinciones locales (Ellis *et al.* 2012). Diversas investigaciones respaldan la inclusión de métricas vinculadas a la biología molecular o fisiología de la conservación para evaluar la respuesta de las poblaciones a los hábitats alterados, establecer líneas base, monitorear cambios poblaciones y guiar esfuerzos de manejo y/o restauración del hábitat (Wikelski y Cooke 2006, Albano 2012, Ellis *et al.* 2012, Leshyk *et al.* 2012). Por consiguiente, las mediciones en reiteradas ocasiones o en diferentes estados de pre y post manejo son necesarias para poder detectar variaciones en estos parámetros (Hayes *et al.* 2003, Puetmann *et al.* 2016).

2.5 Condición corporal

La condición corporal se define como la energía capital acumulada en el cuerpo producto de la alimentación, considerándose un potente indicador de salud, calidad y condición física individual (Peig y Green 2009). Se asume que un animal en mejor condición corporal tendrá una mayor eficacia biológica, dado que dispone de una mayor cantidad de recursos para completar procesos energéticamente costosos como el cuidado de las crías, la búsqueda de pareja, defensa del territorio, la muda de las plumas, el tiempo permanencia en los sitios de parada durante las migraciones, entre otros (Brown 1996, Schulte-Hostedde *et al.* 2005, Milenkaya *et al.* 2013). La condición corporal se mide a través de índices morfológicos, bioquímicos y fisiológicos ampliamente usados en una variedad de contextos, tales como en la evaluación de la calidad del hábitat y/o determinación del efecto de actividades económicas (p.ej. manejo forestal, ecoturismo) sobre la fauna silvestre (Stevenson y Woods 2006, Peig y Green 2010, Milenkaya *et al.* 2013).

Uno de los índices más ampliamente utilizados corresponde a la masa corregida por el tamaño (Jenni-Eiermann y Jenni 1994). La masa corporal entrega un valor único fácilmente obtenido de las reservas energéticas del cuerpo, por lo que fluctúa de acuerdo a las demandas fisiológicas del organismo (p.ej. periodo de migración y/o reproducción) (Brown 1996). Sin embargo, dado que los individuos dentro de una misma especie presentan variaciones en su tamaño estructural, estas diferencias podrían afectar sus valores de masa corporal por lo que se estima un “índice de masa” para cada individuo (Smith *et al.* 2015). Uno de los métodos que presenta mayor consistencia estadística y

que ha sido validado para diferentes especies corresponde al “índice de masa escalado (SMI)” (Peig y Green 2009).

Adicionalmente, una de las mayores desventajas en el empleo de las métricas morfológicas es que entregan una medida estática de la condición corporal, por lo que pueden no ser lo suficientemente sensibles en la detección de variaciones de este parámetro en poblaciones de aves con alta disponibilidad de alimento, donde los periodos de inanición son poco frecuentes (Williams *et al.* 1999, Minias y Kaczmarek 2013). Por ello es clave poder realizar mediciones en distintas ocasiones y su complemento con métricas fisiológicas como el análisis de los perfiles de metabolitos plasmáticos. El plasma sanguíneo se compone de nutrientes que han sido ingeridos o movilizados desde los tejidos del cuerpo, como por ejemplo lípidos, proteínas y carbohidratos (Brown 1996). El análisis de los perfiles de metabolitos plasmáticos, ofrecen un rápido y certero método para estudiar el estado nutricional y cuantificar la condición corporal en aves silvestres (Smith *et al.* 2007, Smith *et al.* 2015). Por ejemplo, elevadas concentraciones de β -OH-butirato (en adelante BOHB) en el flujo sanguíneo, estaría indicando una menor condición corporal de las aves, producto del catabolismo de las grasas o utilización de ácidos grasos, asociados a periodos de ayuno o ejercicio prolongado (Williams *et al.* 1999, Smith *et al.* 2007, Lyons *et al.* 2008, Smith *et al.* 2015).

2.6 Balance de sexos

El balance de sexos es un importante predictor de varios aspectos del comportamiento social, competencia por apareamiento y sistemas de crianza en el reino animal (Székely *et al.* 2014a). En aves, la variación en la proporción de sexos puede ocurrir durante la fecundación o en el nacimiento, o bien durante etapas del desarrollo, vinculado a diferencias en: i) tiempos de maduración; ii) patrones diferenciales de dispersión y/o migración entre machos y hembras; iii) tasas de mortalidad entre adultos y/o juveniles (Székely *et al.* 2014a, Morrison *et al.* 2015). El desbalance en la proporción de sexos en individuos adultos (en adelante PSA) se atribuye a diferencias en el reclutamiento, dispersión y supervivencia entre adultos y/o juveniles (Donald 2007, Kus *et al.* 2016), lo cual a menudo se detecta mediante la captura-marcaje y recaptura de ejemplares (Székely *et al.* 2014b, Morrison *et al.* 2016). Un sesgo en PSA puede ser parte de una serie de procesos ecológicos y evolutivos, por lo que su detección tiene importantes consecuencias para comprender las dinámicas poblacionales (Donald 2007, Székely *et al.* 2014b). Por ejemplo, una reducción en el número de hembras reproductivas disminuye directamente la tasa de nacimientos, mientras que un mayor número de machos puede incrementar las

interacciones agonísticas intra-específicas (Amrhein *et al.* 2012, Eberhart-Phillips *et al.* 2017). Por ello el sesgo hacia la proporción de hembras adultas tiene una mayor incidencia en la dinámica poblacional (Kus *et al.* 2016). A pesar de su importancia ecológica la PSA continúa siendo una temática poco estudiada, por lo que las causas que originan sus fluctuaciones siguen siendo escasamente comprendidas en poblaciones de aves silvestres (Donald 2007).

3. METODOLOGÍA

3.1 Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la cuenca de Llancahue (1.270 ha), región de Los Ríos (39°42' S, 73°15' W) cuyo clima es templado húmedo. La precipitación media anual es de 2.300 mm (Ponce *et al.* 2017) y la temperatura media anual es de 12,0 °C (Donoso *et al.* 2014). Este sector provee de agua potable a la ciudad de Valdivia y protege más de 700 ha de bosque maduro dentro de un paisaje gravemente perturbado en la Depresión Intermedia (Donoso *et al.* 2014). Además, ha sido categorizado como una de las 40 áreas prioritarias para la conservación de ecosistemas naturales de la Región, bajo parámetros de priorización como riqueza de especies arbóreas y diversidad de ambientes (Farías 2004). La cuenca contempla cerca de 300 ha de bosques secundarios (Donoso *et al.* 2014), donde la presente investigación se centró específicamente en dos tipos. El primero corresponde a un bosque mixto de siempreverde, conformado por especies como *Dassyphyllum diacanthoides*, *Gevuina avellana*, *Drimys winteri* y *Eucryphia cordifolia*. Bajo el dosel dominan especies tolerantes como *Aextoxicon punctatum*, *Persea lingue*, *Laureliopsis philippiana*, *Podocarpus salignus*, *Amomyrtus meli* y *Amomyrtus luma*. Esta comunidad presenta una distribución diamétrica de J-invertida, es decir, que la mayor cantidad de árboles se emplazan en clases diamétricas inferiores. El segundo tipo es un bosque de *Nothofagus*, donde la especie pionera en el estrato dominante y co-dominante corresponde a *Nothofagus dombeyi*, la cual presenta una distribución diamétrica en forma de campana; en otras palabras, la concentración de individuos ocurre en el centro de las clases diamétricas. Por el contrario, el estrato intermedio presenta una distribución diamétrica de J-invertida y lo conforman especies tales como *L. philippiana*, *A. punctatum* y *E. cordifolia*.

3.2 Diseño del estudio

El diseño consistió en el establecimiento de forma aleatoria de ocho parcelas experimentales de una hectárea (Figura 1), de las cuales seis fueron muestreadas durante tres periodos de tiempo. En el primer periodo (noviembre 2015-junio 2016), se delimitaron cuatro parcelas experimentales (1LUM, 3LUM, 4LUM, 5LUM) en el bosque mixto de siempreverde y cuatro parcelas (1CO, 2CO, 4CO, 5CO) en el bosque de *Nothofagus*. Posterior a la delimitación de las parcelas 1CO y 2CO se aplicó el tratamiento. No obstante, debido a la duración de las obras en estas parcelas no fue posible llevar a cabo el muestreo de aves durante la primera temporada. Adicionalmente, 1CO-2CO se establecieron muy cercanas entre sí; por lo tanto, para evitar la posible pseudo-replicación espacial la parcela 2CO no se consideró en el muestreo de aves, pero sí en el muestreo de vegetación (ver más adelante). Todas las parcelas experimentales, a excepción de 1CO y 2CO, fueron muestreadas mensualmente desde noviembre 2015 a marzo 2016 y, posteriormente, en el mes de junio se realizó una campaña de invierno. En el segundo periodo (octubre 2016-julio 2017), cuatro parcelas se mantuvieron como control (1LUM, 3LUM, 4CO y 5CO) y a dos se les aplicó el tratamiento 4LUM y 5LUM respectivamente. Al igual que la primera temporada, se realizaron muestreos mensuales desde octubre 2016 a marzo 2017 y, posteriormente, en el mes de julio se desarrolló una campaña de invierno en las siete unidades experimentales. Por último, en la tercera temporada (octubre 2017-junio 2018) se realizaron muestreos mensuales en todas las unidades experimentales desde octubre de 2017 a marzo 2018 y finalmente en junio 2018 se realizó una campaña de invierno.

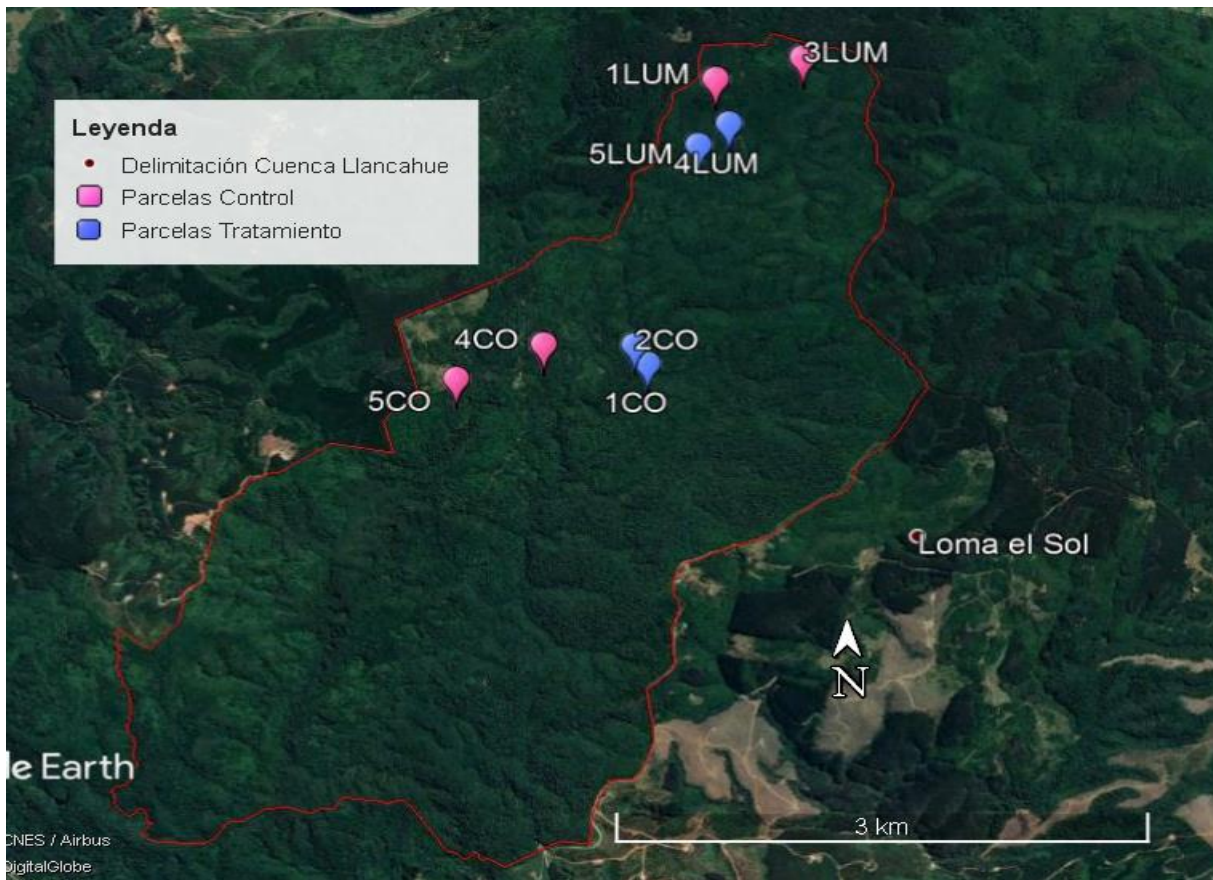


Figura 1. Localización de las parcelas experimentales control y manejadas.

3.3 Raleo de densidad variable (RDV)

El manejo de las parcelas experimentales (1CO, 2CO, 4LUM, 5LUM) consistió en la creación de ocho claros en el dosel (cuatro de 100 m² y cuatro de 300 m²), en los cuales el área se encuentra totalmente descubierta. Además, se delimitaron ocho áreas de reserva: cuatro de 100 m² y cuatro de 300 m², en las cuales no se aplicó ningún tipo de manejo. El porcentaje restante de la parcela fue manejada con raleos de restauración, con el objetivo reducir el área basal y la densidad de las especies pioneras (estrato dominante, co-dominante). Del mismo modo, cada 10 o 20 árboles dominantes se anilló uno para la creación de árboles muertos en pie, donde se seleccionaron especies intolerantes y/o semitolerantes a la sombra de más de 30 cm de diámetro de altura de pecho (DAP). Adicionalmente se voltearon algunos árboles de estas dimensiones para formar parte del material leñoso muerto sobre el suelo.

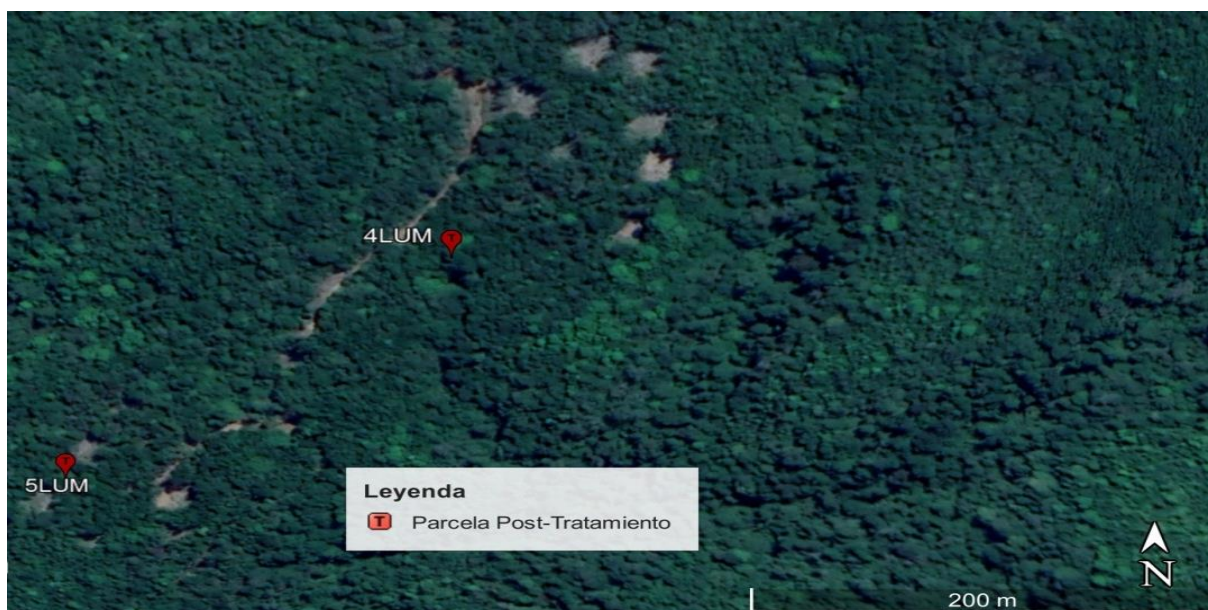


Figura 2. Detalle de las parcelas experimentales 4LUM y 5 LUM luego de aplicar el Raleo de Densidad Variable.

3.4 Caracterización del bosque

3.4.1 Parámetros forestales

Para la situación pre-manejo en las parcelas se midieron todos los árboles (vivos o muertos) que superaran los 5 cm de DAP y fueron pintados con una circunferencia a 1,3 m de altura, donde a cada árbol se le asignó un número correlativo. Cuando varios árboles pertenecían al mismo tocón (mismo individuo), se ordenaron con un código compuesto por el número del árbol de mayor diámetro de dicho grupo, acompañado de una letra comenzando desde A y continuando con las demás letras hasta completar el número total de individuos de ese grupo. Se estimó la densidad, el diámetro y el área basal promedio total en cada una de las parcelas. Para la situación post-manejo todos los parámetros se volvieron a medir en cada una de las unidades experimentales.

3.4.2 Cobertura de sotobosque

Dentro de cada parcela se instalaron subunidades circulares de $2m^2$ para el muestreo de regeneración (Figura 3), donde cada una de ellas fue establecida con un tubo de PVC hidráulico de 25 mm y 75 cm de alto que marca el centro. En cada subunidad se registraron las especies arbóreas,

arbustivas y herbáceas, además del tipo de sustrato. Las especies arbóreas y arbustivas fueron contabilizadas según categoría de altura (5 - <50; 50 - <100; 100 - <200 y >200 metros) y conjuntamente se registró la vigorosidad de cada individuo (alta, media, baja). En el caso de las especies herbáceas se estimó su cobertura mediante la clasificación de Braun Blanquet (Anexo 1). Las categorías utilizadas para registrar el tipo de sustrato fueron “M” para suelo mineral, “H” para hojarasca, “D” para material en descomposición y “O” para otro tipo de sustrato. El muestreo en las parcelas control (1LUM, 3LUM, 4CO y 5CO) fue sistemático, por lo que se instaló un número fijo de 100 subunidades en cada una (Figura 3).

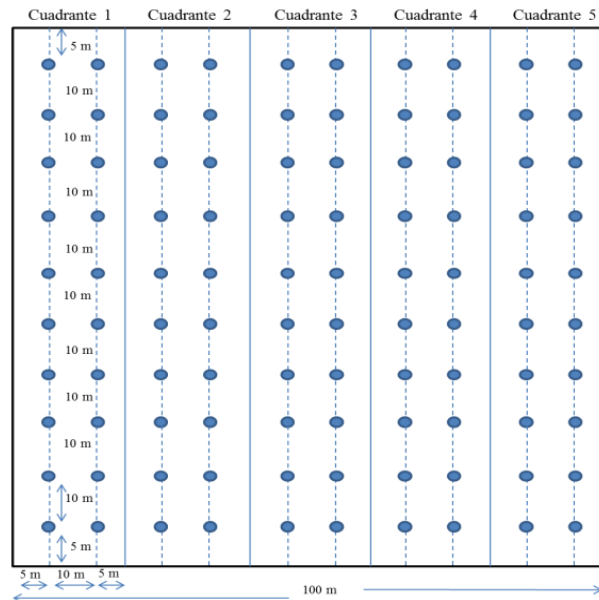


Figura 3. Distribución de subunidades de muestreo de regeneración en parcelas control.

En el caso de las parcelas manejadas (1CO, 2CO, 4LUM y 5LUM) el muestreo fue diferido. Como el RDV contempla raleo ecológico (matriz), claros (chicos y grandes) y reservas (chicas y grandes) (Figura 4) cada uno de estos sectores fue muestreado con una metodología distinta. En la matriz (con raleo ecológico) se llevó a cabo un muestreo sistemático, siguiendo la misma metodología que las parcelas control; Sin embargo, cuando el transecto era interrumpido por un claro o reserva, este se continuaba luego del claro o reserva (Figura 4). Los claros y las reservas se muestrearon mediante transectos en dirección norte-sur ubicados en el centro (aproximado) de cada uno. En claros y reservas grandes se establecieron 9 subunidades distanciadas a 5 m una de la otra, mientras que en claros y reservas chicas se establecieron 7 subunidades distancias a 3 m una de la otra (Anexo 2). En claros y reservas se dejaron al menos 2 subunidades fuera de los límites (es decir dentro de la matriz) con el propósito de complementar el muestreo de la matriz. Cabe destacar que, debido a que el

establecimiento de claros y reservas fue aleatorio dentro de cada unidad, el número de subunidades instaladas y muestreadas en la matriz no fue el mismo en todas las unidades. Por otro lado, como las unidades de muestreo no tienen la misma orientación, el número de subunidades instaladas y muestreadas en claros y reservas también fue variable.

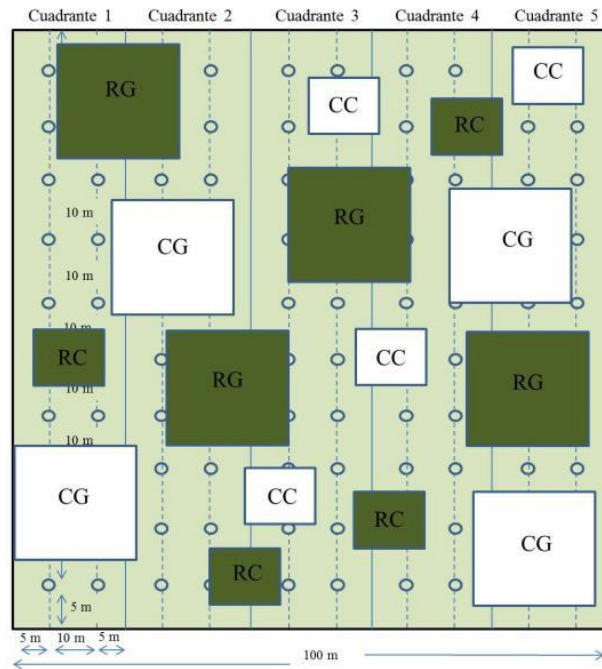


Figura 4. Esquema de la distribución de muestreo de matriz y ejemplo de distribución de claros y reservas. CG: Claro grande; CC: Claro chico; RG: Reserva grande; RC: Reserva chica.

Como se mencionó anteriormente el número de subunidades destinadas a la medición de la regeneración no fue el mismo en todas las unidades manejadas. La cantidad de subunidades establecidas se detalla a continuación en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Número de subunidades instaladas en cada unidad de muestreo.

Parcela	Tratamiento	Nº de subunidades	CC	CG	RC	RG	Matriz
1LUM	Control	100	-	-	-	-	-
3LUM	Control	100	-	-	-	-	-
4LUM	RDV	173	14	12	10	16	121
5LUM	RDV	171	16	15	17	15	108
1CO	RDV	179	19	17	18	19	106
2CO	RDV	176	15	15	18	14	114
4CO	Control	100	-	-	-	-	-
5CO	Control	100	-	-	-	-	-

3.5 Diseño de muestreo

El muestreo de captura-marcaje y recaptura ha sido ampliamente usado por muchos años en el estudio de poblaciones naturales y representa un mecanismo útil para estimar los componentes de la dinámica poblacional de las aves (Pollock 1974). Consiste en muestrear dos o más veces la población en estudio, donde a cada individuo capturado se le asigna una marca única (alfanumérica). Todos los individuos son liberados a su medio (Lebreton 1992). Si posteriormente se recaptura, se registra su marca individual. El modelo Jolly-Seber (JS) se emplea para este tipo de muestreos en poblaciones abiertas, por lo que es posible estimar tasas de supervivencia aparente, tamaños poblacionales, tasas de capturas y número de nuevos individuos (Pledger *et al.* 2003). Este modelo se basa en los siguientes supuestos: i) todos los animales (marcados o no marcados) tienen la misma probabilidad de captura en cada muestreo; ii) todos los animales vivos al comienzo de un período, tienen la misma probabilidad de sobrevivir; iii) los animales muestreados no pierden su marca y, si estos se recapturan, se registra su identificación; iv) el tiempo invertido en el muestreo ocupa un corto período (Pollock 1974, Pledger *et al.* 2003). Se postula que no habrá movimiento de los individuos entre las distintas parcelas experimentales debido a que muchas de las aves que habitan el bosque templado son altamente territoriales, conducta que se intensifica en época reproductiva (Willson *et al.* 2014, Couve *et al.* 2016), lo que coincide con los períodos de muestreo. De cualquier modo, la recaptura de individuos previamente marcados indicará finalmente el grado de fidelidad a un territorio para las distintas especies analizadas.

3.5.1 Capturas de aves

Para las capturas de aves se utilizó el sistema de redes de niebla. En cada parcela se instalaron seis redes de 9 m de longitud a la espera de atrapar individuos en vuelo. Las redes tienen una altura de 2,5 m y están fabricadas por una malla muy fina, donde la vegetación de fondo permite que su presencia pase desapercibida por las aves. Además su instalación se llevó a cabo en lugares más bien sombríos. La apertura de las redes ocurrió, a más tardar, una hora después del amanecer, período que coincide con la mayor actividad de la avifauna (Ralph *et al.* 2004). El esfuerzo de muestreo consistió en 5 horas por día, monitoreando el estado de las redes a través de revisiones periódicas cada 30 minutos (siguiendo el protocolo de la Resolución SAG correspondiente; ver debajo), manteniendo así un esfuerzo constante

de muestreo. Cada individuo capturado fue extraído de la red y se procedió a la toma de datos en una ficha normalizada. Se identificó la especie, se determinó su edad (adulto-juvenil) por las características del plumaje y, en el caso de presentar dimorfismo sexual aparente, se anotó el sexo. Posteriormente se tomaron medidas biométricas de cada individuo. Se marcaron individualmente utilizando anillos de metal proporcionados por el SAG bajo la Resolución 6239/2015 (Responsable: Dr. Juan G. Navedo).

3.5.2 Obtención de muestras de sangre

De acuerdo a los criterios de colección de muestras de sangre en aves, se recomienda que por cada evento de extracción no superar el 10% del volumen sanguíneo circundante (1% masa corporal del ave), es decir, para un individuo que pesa 50 g, la cantidad máxima de sangre consta de 7 a 8 microcapilares (75 μ l c/u). Este enfoque más conservador proporciona una medida de seguridad para las aves que se estudian en la naturaleza, puesto que después de la liberación éstas deben ser capaces de alimentarse y escapar de depredadores (Fair *et al.* 2010, Owen 2011). A cada individuo previamente anillado se le realizó una punción en la vena braquial con una aguja 25G; inmediatamente después de que comience a salir sangre, ésta se recolectó en tubos de microcapilar de acuerdo al volumen de sangre recomendable. Una vez obtenida la muestra, se coloca un pequeño trozo de algodón en la zona de la punción, presionando el ala levemente contra el cuerpo para facilitar la coagulación, corroborando la detención del sangrado en breves minutos extendiendo el ala para, posteriormente, liberar el ave a su medio (Owen 2011).

De cada individuo sangrado se obtuvo una muestra para frotis y otra para análisis genético (10 - 50 μ l), esta última fue almacenada en un tubo Eppendorf de 1 ml con etanol (96%). A las aves que les fue posible extraer más de un microcapilar (> 7,5 g), se colectó una muestra de sangre para analizar concentraciones de metabolitos plasmáticos (150 – 300 μ l). La sangre extraída se almacenó en un tubo heparinizado de 0,5 ml, refrigerado en campo y posteriormente, en un período no mayor a 4 horas desde la toma de la muestra, trasladada al Laboratorio de Patología Clínica Veterinaria del Hospital Veterinario de la Universidad Austral de Chile. Allí se centrifugó durante 10 minutos a 10.000 rpm, para finalmente ser congelada a -20°C para obtener el plasma sanguíneo con el perfil de β -OH-butirato. Cabe destacar que se registró la hora de sangrado de cada individuo para posteriormente controlar la potencial incidencia del paso del tiempo en los resultados del laboratorio (Owen 2011, Smith *et al.* 2015).

3.5.3 Probabilidad de recaptura

Se estimó la probabilidad de recaptura de cada especie como una medida de supervivencia anual aparente, utilizando el número de capturas de cada temporada y la cantidad de recapturas en las temporadas siguientes. Con estos datos se ordenó una matriz “m-array”. Donde R_i corresponde al número de individuos liberados en cada temporada, y m_{jk} a la cantidad de individuos liberados en j temporada que se han recapturado en k temporada (Cuadro 2). Con estos parámetros se determinó la tasa de recaptura por especie calculando el cociente entre las recapturas de una temporada m_{jk} y el número de aves liberadas R_i de un año al otro. Donde **p1** corresponde al promedio entre probabilidad de recaptura T1-T2 y T2-T3. Mientras que **p2** es tasa de recaptura dos años más tarde, es decir, probabilidad de recaptura T1-T3. Cabe mencionar, que las aves recapturadas en la misma temporada en la que fueron anilladas no se contabilizaron como recapturas en esta matriz para no sobreestimar este parámetro.

Cuadro 2. Matriz “m-array”

Ocasión captura j	Ocasión recaptura k				
	R	2	3	...	n+1
1	R_1	m_{12}	m_{13}	...	$m_{1(n+1)}$
2	R_2		m_{23}	...	$m_{2(n+1)}$
...					...
N	R_{n-1}			$m_{n(n+1)}$

3.5.4 Índices de biodiversidad

Se analizó la estructura de las comunidades de aves de cada bosque mediante índices de diversidad. El índice de diversidad de Simpson, hace referencia a la dominancia. Determina la proporción de individuos de cada especie que contribuye a la muestra, en este caso la proporción de “**Pi**” para la especie “**i**”. Mientras que, el índice de diversidad de Shannon-Wiener, hace énfasis a la equidad, dado que incluye en su cálculo cuán uniformes se encuentran las especies en el área evaluada (Begon *et al.* 2006).

$$\text{Índice de Shannon – Wiener, } H = - \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i$$

$$\text{Índice de Simpson, } D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$$

Donde **S** corresponde al número total de especies en la comunidad.

3.6 Índice de masa escalado de la condición corporal

Previamente, los dos anilladores principales en este estudio realizaron medidas morfométricas de forma simultánea a 27 individuos de distintas especies, con el objetivo de estimar un factor de corrección para poder comparar todas las mediciones. En vista que se trataban de individuos de especies distintas que contaban con mediciones relacionadas, los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad e independencia de las muestras. Por ello, se aplicó la prueba de rangos con signos de Wilcoxon, no detectando diferencias significativas entre ambos investigadores en las mediciones de la longitud del ala plegada ($V = 77$; $p = 0,292$), longitud del tarso ($V = 224$; $p = 0,097$) y la longitud total del pico a la base del cráneo ($V = 14$; $p = 0,575$), respectivamente. Posteriormente, se descartaron de la base de datos los individuos juveniles e inmaduros, así como las aves recapturadas, para comparar el índice de masa escalado entre individuos de la misma clase etaria y cumplir con la independencia entre las mediciones.

Para cada especie se estimó el índice de masa escalado “**SMI**” de la condición corporal siguiendo la metodología propuesta por Peig y Green (2009).

$$\hat{M}_i = M_i \left[\frac{L_0}{L_i} \right]^{b_{SMA}}$$

Donde M_i y L_i son la masa corporal y una medida lineal del cuerpo de un individuo de la misma clase etaria (p.ej. juveniles, inmaduros, adultos); b_{SMA} es el exponente de escalamiento calculado por el eje mayor estándar (SMA) de la regresión de M sobre L ; L_0 es la media de L ; y \hat{M}_i es la masa corporal predicha para el individuo i cuando la medida lineal del cuerpo se estandarizó a L_0 .

Para cada especie se determinó la variable morfométrica L_i que representa mejor la fracción de masa M_i asociada al tamaño estructural del cuerpo del ave. Para ello, se realizó un análisis de correlación entre cada medida morfométrica y el peso del ave (cor function in R versión 2.14.1; R Development Core Team, 2012). Se examinaron tres medidas anatómicas; longitud del tarso, longitud total del pico a la base del cráneo y el largo del ala plegada. Las variables fueron transformadas a su logaritmo y se corroboró su normalidad mediante la prueba Shapiro-Wilk. Para el análisis se utilizó el

coeficiente de correlación de Pearson; no obstante, si las variables no presentaban una distribución normal se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman. Para el Fío-Fío (*Elaenia albiceps*) la variable con mayor correlación fue la longitud del tarso ($n = 96$; $r = 0,28$; $p < 0,005$), mientras que para el Rayadito (*Aphrastura spinicauda*) fue la longitud total del pico a la base del cráneo ($n = 74$; $r = 0,57$; $p < 0,001$); no obstante para hacer replicable este índice con la misma especie en otra investigación se seleccionó finalmente la longitud del tarso ($n = 78$; $r = 0,45$; $p < 0,001$). Para el Zorzal Común (*Turdus falcklandii*) no se encontraron correlaciones significativas entre ninguna de las medidas anatómicas y el peso del ave (Anexo 3).

Una vez obtenida la variable **L** para cada especie, se procedió a graficar su relación con la masa **M** (Anexo 4). Posteriormente se transformaron las variables a logaritmo natural (Anexo 5) para linearizar la ecuación ($\ln M = \ln a + b \ln L$) y estimar el exponente de escalamiento b_{SMA} , a partir del cociente entre la pendiente de la recta de la regresión y el coeficiente de correlación de Pearson de la recta ajustada. Por último, se calculó el valor de **L₀** y se estimó el índice de masa escalado para los individuos de las especies analizadas. Los nombres comunes de las aves mencionadas en esta investigación se extrajeron de la Guía de campo: “Aves de Chile, sus Islas Oceánicas y Península Antártica” (Couve *et al.* 2016).

3.7 Sexaje molecular

Se emplearon métodos moleculares para el sexaje de individuos adultos de tres especies que estructuran las comunidades de aves passeriformes en el bosque templado; el Fío-Fío, el Rayadito y el Zorzal Común. Las dos primeras no presentan dimorfismo sexual aparente; sin embargo, el macho del Zorzal Común evidencia una coloración más oscura en la corona como también manchas más notorias en la garganta que hacen relativamente sencillo el sexaje fenotípico en terreno (Couve *et al.* 2016). De cada muestra obtenida en terreno se separó una sub-muestra para extracción de ADN usando el kit comercial (E.Z.N.A. Tissue DNA Kit Quick Guide, OMEGA biotek). Se aplicó el protocolo propuesto por Han *et al.* (2009) para el sexaje de los individuos. Este método ha sido validado para 12 órdenes de aves, incluyendo passeriformes. Se realizó la extracción de ADN para, posteriormente, usar reacciones de polimerasa en cadena (PCR) empleando los primers P0, P2 y P8 para la amplificación del gen CHD-W. El producto del PCR fue separado mediante electroforesis a 80V durante 50 min en 2% de gel agarosa y teñido con bromuro de etidio para la visualización de las bandas bajo luz ultravioleta. Los machos “M” se identificaron por la presencia de una sola banda proveniente de la amplificación de los

cromosomas Z, mientras que las hembras “H” mostraron dos bandas correspondientes a los cromosomas W y Z (Figura 5).

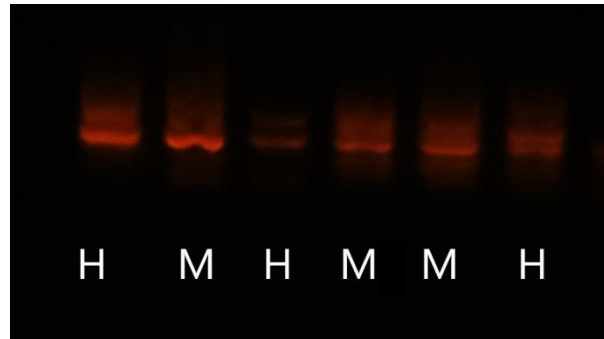


Figura 5. Visualización de las bandas bajo luz ultravioleta para el sexaje molecular de los individuos.

3.8 Diseño experimental

El diseño experimental previamente contemplado no se logró llevar a cabo a cabalidad debido a las limitaciones logísticas presentadas durante la primera temporada de muestreo. La dificultad para acceder a la totalidad de las parcelas y la duración de las faenas, generó un limitado tamaño muestral en las parcelas “pre-manejo”. Por lo anteriormente mencionado, se decidió no incorporar las capturas de esta temporada para cumplir con el objetivo general de la investigación. Por consiguiente, a causa del reducido número de capturas se decidió no incorporar la variable “temporada” en los análisis, por lo que la segunda y tercera temporada se analizaron de forma independiente.

3.9 Análisis estadísticos

Se realizó un análisis de varianza para explorar diferencias en la densidad arbórea por grupo funcional dentro de las sub-unidades en las parcelas manejadas de ambos bosques. Se consideraron como variables predictoras categóricas la sub-ubicación (CC: Claros Chicos; CG: Claros Grande; M: Matriz; RC: Reserva Chica; RG: Reserva Grande) y el año (2016, 2017). Se evaluaron los supuestos de homogeneidad de varianzas y normalidad de los datos. Posteriormente, se aplicó una prueba post-hoc Tukey HSD para detectar entre qué sub-unidades ocurrieron las diferencias.

Se ejecutó una prueba T de Student para evaluar diferencias en los índices de diversidad de Shannon-Wiener (H') entre las comunidades de aves de los bosques estudiados. Para ello se utilizó la fórmula propuesta por Hutcheson (1970), desarrollada posteriormente por Zar (2006):

$$t = \frac{H' \text{Lumanto} - H' \text{Coihue}}{\sqrt{\text{Var Lumanto} + \text{Var Coihue}}}$$

La varianza del índice de diversidad de cada bosque se calculó de la siguiente forma:

$$\text{Var} = \frac{\sum fi \cdot \log(fi)^2 - ((\sum fi \cdot \log(fi))^2 / N)}{N^2}$$

donde “fi” corresponde al número de individuos de cada especie “i” y “N” al número total de capturas por bosque.

Los grados de libertad “g.l” para calcular el valor t tabulado, con un $\alpha = 0,05$ se empleó la siguiente fórmula:

$$g.l = \frac{(\text{Var Lumanto} + \text{Var Coihue})^2}{\frac{(\text{Var Lumanto})^2}{N \text{Lumanto}} + \frac{(\text{Var Coihue})^2}{N \text{Coihue}}}$$

Se llevó a cabo el sexaje molecular a todas las muestras de genética recolectadas durante las tres temporadas de muestreo: Primera temporada “T1” (n = 22); Segunda temporada “T2” (n = 58); Tercera temporada “T3” (n = 78). Se analizaron 73 muestras de Fío-Fío (T1: n = 9; T2: n = 17; T3: n = 47), 58 muestras de Rayadito (T1: n = 8; T2: n = 32; T3: n = 18) y 27 muestras de Zorzal Común (T1: n = 5; T2: n = 9; T3: n = 13). Posteriormente, se construyó una tabla de contingencia y se aplicó una prueba χ^2 para examinar la proporción de machos y hembras de las especies anteriormente mencionadas en las temporadas de muestreo. Del mismo modo, en este análisis se incluyó al Picaflor Chileno (T1: n = 33; T2: n = 75; T3: n = 44), el cual presenta dimorfismo sexual, por lo que no es necesario el sexaje molecular para esta especie. Sin embargo, cabe mencionar que una gran proporción de los picafloros capturados no fueron anillados. En este sentido, se debe tener precaución al momento de discutir los resultados obtenidos.

Se desarrolló un análisis de la varianza para detectar diferencias en el índice de condición corporal del Fío-Fío y el Rayadito entre los sitios control y tratamiento, de forma independiente en cada temporada de muestreo. Se consideraron como variables predictoras categóricas: tratamiento (control-tratamiento) y tipo de bosque (Lumanto-Coihue). Se evaluó el supuesto de normalidad de la variable respuesta, a través de visualización gráfica y se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk. Del mismo modo, para examinar la homogeneidad de varianzas entre los grupos, se empleó la prueba de Bartlett.

Para el Fío-Fío se realizó un análisis de correlación entre la concentración de β -OH-butirato en el plasma (BOHB) y la hora de sangrado (cor function in R versión 2.14.1; R Development Core Team, 2012). Como la concentración de BOHB no se ajustó a la distribución normal, se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman. No se detectó correlación entre la hora de sangrado y la concentración de BOHB ($n = 44$; $r = 0,09$; $p = 0,58$). Se aplicó la prueba de U-Mann Whitney para detectar diferencias en las concentraciones de BOHB entre parcelas control y manejadas, como también entre bosques en cada temporada de muestreo.

Se muestra el promedio como medida de tendencia central y la desviación estándar como medida de dispersión. Todos los análisis fueron desarrollados con los Software RStudio Versión 1.1.447 - © 2009-2018 y Microsoft Excel © 2010.

4. RESULTADOS

4.1 Caracterización del bosque

4.1.1 Parámetros forestales

En el bosque de Nothofagus las parcelas control y pre-tratamiento presentaron en promedio 2.116 individuos por hectárea, 68,9 m² de área basal y 20,6 cm de DMC. Luego de aplicar el tratamiento las parcelas manejadas experimentaron una reducción en la densidad de individuos y el área basal promedio (1.504 y 53,6 m² respectivamente), en cuanto al DMC promedio, éste incrementó levemente a 21,4 cm luego de un año del RDV. En el bosque mixto de siempreverde las parcelas control y pre-tratamiento presentaron en promedio 4.150 individuos por hectárea, 58,7 m² de área basal y 13,5 cm de DMC. Después de aplicar el RDV, las parcelas manejadas experimentaron una reducción en la densidad de individuos y en el área basal promedio (2.937 y 44,0 m² respectivamente). Por último el DMC promedio incrementó muy marginalmente comparado a la situación inicial (13,9 cm) (Cuadro 3 y 4).

Cuadro 3. Parámetros forestales de las parcelas control.

Parcela	Nº de árboles por ha	Área basal (m ²)	DMC (cm)
1LUM	4.453	53,82	12,4
3LUM	3.744	60,30	14,3
4CO	1.958	66,29	20,8
5CO	1.511	64,29	23,3

Cuadro 4. Parámetros forestales parcelas tratamiento.

Parcela	N° árboles por ha			Área basal (m ²)			DMC (cm)		
	Pre	Post	Δ	Pre	Post	Δ	Pre	Post	Δ
4LUM	3.890	2.667	1.223	59,2	44,1	15,1	13,9	14,5	-0,6
5LUM	4.513	3.208	1.305	61,6	43,9	17,7	13,2	13,2	0
1CO	2.593	1.565	1.028	72,2	52,9	19,3	18,8	20,8	-1,3
2CO	2.404	1.444	960	72,8	54,3	18,5	19,6	21,9	-2,2

4.1.2 Cobertura de sotobosque

La regeneración arbórea y la riqueza de especies que componen el sotobosque incrementaron luego de un año de aplicar el RDV en ambos tipos de bosque (Figuras 6-9). En el bosque mixto de siempreverde la densidad de plantas semitolerantes ($F = 16,067$; $p = 0,002$), tolerantes ($F = 5,249$; $p = 0,045$) e intolerantes ($F = 10,733$; $p = 0,008$) a la sombra aumentaron de forma significativa luego de un año de aplicar el manejo. Del mismo modo, la densidad de plantas tolerantes ($F = 4,293$; $p = 0,028$) e intolerantes ($F = 5,065$; $p = 0,017$) a la sombra presentaron diferencias significativas de acuerdo a la sub-ubicación dentro de la parcela. Mientras que las semitolerantes a la sombra mostraron diferencias en la interacción de acuerdo a la sub-ubicación y el año ($F = 5,897$; $p = 0,011$). La densidad de plantas semitolerantes a la sombra en los Claros Chicos CC presentó diferencias significativas luego del manejo (*Post-hoc Tukey HSD*, $p = 0,005$).

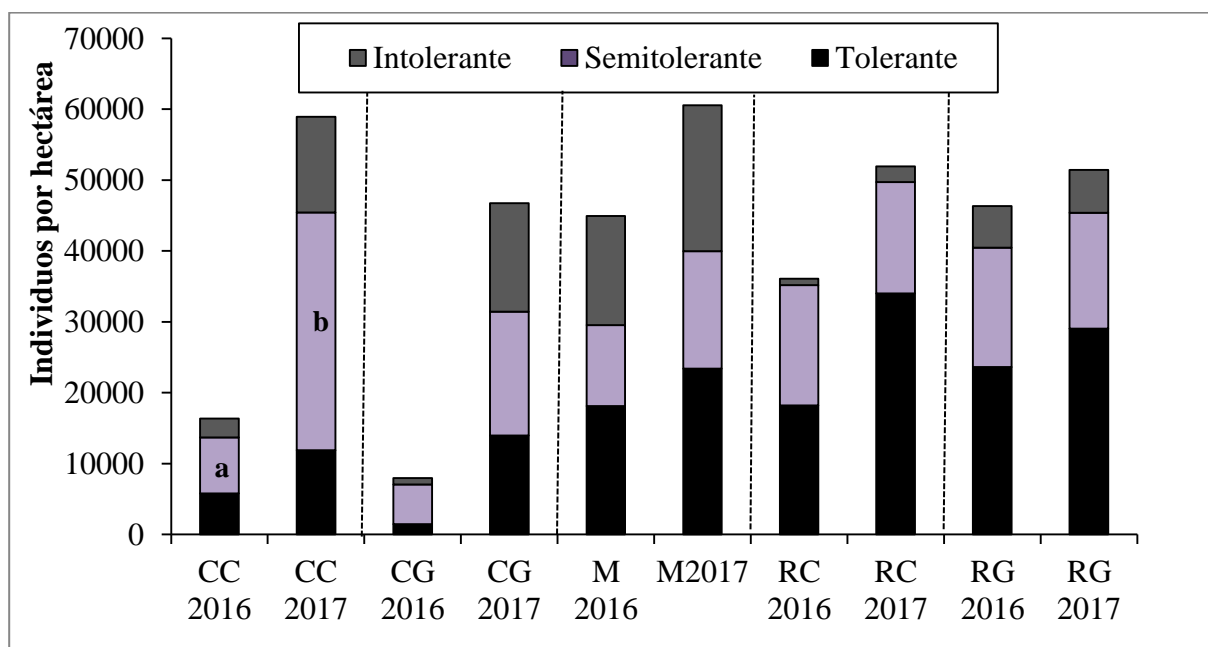


Figura 6. Densidad de la regeneración arbórea según su tolerancia a la sombra y sub-ubicación dentro de la unidad (CC: Claro Chico; CG: Claro Grande; M: Matriz; RC: Reserva Chica; RG: Reserva Grande) en el bosque mixto siempreverde sometido a raleo de densidad variable para los años 2016 y 2017. Letras distintas (**a** y **b**) muestran el resultado de la prueba Tukey HSD para indicar diferencias significativas en el cambio de la densidad por grupo funcional entre los años 2016 y 2017 ($p \leq 0,05$).

En el bosque de *Nothofagus* la densidad de plantas intolerantes ($F = 12,790$; $p = 0,005$), y semitolerantes ($F = 55,809$; $p < 0,001$) a la sombra presentaron diferencias significativas luego de un año de aplicar el manejo. Este último grupo funcional, mostró un efecto en la interacción entre el año y la sub-ubicación ($p = 0,036$). La densidad de plantas tolerantes a la sombra no evidenció diferencias significativas entre años ($F = 0,088$; $p = 0,772$), ni entre sub-ubicación dentro de la parcela ($F = 2,028$; $p = 0,166$). La regeneración arbórea en los Claros Grandes CG presentó diferencias significativas en la densidad de plantas intolerantes (*Post-hoc Tukey HSD*, $p = 0,036$), como en las semitolerantes (*Post-hoc Tukey HSD*, $p = 0,012$). Por último, los Claros Chicos CC solo mostraron diferencias significativas en la densidad de plantas semitolerantes a la sombra (*Post-hoc Tukey HSD*, $p = 0,006$). Las especies presentes y los grupos funcionales a los cuales pertenecen se encuentran en los Anexos 6 y 7.

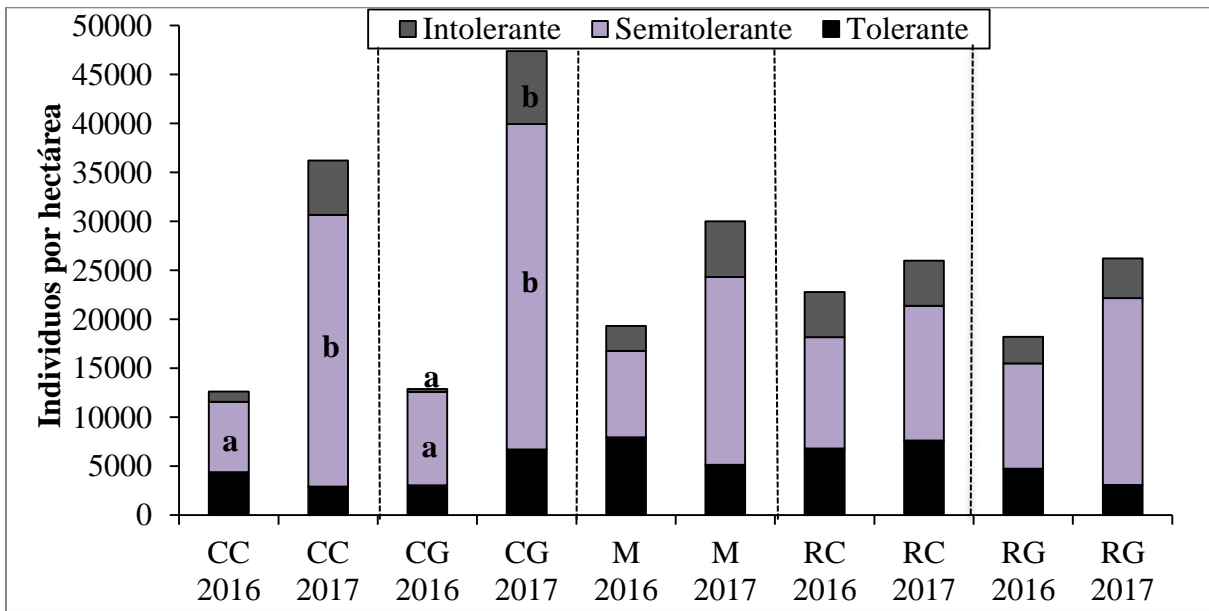


Figura 7. Densidad de la regeneración arbórea según su tolerancia a la sombra y sub-ubicación dentro de la unidad (CC: Claro Chico; CG: Claro Grande; M: Matriz; RC: Reserva Chica; RG: Reserva Grande) en el bosque de *Nothofagus* sometido a raleo de densidad variable para los años 2016 y 2017.

Letras distintas (**a** y **b**) muestran el resultado de la prueba Tukey HSD para indicar diferencias significativas en el cambio de la densidad por grupo funcional entre los años 2016 y 2017 ($p \leq 0,05$).

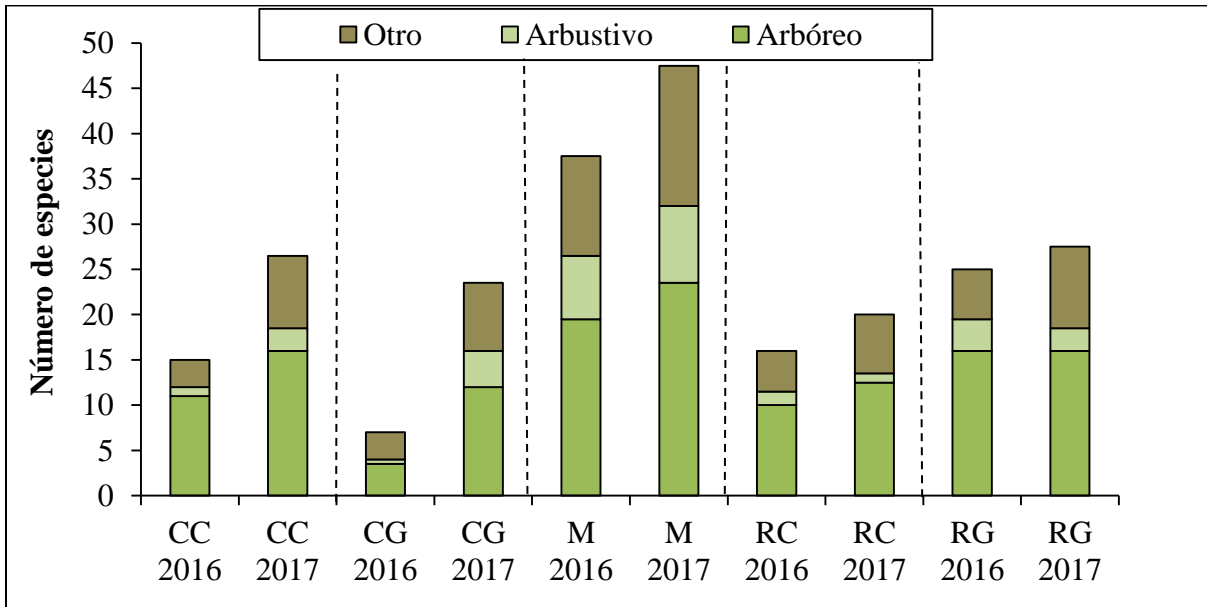


Figura 8. Riqueza de especies del sotobosque por hábito de crecimiento (arbóreo, arbustivo, otro) en cada sub-ubicación de las parcelas manejadas del bosque mixto de siempreverde entre los años 2016 y 2017. Otro: rastreras, epífitas y lianas.

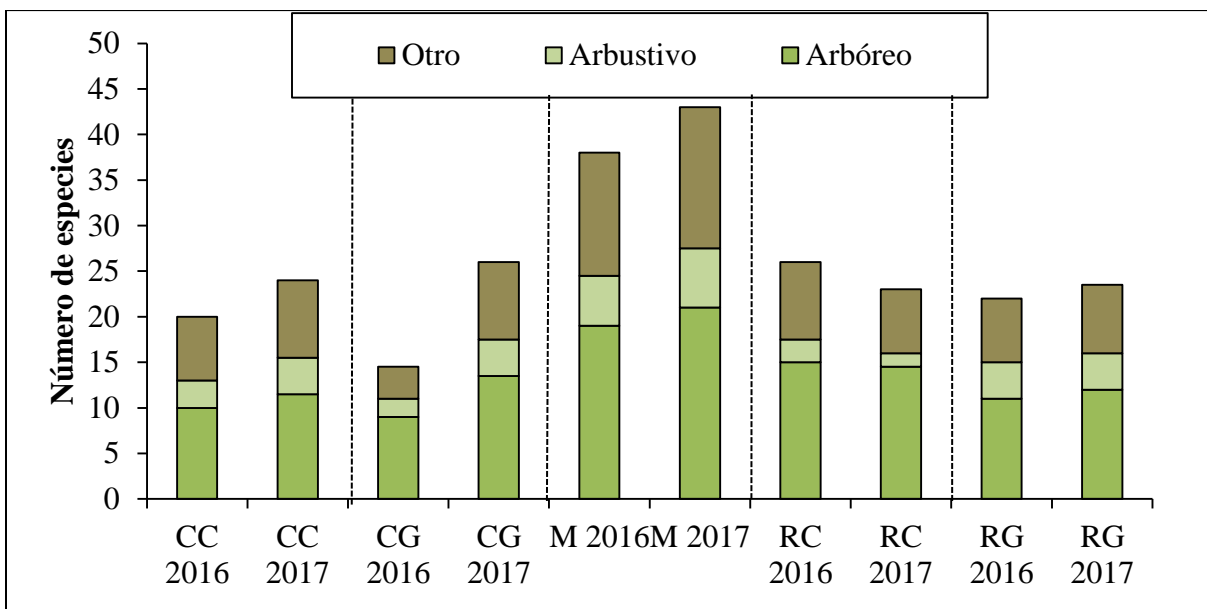


Figura 9. Riqueza de especies del sotobosque por hábito de crecimiento (arbóreo, arbustivo, otro) en cada sub-ubicación de las parcelas manejadas del bosque de *Nothofagus* entre los años 2016 y 2017. Otro: rastreras, epífitas y lianas.

4.2 Capturas de aves

En el bosque de *Nothofagus* se capturaron un total de 266 individuos pertenecientes a 12 especies de aves a lo largo de las tres temporadas. La especie más abundante fue el Picaflor Chileno en los tres periodos ($n = 135$), seguido por el Rayadito ($n = 52$) y el Fío-Fío ($n = 42$). Los índices de biodiversidad de Simpson y de Shannon-Wiener en este tipo de bosque alcanzaron un promedio de 0,67 y 2,12 respectivamente. Por su parte, en el bosque mixto de siempreverde se capturaron un total de 240 individuos pertenecientes a 9 especies de aves a lo largo de las tres temporadas. El Fío-Fío ($n = 29$) y el Picaflor Chileno ($n = 19$) fueron las especies más abundantes en las capturas de la primera temporada “T1”, mientras que en la segunda y tercera temporada “T2 y T3” fueron el Picaflor Chileno ($n = 66$), el Fío-Fío ($n = 53$) y el Rayadito ($n = 53$). Los índices de biodiversidad Simpson y de Shannon-Wiener en este tipo de bosque registraron un promedio de 0,72 y 2,08 respectivamente. En este sentido, la diversidad de las comunidades de aves en ambos bosques no presentaron diferencias significativas $p(t \leq t_{n,\alpha}) = p(-0,03 < 1,65)$ (Anexo 8).

El número de capturas fue variable entre temporadas en ambos sitios. No obstante, la eficiencia promedio de captura (n° de individuos por hora) no presentó diferencias entre el bosque de *Nothofagus* ($0,34 \pm 0,20$) respecto al bosque mixto de siempreverde ($0,34 \pm 0,15$). Las especies capturadas con mayor frecuencia fueron el Picaflor Chileno, el Rayadito y el Fío-Fío en ambos tipos de bosque durante las temporadas estudiadas. Las capturas ocasionales se agruparon en el ítem “otras especies”, categoría conformada por el Chucao (*Scelorchilus rubecula*), Cometocino Patagónico (*Phrygilus gayi*), Diucón (*Xolmis pyrope*), Tórtola Común (*Zenaida auriculata*), Viudita (*Colorhamphus parvirostris*), Churrín del Sur (*Scytalopus magellanicus*), Comesebo Grande (*Pygarrhichas albogularis*), Cachudito Común (*Anairetes parulus*), Chincol (*Zonotrichia capensis*), Chuncho Común (*Glaucidium nana*) y Colilarga (*Sylviorthorhynchus desmursii*) (Figura 10).

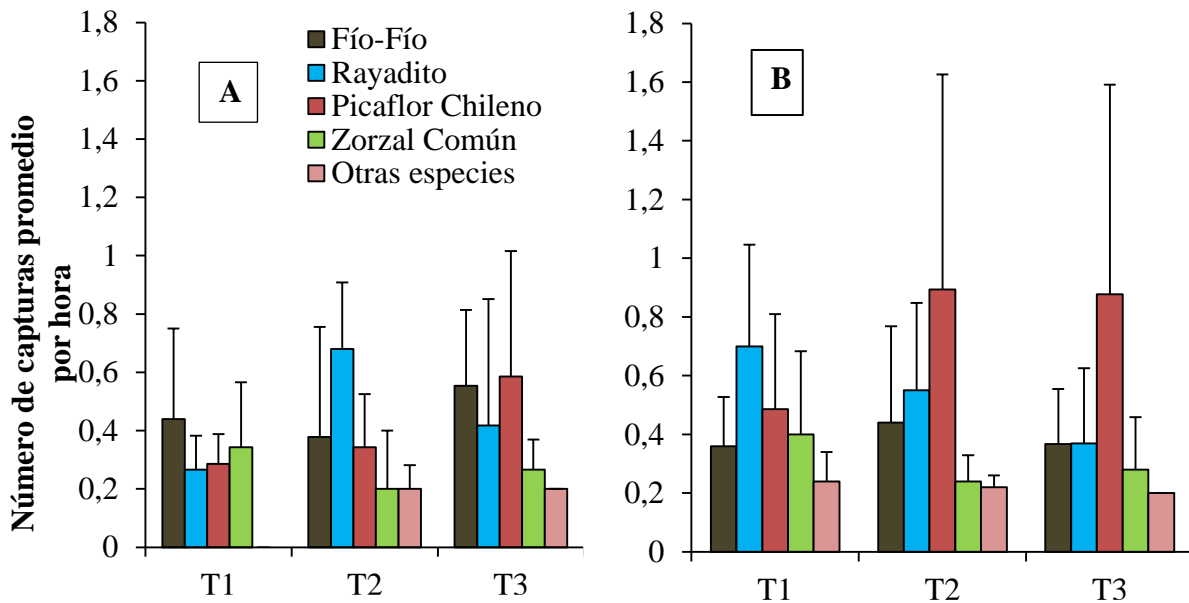


Figura 10. Número de capturas (promedio por hora) en el bosque mixto de siempreverde (A) y en el bosque de *Nothofagus* (B) en las tres temporadas de muestreo. Las barras de error muestran la desviación estándar.

4.2.1 Probabilidad de recaptura

Durante las tres temporadas de muestreo no se recapturó ningún ejemplar en una parcela distinta a donde fue capturado por primera vez. En este sentido, la probabilidad de recaptura anual se determinó para todas las especies modelo, a excepción del Picaflor Chileno, el cual no fue posible marcar con anillas metálicas durante la mayor parte del proyecto (Cuadro 5). Respecto a la tasa de recaptura, alrededor del 10% de los individuos liberados fueron recapturados al año siguiente, mientras que cerca del 5% de los individuos liberados se recapturaron dos años más tarde (Cuadro 6).

Cuadro 5. Matriz “m-array” para el Fío-Fío, el Rayadito y el Zorzal Común.

Fío-Fío		<i>Ocasión recaptura</i>		
<i>Ocasión liberación</i>	Ri	2	3	
1	38	1	0	
2	28		4	
3	58			

Rayadito		<i>Ocasión recaptura</i>		
<i>Ocasión liberación</i>	Ri	2	3	
1	18	0	1	

	2	39	3
	3	30	
Zorzal Común	Ocasión	recaptura	
Ocasión liberación	Ri	2	3
1	19	2	1
2	12		1
3	15		

Cuadro 6. Tasa de recaptura anual de las especies modelo. **P1** corresponde al promedio entre la tasa de recaptura de la temporada 1-2 y 2-3; **P2** corresponde a la tasa de recaptura entre las temporadas 1-3.

Especie	P1	P2
Fío-Fío	0,09	0
Rayadito	0,08	0,06
Zorzal Común	0,09	0,05

4.2.2 Balance de sexos

El sexaje molecular de las especies analizadas reveló una mayor proporción de machos adultos en las capturas durante las tres temporadas de muestreo para el Fío-Fío (>60%) y el Rayadito (>70%). Por su parte se registró una proporción de hembras de Zorzal Común mayor en la primera temporada (80%) en comparación con las temporadas posteriores, donde la proporción de machos fue >58%. Por último, las capturas de Picaflor Chileno revelaron una mayor proporción de hembras adultas en las tres temporadas de muestreo (>60%) (Figura 11). No obstante, dado que los picaflores no se pudieron marcar individualmente, no se puede descartar que estos resultados puedan ser producto de sucesivas recapturas de los mismos individuos, por lo que habría que tomar con cautela las inferencias ecológicas relacionadas con esta ave. A pesar de que todas las especies presentaron un sesgo aparente en la proporción de sexos en las tres temporadas de muestreo, las diferencias no fueron estadísticamente significativas: Fío-Fío ($\chi^2 = 2,35$; $p = 0,31$); Rayadito ($\chi^2 = 2,96$; $p = 0,23$); Zorzal Común ($\chi^2 = 3,35$; $p = 0,19$).

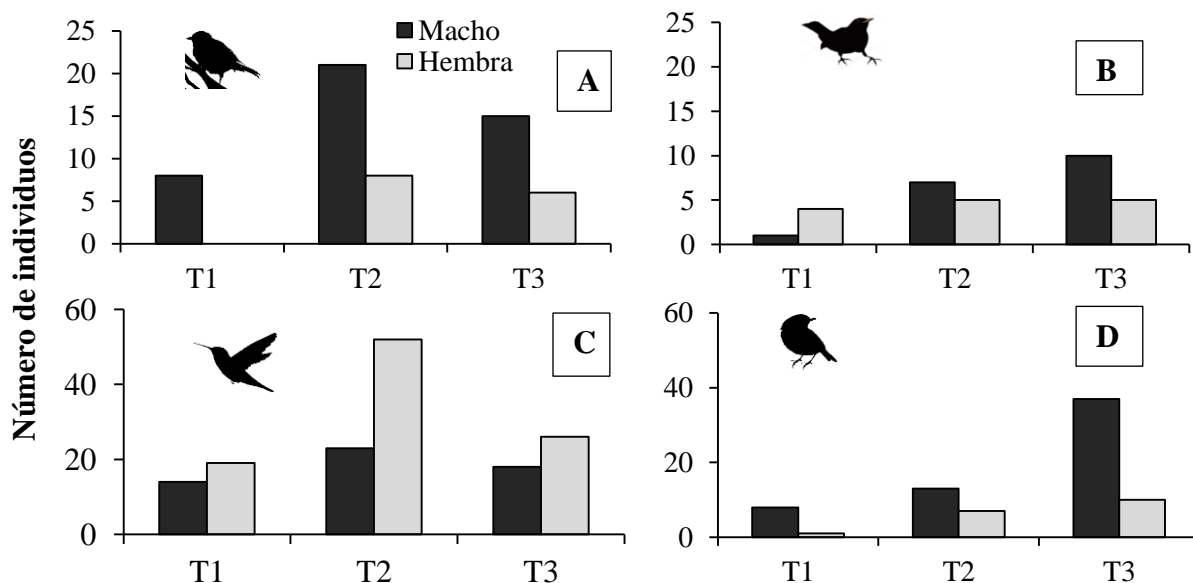


Figura 11. Balance en la proporción de sexos en las capturas de cuatro especies que componen las comunidades de aves en el bosque templado: A Rayadito; B Zorzal Común; C Picaflor Chileno*; D: Fío-Fío. Nótese la diferente escala para las gráficas A-B y C-D. (* Consultar el texto).

4.3 Condición corporal

4.3.1 Fío-Fío

La condición corporal del Fío-Fío, en base al SMI fue significativamente menor en las parcelas manejadas respecto a las parcelas control en la segunda temporada ($F = 4,822$; $p = 0,039$) (Figura 12), mientras que las concentraciones de BOHB no presentaron diferencias significativas asociadas al manejo ($W = 22$; $p = 0,33$). Posteriormente, en la tercera temporada, no se detectaron diferencias significativas en la condición corporal de los individuos entre las parcelas control y las manejadas ($F = 0,515$; $p = 0,477$), ni en la concentración de BOHB en plasma ($W = 27$; $p = 0,59$) (Anexo 9).

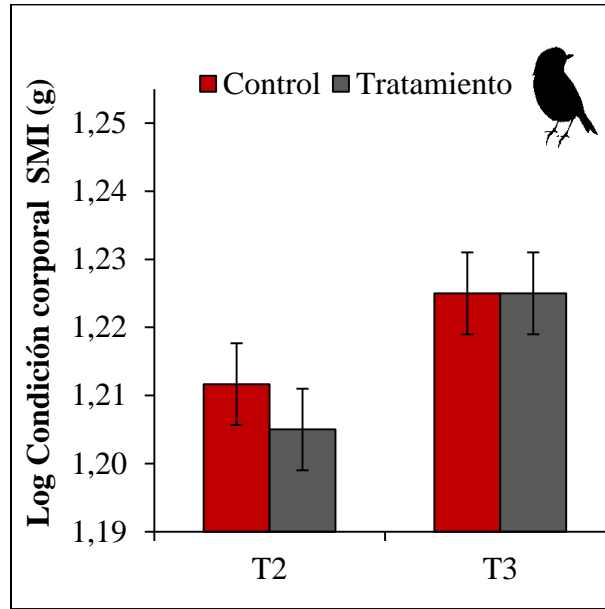


Figura 12. Condición corporal (log SMI) del Fío-Fío entre las parcelas control y las manejadas (tratamiento) en la segunda y tercera temporada de muestreo (T2 – T3). Las barras de error muestran la desviación estándar de los datos.

Las aves del bosque mixto siempreverde presentaron una condición corporal significativamente mayor a las del bosque de *Nothofagus* durante la segunda temporada de muestreo ($F = 1,721$; $p = 0,023$) (Figura 13A). En paralelo, las concentraciones de BOHB fueron más elevadas en el bosque de *Nothofagus*, aunque las diferencias fueron solo marginalmente significativas ($W = 24$, $p = 0,07$) (Figura 13B). Para la tercera temporada, no se detectaron diferencias significativas en la condición corporal del Fío-Fío entre bosques ($F = 0,221$; $p = 0,641$) (Anexo 10).

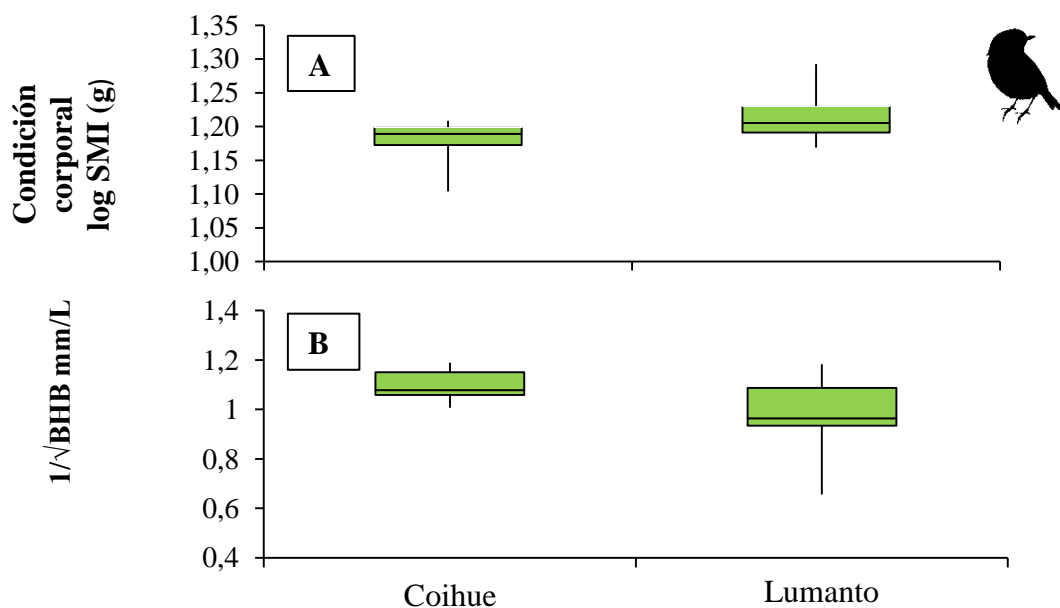


Figura 13. (A) Condición corporal (log SMI) y (B) concentración de β -OH-butirato ($1/\sqrt{\text{BHB}}$) del Fío-Fío en el bosque de *Nothofagus* (Coihue) y bosque mixto de siempreverde (Lumanto) durante la segunda temporada de muestreo. Las barras de error muestran la desviación estándar.

4.3.2 Rayadito

La condición corporal de los Rayaditos fue similar entre las parcelas control y las manejadas tanto en la segunda ($F = 1,732$; $p = 0,198$) como en la tercera temporada ($F = 0,002$; $p = 0,964$) (Anexo 11, Figura 14).

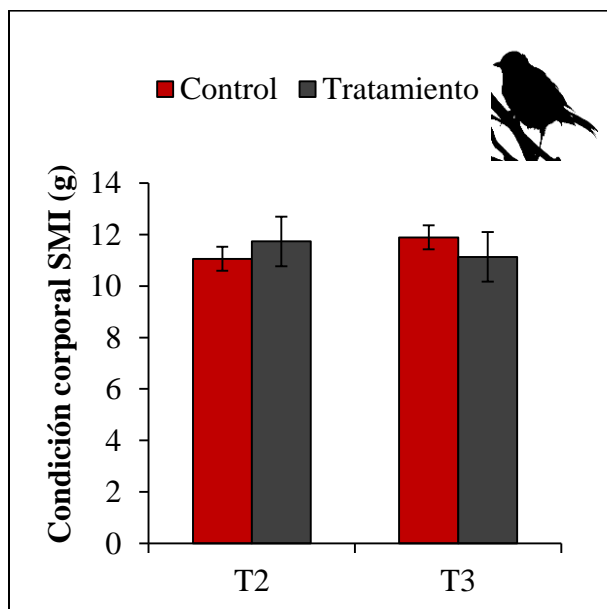


Figura 14. Condición corporal (SMI g) del Rayadito entre las parcelas control y manejadas (tratamiento) en la segunda y tercera temporada de muestreo. Las barras de error muestran la desviación estándar de los datos.

Durante la segunda temporada de muestreo, los rayaditos del bosque de Nothofagus presentaron mejor condición corporal (marginamente significativa) que las del bosque mixto de siempreverde ($F = 3,88$; $p = 0,058$) (Figura 15). No obstante, en la tercera temporada, no se detectaron diferencias significativas en la condición corporal de los rayaditos entre bosques ($F = 0,543$; $p = 0,468$) (Anexo 12).

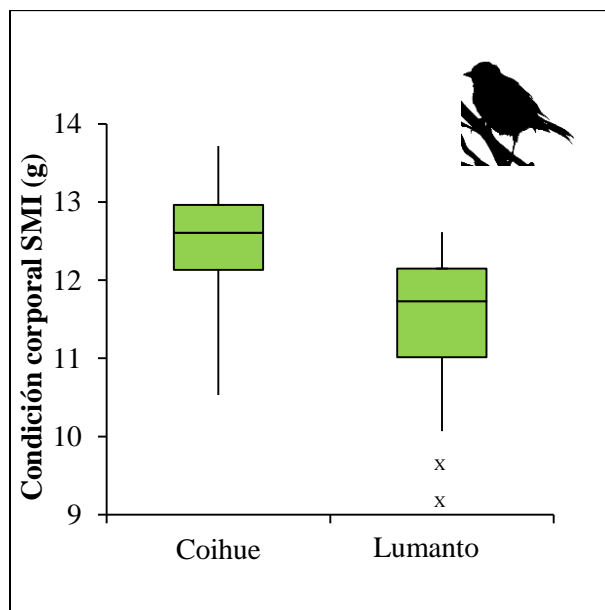


Figura 15. Condición corporal (SMI g) del Rayadito en el bosque de Nothofagus (Coihue) y en el bosque mixto de siempreverde (Lumanto) en la segunda temporada de muestreo. Las barras de error muestran la desviación estándar de los datos y las “x” corresponden a valores atípicos.

5. DISCUSIÓN

La respuesta temprana en la estructura y composición de la vegetación se reflejó en una reducción del área basal en las parcelas sometidas al RDV, mientras que la regeneración arbórea y la riqueza de especies que conforman el sotobosque incrementaron luego de un año en los bosques manejados. Por su parte, la composición de las comunidades de aves en los bosques secundarios resultó ser bastante

similar en términos de abundancias relativas, presentando en general una mayor proporción de machos en las especies principales, al menos en el ensamble evaluado. De los individuos marcados en cada temporada, alrededor del 10% fueron recapturados en la subsiguiente temporada, en todas las ocasiones en la misma parcela donde habían sido marcados previamente. Estos resultados reflejan un importante grado de filopatría, especialmente notable en el caso de una especie migradora como el Fío-Fío. Paralelamente, durante los dos primeros años post-tratamiento se detectaron variaciones contrastantes en la condición corporal de las dos especies de aves utilizadas como modelo, principalmente asociadas al tipo de bosque. En conjunto estos resultados reflejan que las aves pueden ser modelos apropiados para estudiar respuestas tempranas de la biodiversidad a manejos silvícolas, con respuestas específicas dependiendo principalmente de la estructura y composición de la vegetación de cada bosque.

Como se ha documentado, el manejo forestal genera una serie de modificaciones predecibles en la estructura del hábitat, las cuales se manifiestan a diferentes escalas temporales (Hayes *et al.* 2003, Eyre *et al.* 2015). En este estudio, la respuesta temprana de la vegetación luego de aplicar el RDV se presentó, principalmente, en la reducción de la densidad de árboles y en la cobertura del sotobosque. La generación de claros, que simulan el régimen de disturbio natural como la caída de los árboles, proporciona un nicho para la regeneración arbórea (Lecinas *et al.* 2009). Luego de un año del tratamiento la densidad de regeneración arbórea y la riqueza de especies acrecentaron de forma general (Thysell y Carey 2001). Ambos bosques experimentaron un aumento en la densidad de plantas semitolerantes a la sombra específicamente en los Claros Chicos (100 m²), mientras que en el bosque de *Nothofagus* incrementó la densidad de plantas intolerantes y semitolerantes a la sombra en los Claros Grandes (300 m²). Se presume que estas diferencias podrían vincularse a que en los Claros Grandes generados en el bosque mixto siempreverde la mortalidad de plántulas por factores físicos (p.ej. viento) (Puettmann *et al.* 2016) podría ser mayor, o bien por la presencia inusual de ganado porcino en las parcelas manejadas en este tipo de bosque (G.Biscarra obs. pers.), aunque ambos parámetros no fueron controlados durante la investigación.

Se detectaron variaciones en el índice de condición corporal después del RDV en una de las especies estudiadas, mientras que en la otra no se detectaron. La condición corporal más baja de los fíos registrada durante la segunda temporada en las parcelas tratadas podría estar vinculada a la fidelidad de esta especie a los sitios de reproducción (Brown *et al.* 2007, Rozzi y Jiménez 2014, Bravo *et al.* 2017), también observada en este estudio. En relativo a lo anterior, la perturbación recientemente ocasionada por el manejo y su repentina modificación en la estructura del hábitat puede afectar las interacciones sociales entre los individuos (p.ej. territorialidad) (Lucas *et al.* 2009). Apoyando este

argumento Vergara y Schlatter (2006) reportaron que las prácticas forestales que reducen la cobertura de copas disminuyen la abundancia de las poblaciones de Fío-Fío en fases iniciales (< 2 años), debido a que una mayor densidad de árboles ofrece protección contra depredadores aéreos, principalmente el Peuquito (*Accipiter bicolor chilensis*), Aguilucho Común (*Geranoaetus polyosoma*), Aguilucho Chico (*Buteo albigula*) y el Chuncho Común en estos bosques (G.Biscarra obs. pers.). En este sentido, un caso similar fue reportado para otro Tiránido migratorio: el Atrapamoscas Occidental (*Empidonax difficilis*). En la fase inicial tras aplicar un manejo forestal (~ 2 años) sus poblaciones disminuyeron, pero años más tarde la densidad de individuos aumentó en las áreas tratadas (Hayes *et al.* 2003, Cahall *et al.* 2013).

En este estudio, la estructura de las comunidades de aves fue similar en ambos bosques secundarios, estando dominada por las especies más numerosas presentes en los bosques templados en Chile (Arancibia 2012, Godoy 2013, Vergara *et al.* 2014). Por una parte, el Rayadito es un Furnárido endémico de los bosques templados de Sudamérica, que se distribuye desde la región de Coquimbo hasta Tierra del Fuego; Por otra, el Fío-Fío es un Tiránido migratorio que habita en el período estival (entre octubre y marzo) desde Atacama hasta Tierra del Fuego (Rozzi y Jiménez 2014, Couve *et al.* 2016, Martínez y González 2017). A pesar de que las comunidades de aves en ambos tipos de bosques resultaron tener índices de biodiversidad similares, las especies modelo presentaron un índice de condición corporal contrastante en cada bosque durante la segunda temporada.

La condición corporal del Rayadito fue mayor en el bosque de Nothofagus ($p = 0,058$), lo que podría explicarse por su preferencia por especies del género de Nothofagus como áreas de alimentación. Estas áreas proporcionan mejores oportunidades para el forrajeo de artrópodos fitófagos que los rayaditos capturan principalmente en el follaje y en el estrato superior del bosque (De la Maza 2013, Espíndola-Hernández *et al.* 2017, Martínez y González 2017). Del mismo modo, esta especie muestra una clara predilección en el establecimiento de nidos dentro de cavidades pre-existentes en Coihue (*N. dombeyi*) (De la Maza 2013, Altamirano *et al.* 2017). En este sentido, De la Maza (2013) menciona que el Rayadito presentó una menor preferencia para forrajear en especies como el Palo Santo (*D. diacanthoides*) y Mañío de Hoja Corta (*S. conspicua*), que forman parte de la comunidad vegetal del bosque mixto de siempreverde. Por todo ello el bosque de Nothofagus en la zona de estudio presentaría mejores condiciones para el Rayadito. Apoyando este argumento, Thomson (2015) comparó el índice de condición corporal de esta especie entre parches de plantaciones de Pino Insigne (*Pinus radiata*) y en relictos de bosque templado Maulino. En ese estudio, los rayaditos del bosque nativo presentaron una condición corporal mayor que los de la plantación, probablemente asociado a la

calidad del hábitat que ofrecen los monocultivos, en términos de amplitud de nicho ecológico y disponibilidad de recursos (Estades y Escobar 2005).

El Fío-Fío, por su parte, presentó una mejor condición corporal en el bosque mixto siempreverde y, en paralelo, una menor concentración de BOHB en el plasma sanguíneo. A pesar de que esta especie tiene una dieta omnívora (frutos, néctar e insectos) se alimenta en gran medida de frutos de Canelo (*D. winteri*), Maqui (*Aristotelia chilensis*) y Mirtáceas, las cuales están en mayor disponibilidad en dicho bosque (Brown *et al.* 2007, Godoy 2013, Vergara *et al.* 2014, Reyes-Arriagada *et al.* 2015, Martínez y González 2017). De este modo, la composición y estructura de la vegetación en este tipo de bosque presentaría mejores condiciones para el Fío-Fío. En este sentido, la dieta de los individuos que se alimentan en los parches de *Nothofagus* sería más baja en carbohidratos (p.ej. frutos), y más elevada en proteínas (p.ej. insectos) (Smith *et al.* 2007). También los ejemplares que habitan estos parches podrían ser individuos subordinados relegados a estas zonas, debido a que las aves dominantes ocuparían y defenderían parches de mejor calidad (Thomson 2015), a priori en el bosque de siempreverde. Los resultados obtenidos indicarían que la estructura del hábitat es un factor clave en la selección de las áreas de reproducción para estas especies, que podría estar relacionado con el éxito reproductivo o con las estrategias de forrajeo de las especies modelo (Díaz *et al.* 2005, Vergara y Marquet 2007). Sin embargo, las variaciones en el índice de condición corporal ocurrieron en la segunda temporada, por lo que no se pueden descartar que otros factores estén operando fuera de la escala de muestreo, como perturbaciones (Cahall *et al.* 2013) o variaciones interanuales (Haveri y Carey 2000).

Futuros estudios, podrían contemplar análisis comparativos de heces con las concentraciones de BOHB, en conjunto con otros metabolitos lipídicos (p.ej. triglicéridos) o proteicos (p.ej. ácido úrico), para evaluar la oferta de alimento en diferentes bosques (Smith *et al.* 2007, Smith *et al.* 2015). Del mismo modo, se podría recopilar información respecto a la disponibilidad de alimento en parches manejados en comparación con los no manejados con RDV a lo largo del tiempo (Smith *et al.* 2015). Aunque el tamaño muestral fue limitante para el análisis de metabolitos plasmáticos, las concentraciones de BOHB se encontraron dentro del rango (-0,20 a 0,40 mmol/L) reportado para la Curruca Mosquitera (*Sylvia borin*), ave passeriforme migradora de larga distancia que se reproduce en gran parte de Europa y Asia occidental, que presenta una dieta y peso similares (Jenni-Eiermann y Jenni 1994).

El modelo Jolly Seber asume en sus principios que la probabilidad de captura será igual para todos los individuos. Sin embargo, podría variar de acuerdo a la actividad espacial, el comportamiento entre

sexos y los rangos de hogar de los individuos (Donald 2007, Amrhein *et al.* 2012). Por ejemplo, la probabilidad de capturar machos de Fío-Fío y Rayadito podría incrementar por la defensa territorial durante el periodo reproductivo (Brown 2007, Willson *et al.* 2014). Por otra parte, el mayor número de hembras capturadas de Picaflor Chileno, podría atribuirse a las diferencias en las estrategias de forrajeo entre sexos. Las hembras realizan rápidas intrusiones en los territorios de los machos para alimentarse, asumiendo de este modo que estas son mucho más móviles, haciéndolas más propensas a ser capturadas (González-Gómez y Estades 2009, González-Gómez *et al.* 2014). No obstante, cabe la posibilidad de que exista un uso diferencial del estrato vertical del bosque entre los picaflores machos y hembras, ligado a la disponibilidad de flores (p.ej. Botellita (*Mitraria coccinea*), Medallita (*Sarmienta scandens*), Voqui (*Campsidium valdivianum*), Chupalla (*Fascicularia bicolor*) en el estrato superior del bosque. Este aspecto debería ser objeto de estudio para las comunidades de aves que habitan los bosques templados (Vecchi y Alves 2015, Chmel *et al.* 2016).

En Chile existen muy pocos trabajos que hayan utilizado el modelo Jolly-Seber para determinar la tasa de supervivencia de aves en ambientes forestales, debido a que se requiere el seguimiento de individuos marcados de manera continua o periódicamente (Willson y Pendleton 2008, Thomson y Estades 2012). Thomson y Estades (2012) estimaron que la tasa de supervivencia anual del Rayadito fue de 8,5% a 9,5% entre temporadas sucesivas (1998-2002). Por otra parte, Rozzi y Jiménez (2014) registraron un porcentaje de recapturas del Fío-Fío que osciló desde 2,4% hasta 11,4% durante el período 1997-2007. De acuerdo al presente estudio, se registró que cerca del 10% de las aves capturadas fueron recapturadas en temporadas consecutivas, similar a lo reportado en esos estudios previos (Thomson y Estades 2012, Rozzi y Jiménez 2014). Finalmente, investigaciones futuras permitirán determinar si la condición corporal afecta la tasa de supervivencia de las aves en ambientes forestales, tal como mencionan Thomson y Estades (2012) para el Rayadito y el Chercán Común (*Troglodytes aedon*).

En lo que respecta al movimiento de los individuos entre las parcelas experimentales, durante las tres temporadas de esta investigación no se recapturó ningún ejemplar anillado en una parcela distinta a la de la primera captura, lo que corrobora la independencia de las parcelas experimentales. Estos resultados refuerzan lo mencionado por Brown *et al.* (2007), Rozzi y Jiménez (2014) y Bravo *et al.* (2017) respecto a la filopatría del Fío-Fío a los sitios de reproducción, donde las recapturas tuvieron lugar exactamente en las mismas zonas donde se anillaron por primera vez. Este aspecto resulta muy relevante teniendo en consideración que esta especie realiza anualmente una migración de larga distancia hacia el trópico y vuelve a los mismos sitios a reproducirse (Bravo *et al.* 2017). En el área de

estudio, la distancia promedio entre los centros de las parcelas más cercanas fue de 575,3 m (Figura 1). La distancia promedio se dividió por la mitad para aplicar este valor (287,65 m) como el radio de una circunferencia para estimar el ámbito de hogar máximo de las especies modelo (πr^2). El ámbito de hogar que utiliza un individuo adulto de esta especie en sus actividades normales de recolección de alimento, apareamiento y cuidado de las crías es de unas 25 hectáreas, aunque probablemente el ámbito de hogar promedio sea bastante menor. En este sentido, estudios futuros que incrementen el esfuerzo de muestreo podrían detectar de forma robusta cuáles son las áreas núcleo (porciones del rango de hogar más utilizadas) (Tomasevic y Marzluff 2018) y si estas se superponen con las zonas donde se aplicó el RDV.

Algunas de las limitaciones de esta investigación estuvieron relacionadas con el diseño experimental. Futuros estudios deberían contemplar un diseño donde se incluya la situación previa al manejo en las parcelas experimentales para determinar con mayor precisión que los cambios encontrados no sean por variaciones interanuales entre las temporadas de muestreo (Hayes *et al.* 2003, Puetmann *et al.* 2016). Del mismo modo, para incrementar el tamaño muestral en las capturas de aves en sistemas forestales, se debe tener en consideración las condiciones abióticas que se presentan en estos ambientes (p.ej. temperatura ambiente, niveles de luminosidad dentro del bosque), las cuales pueden afectar los patrones de actividad de las aves y, por tanto, incidir en las capturas (Reyes-Arriagada *et al.* 2015).

En resumen, este estudio muestra que el empleo de métricas morfológicas en conjunto con métricas fisiológicas utilizando a las aves como modelos podrían guiar esfuerzos de manejo, restauración y/o conservación, como también en el planteamiento de líneas base, evaluación y monitoreo de proyectos de evaluación de impacto ambiental. Sin embargo, es necesario continuar el monitoreo de estos parámetros para determinar tasas de supervivencia aparente y conocer tendencias en el tamaño poblacional a mediano y largo plazo.

6. CONCLUSIONES

El efecto inmediato del RDV sobre las poblaciones de aves que habitan los bosques secundarios se manifestó en variaciones en la condición corporal del Fío-Fío. Sin embargo, no se detectaron en el Rayadito.

Las especies modelo presentaron un índice de condición corporal contrastante entre los bosques secundarios estudiados durante una de las temporadas, por lo que la estructura y composición del hábitat parece un aspecto que tiene gran relevancia sobre la eficacia biológica de las aves.

Las poblaciones de aves monitoreadas durante la investigación presentaron una alta filopatría. La captura, marcaje y recaptura de aves permitió determinar que una distancia ≥ 500 metros entre los límites de las parcelas es recomendable para el diseño experimental en investigaciones con poblaciones de aves en bosques templados del hemisferio austral.

Las especies de paseriformes estudiadas presentaron en general una mayor proporción de machos en las capturas. No obstante, este aspecto requiere de futuras investigaciones para lograr estimar el balance de sexos en las poblaciones de aves en los bosques templados.

7. REFERENCIAS

- Albano N. 2012. Conservation physiology tools: their role in assessing habitat quality in birds. *Ardeola* 59: 197-216.
- Altamirano T, J Ibarra, K Martin, C Bonacic. 2017. The conservation value of tree decay processes as a key driver structuring tree cavity nest webs in South American temperate rainforests. *Biodiversity Conservation* 26: 2453-2472.
- Amrhein V, B Scaar, M Baumann, N Minéry, JP Binnert, F Korner-Nievergelt. 2012. Estimating adult sex ratio from bird mist netting data. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 713-720.
- Arancibia F. 2012. Comunidades de aves en bosques secundarios manejados en la Cuenca Llancahue, Valdivia, Chile. Tesis Ingeniera en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 35 p.
- Armesto J, C Villagrán, M Kalin. 1996. Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria. 469 p.
- Asefa A, A Davies, A McKechnie, A Kinahan, B van Rensburg. 2017. Effects of anthropogenic disturbance on bird diversity in Ethiopian montane forest. *The Condor* 3(119): 416-430.
- Aukema J, A Carey. 2008. Effects of Variable-Density Thinning on understory diversity and heterogeneity in young Douglas-fir forest. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 20 p.
- Bravo S, V Cueto, A Gorosito. 2017. Migratory timing, rate, routes and wintering areas of White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*), a key seed disperser for Patagonian forest regeneration. *PLoS ONE* 12(2): e0170188.
- Begon M, C Townsend, J Harper. 2006. The nature of the community: patterns in space and time. In Begon M, C Townsend, J Harper eds. *Ecology from individuals to ecosystems*. Exion. p. 469-498.
- Bergner A, M Avci, H Erygit, N Jansson, M Niklasson, L Westerberg, P Milberg. 2015. Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus* spp.) and pine (*Pinus* spp.) stand in southwestern Turkey. *Forest Ecology and Management* 336: 137-147.
- Brown M. 1996. Assessing body condition in birds. In Nolan V, E Ketterson eds. *Current Ornithology*. York, Estados Unidos. Exion. p. 67-121.
- Brown C, C Anderson, S Ippi, M Sherriffs, R Charlin, S McGehee, R Rozzy. 2007. The autoecology of the Fío-Fío (*Elaenia albiceps* Lafresnaye & D'orbigny) in subantarctic forest of the Cape Horn Biosphere Reserve, Chile.
- Cahall R, J Hayes, M Betts. 2013. Will they come? Long-term response by forest birds to experimental thinning supports the "field of dreams" hypothesis. *Forest Ecology and Management* 304: 137-149.
- Carey A, D Thysell, L Villa, T Wilson, S Wilson, J Trappe, W Colgan, E Ingham, M Holmes. 1996. Foundations of biodiversity in managed Douglas-fir forest. D Peterson, V Climas eds. *The role of restoration in ecosystem management*. Society for Ecological Restoration. Wisconsin, USA. Exion. p. 68-82.
- Carey A. 2003. Biocomplexity and restoration of biodiversity in temperate coniferous forest: inducing spatial heterogeneity with variable-density thinning. *Forestry* 76(2): 127-136.
- Chmel K, J Riegert, L Paul, V Novotny. 2016. Vertical stratification of an avian community in Neotropical rainforest. *Population Ecology* 58(4): 535-547.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal), CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). 1999. Catastro y evaluación de los recursos vegetacionales nativos de Chile. Proyecto CONAF-CONAMA-BIRF. Santiago, Chile. 88 p.
- Couve E, C Vidal, J Ruiz. 2016. Aves de Chile, sus Islas Oceánicas y Península Antártica. Editorial Far South Expeditions. Punta Arenas, Chile. 551 p.

- De la Maza M. 2013. Ecología trófica, conducta de forrajeo y éxito reproductivo del Rayadito (*Aphrastura spinicauda*) en el bosque templado andino de Chile. Tesis de Magíster en Recursos Naturales. Santiago, Chile Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal. Pontificia Universidad Católica de Chile. 74 p
- Díaz I, J Armesto, S Reid, K Sieving, M Willson. 2005. Linking forest structure and composition: Avian diversity in successional forest of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation* 123: 91-101.
- Donald P. 2007. Adult sex ratios in wild bird populations. *Ibis* 149: 671-692.
- Donázar J, G Blanco, F Hiraldo, E Soto-Largo, J Oria. 2002. Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of cinereous vultures. *Ecological Applications* 5(12): 1445-1456.
- Donoso P, C Frene, M Flores, M Moorman, C Oyarzún, J Zavaleta. 2014. Balancing water supply and old-growth forest conservation in the lowlands of south-central Chile through adaptive co-management. *Landscape Ecology* 29: 245-260.
- Donoso P, C Donoso, C Navarro. 2014. Manejo de ecosistemas forestales. In Donoso C, M González, A Lara eds. Ecología Forestal. Bases para el Manejo sustentable y conservación de los Bosques Nativos de Chile. Valdivia, Chile. Exion. p. 505-525.
- Eberhart-Phillips L, C Küpper, T Miller, M Cruz-López, K Maher, N dos Remedios, M Stoffel, J Hoffman, O Krüger, T Székely. 2017. Sex-specific early survival drives adult sex ratio bias in snowy plovers and impacts mating system and population growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*: 474-481.
- Echeverría C, D Coomes, J Salas, JM Rey-Benayas, A Lara, A Newton. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forest. *Biological Conservation* 33(1): 481-494.
- Eggers S, M Low. 2014. Differential demographic responses of sympatric Parids to vegetation management in boreal forest. *Forest Ecology and Management* (319): 169-175.
- Ellis R, T McWhorter. 2012. Integrating landscape ecology and conservation physiology. *Landscape Ecology* 27: 1-12.
- Espíndola-Hernández P, G Castaño-Villa, R Vásquez, V Quirici. 2017. Sex-specific provisioning of nutritious food items in relation to brood sex ratios in a non-dimorphic bird. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 71: 8 p.
- Estades C, M Escobar. 2005. Los ecosistemas de las plantaciones de pino de la Cordillera de la Costa. In Smith-Ramírez C, J Armesto, C Valdovinos eds. Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile. Santiago, Chile. Exion. p. 600-616.
- Eyre T, D Ferguson, M Kennedy, J Rowland, M Maron. 2015. Long term thinning and logging in Australian cypress pine forest: Changes in habitat attributes and responses of fauna. *Biological Conservation* 186: 83-96.
- Fair J, M Paul, J Jones. 2010. Guidelines to the use of wild birds in research. The Ornithological Council. Washington, DC. 215 p.
- Farías A, D Tecklin, P Plissock. 2004. Análisis del avance hasta la fecha en la definición de las áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en la Región de los Lagos. Documento N°8 Programa Ecoregión Valdiviana. WWF Chile.
- Franklin J, J Armesto. 1996. La retención de elementos estructurales del bosque durante la cosecha: una alternativa de manejo para los bosques nativos chilenos. *Ciencia y Ambiente* 12(2): 69-79.
- Franklin J, T Spies, R Van, A Carey, D Thornburgh, D Rae, D Lindenmayer, M Harmon, W Keeton, D Shaw, K Bible, J Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forest as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399-423.

- Godoy J. 2013. ¿Pueden los bosques secundarios conservar la biodiversidad de aves del sur de Chile?. Tesis Ingeniero en Conservación de Recursos Naturales. Valdivia, Chile. Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales, Universidad Austral de Chile. 29 p.
- González-Gómez P, N Madrid-Lopez, J Salas, R Suárez, P Razareto-Barry, J Mpodozis, F Bozinovic, R Vázquez. 2014. Cognitive ecology in hummingbirds: The role of sexual dimorphism and its anatomical correlates on memory. *PLoS ONE* 9(3): e90165.
- González-Gómez P, C Estades. 2009. Is natural selection promoting sexual dimorphism in the Green-backed Firecrown hummingbird (*Sephanoides sephaniodes*)?. *Journal of Ornithology* 150: 351-356.
- Han J, J Kim, S Kim, S Park, K Na. 2009. A simple and improved DNA test for avian sex determination. *The Auk* 126(4): 779-783.
- Haveri B, A Carey. 2000. Forest management strategy, spatial heterogeneity, and winter birds in Washington. *Wildlife Society Bulletin* 3(28): 643- 652.
- Hayes J, J Weikel, M Huso. 2003. Response of birds to thinning young Douglas-fir forest. *Ecological Applications* 13(5): 1222-1232.
- Hutcheson K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1): 151-154.
- Jenni-Eiermann S, L Jenni. 1994. Plasma metabolite levels predict individual body-mass changes in a small long-distance migrant, the garden warbler. *The Auk* 111(4): 888-899.
- Kalies E, C Chambers, W Covington. 2010. Wildlife responses to thinning and burning treatments in southwestern conifer forest: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 259: 333-342.
- Kus B, S Howell, D Wood. 2017. Female-biased sex ratio, polygyny, and persistence in the endangered Southwestern Willow Flycatcher (*Empidonax traillii extimus*). *The Condor* 119: 17-25.
- Lebreton J, K Burnham, J Clobert, D Anderson. 1992. Modeling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62(1): 67-118.
- Lecinas M, G Martínez, E Gallo, J Cellini. 2009. Alternative practices with variable retention improved bird conservation in managed South Patagonian forest. *Forest Ecology and Management* (258): 472-480.
- Leshyk R, E Nol, D Burke, G Burness. 2012. Logging affects fledgling sex ratios and baseline corticosterone in a forest songbird. *PLoS ONE* 7(3): e33124.
- Lucas J, T Freeberg, J Egbert, H Schwabl. 2006. Fecal corticosterone, body mass, and caching rates of Carolina chickadees (*Poecile carolinensis*) from disturbed and undisturbed sites. *Hormones and Behaviour* 49: 634-643.
- Lyons J, J Collazo, C Guglielmo. 2008. Plasma metabolites and migration physiology of semipalmated sandpipers: refueling performance at five latitudes. *Oecologia* 155: 417-427.
- Pledger S, K Pollock, J Norris. 2003. Open capture-recapture models with heterogeneity: I Cormack-Jolly-Seber model. *Biometrics* 59: 786-794.
- Pollock K. 1974. Capture-recapture models: a review of current methods, assumptions and experimental design. Department of statistics, North Carolina State University. 32 p.
- Ponce D, P Donoso, C Salas-Eljatib. 2017. Differentiating structural and compositional attributes across successional stages in Chilean Temperate Rainforest. *Forest* 9(8): 1-15.
- Puetmann K, D Coates, C Messier. 2016. Crítica a la silvicultura: el manejo para la complejidad. Asociación Española de Ecología Terrestre. Editorial ACCI ediciones. 294 p.
- Marchese C. 2015. Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. *Global Ecology and Conservation* (3): 297-309.

- Margalida A, R Moreno-Opo, B Arroyo, A Arredondo. 2011. Reconciling the conservation of endangered species with economically important anthropogenic activities: interactions between cork exploration and the cinereous vulture in Spain. *Animal Conservation* 14: 167-174.
- Martínez D, G González. 2017. Las aves de Chile, guía de campo y breve historia natural. Ediciones del Naturista, Santiago, Chile. 539 p.
- Milenkaya O, N Weinstein, S Legge, J Walters. 2013. Variation in body condition indices of crimson finches by sex, breeding stage, age, time of day, and year. *Conservation Physiology* 1(1):cot020.
- Mittermeier R, P Robles, M Hoffmann, J Pilgrim, T Brooks, C Goettsch, J Lamoreux, G da Fonseca. 2004. Hotspots Revisited. CEMEX. Ciudad de México, México. 391 p.
- Minias P, K Kaczmarek. 2013. Concentrations of plasma metabolites as predictors of nestling condition in the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Ornis Fennica* 90: 142-150.
- Morrison C, R Robinson, J Clark, J Gill. 2016. Causes and consequences of spatial variation in sex ratios in a declining bird species. *Journal of Animal Ecology* 85: 1298-1306.
- Myers N, R Mittermeier, C Mittermeier, G da Fonseca, J Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Owen J. 2011. Collecting, processing, and storing avian blood: a review. *Journal of Field Ornithology* 82(4): 339-354.
- Peig J, A Green. 2009. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos* 118: 1883-1891.
- Peig J, A Green. 2010. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology* 24: 1323-1332.
- Powell L, J Lang, M Conroy, D Kremetz. 2000. Effects of forest management on density, survival, and population growth of wood thrushes. *Journal of Wildlife Management* 64(1): 11-23.
- Ponce D, P Donoso, C Salas-Eljatib. 2017. Differentiating structural and compositional attributes across successional stages in Chilean Temperate Rainforests. *Forest* 329(8):f8090329.
- Puettmann K, A Ares, J Burton, E Kyle. 2016. Forest restoration using variable density thinning: lessons from Douglas-Fir stands in Western Oregon. *Forest* 310(7):f7120310.
- Ralph J, E Dunn, W Peach C Handel. 2004. Recommendations for the use of mist nest for inventory and monitoring of bird populations. *Studies in Avian Biology* 29: 187-196.
- Reid S, C Cornelius, O Barbosa, C Meynard, C Silva-García, P Marquet. 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, I Díaz, J Armesto, M Willson. 2004. Importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forest. *The Auk* 121(2): 515-525.
- Reyes-Arriagada R, J Jiménez, R Rozzi. 2015. Daily patterns of activity of passerine birds in a Magellanic sub-Antarctic forest at Omora Park (55°S), Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Polar Biology* 38: 401-411.
- Rozzi R, J Jiménez. 2014. Ornitología Subantártica de Magallanes. Primera década de estudios de aves en el Parque Etnobotánico Omora, Reserva de la Biosfera Cabo de Hornos, Chile. Editorial Universidad de Magallanes. 374 p.
- SAG (Servicio Agrícola Ganadero). 2015. Seguridad de las aves y ética del capturador y/o anillador Gobierno de Chile. Consultado 10 abril. 2016. Disponible en http://www.sag.gob.cl/sites/default/files/codigo_de_etica_del_capturador-anillador_2015.pdf.
- Sallabanks R, E Arnett, J Marzluff. 2000. An evaluation of research on the effects of timber harvest on bird population. *Wildlife Society Bulletin* 28(4): 1144-1155.
- Schowalter T, Y Zhang, J Rykken. 2003. Litter invertebrate responses to variable density thinning in western Washington forest. *Ecological Applications* 13(5): 1204-1211.

- Schulte-Hostedde A, B Zinner, J Millar, G Hickling. 2005. Restitution of mass-size residuals: residuals: validating body condition indices. *Ecology* 86(1): 115-163.
- Sekercioglu C. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Ecology and Evolution* 8(21): 464-470.
- Sekercioglu C. 2011. Functional extinctions of bird pollinators cause plant declines. *Science* 6020 (331): 1019-1020.
- Sieving K, M Willson, T De Santo. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology* 14(4): 1120-1132.
- Smith S, S McWilliams, C Guglielmo. 2007. Effect of diet composition on plasma metabolite profiles in a migratory songbird. *The Condor* 109: 48-58.
- Smith S, A Miller, C Merchant, A Sankoh. 2015. Local site variation in stopover physiology of migrating songbirds near the south shore of Lake Ontario is linked to fruit availability and quality. *Conservation Physiology* (3). 13 p.
- Soler R, S Schindler, M Lecinas, P Peri, G Martínez. 2016. Why biodiversity increases after variable retention harvesting: a meta-analysis for southern Patagonian forest. *Forest Ecology and Management* (369): 161-169.
- Stevenson R, W Woods. 2006. Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and Comparative Biology* 46(6): 1168-1190.
- Székely T, A Liker, R Freckleton, C Fichtel, P Kappeler. 2014a. Sex-biased survival predicts adult sex ratio variation in wild birds. *Proceedings of the Royal Society of London B* 281: 1-8.
- Székely T, F Weissing, J Komdeur. 2014b. Adult sex ratio variation: implications for breeding system evolution. *Journal of Evolutionary Biology* 27: 1500-1512.
- Thomson R, C Estades. 2012. Survival rates of forest passerines in South-Central Chile. *Ornitología Neotropical* 23(1): 1-9.
- Thomson R. 2015. Response of temperate forest bird to habitat change in central Chile. Tesis de Doctorado. Universidad de Oxford. Oxford, Reino Unido. Disponible en <https://ora.ox.ac.uk/objects/uuid:1792418e-18e9-4344-96ce-3bad2aa03500>
- Thysell D, A Carey. 2001. Manipulation of density of *Pseudotsuga menziesii* canopies: preliminary effects on understory vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 21: 1513-1525.
- Tomasevic J, J Marzluff. 2018. Use of suburban landscapes by the Pilated Woodpecker (*Dryocopus pileatus*). *The Condor* 120(4):727-738.
- Vásquez-Grandón A, P Donoso, V Gerding. 2018. Degradación de los boques: Concepto, proceso y estado- Un ejemplo de aplicación en bosques adultos nativos de Chile. In Donoso P, A Promis, D Soto eds. *Silvicultura en bosques nativos. Experiencias en silvicultura y restauración en Chile, Argentina y el oeste de Estados Unidos*. Valdivia, Chile. Exion. p. 175-196.
- Vecchi M, M Alves. 2015. Bird assemblage mist-netted in an Atlantic Forest area: a comparison between vertically-mobile and ground-level nets. *Brazilian Journal of Biology* 75(3): 742-751.
- Vergara P, R Schlatter. 2006. Aggregate retention in two Tierra del Fuego Nothofagus forest: short-term effects on bird abundance. *Forest Ecology and Management* 225: 213-224.
- Vergara P, J Simonetti. 2006. Abundance and movement of understory birds in a Maulino forest fragmented by pine plantations. *Biodiversity and Conservation* 15: 3937-3947.
- Vergara P, P Marquet. 2007. On the seasonal effect of landscape structure on a bird species: the thorn-tailed rayadito in a relict forest in northern Chile. *Landscape Ecology* 22: 1059-1071.
- Vergara P, A Rivera-Huntinel, A Farías, H Cofré, H Samaniego, I Hahn. 2014. Aves y Mamíferos del bosque. In Donoso C, M González, A Lara eds. *Ecología Forestal. Bases para el Manejo sustentable y Conservación de los Bosques Nativos de Chile*. Valdivia, Chile. Exion. p. 207-234.

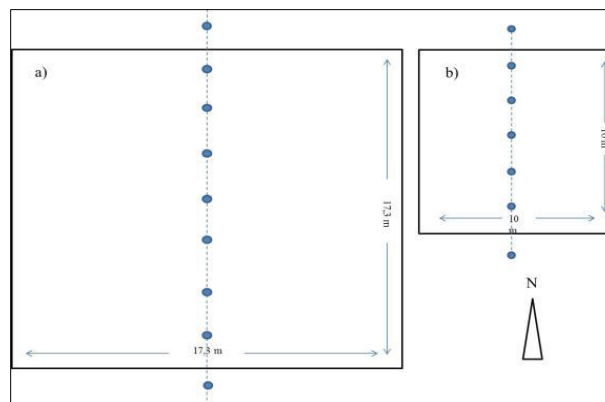
- Wardell-Johnson G, M Williams. 2000. Edges and gaps in mature karri forest, south-western Australia: logging effects on bird species abundance and diversity. *Forest Ecology and Management* 131:1-21.
- Wenny D, T DeVault, M Johnson, D Kelly, C Sekercioglu, D Tomback, C Whelan. 2011. The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk* 1(128): 1-14.
- Wikelski M, S Cooke. 2006. Conservation physiology. *Trends in Ecology and Evolution* 2(21): 38- 46.
- Williams T, C Guglielmo, C Martyniuk. 1999. Plasma lipid metabolites provide information on mass change over several days in captive western sandpipers. *The Auk* 116(4): 994-1000.
- Willson M, T De Santo, J Armesto. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforest in Chile. *Conservation Biology* 8(2): 508-520.
- Willson M, G Pendleton. 2008. Survival of chucaos (*Scelorchilus rubecula*) in rainforest fragments on Isla Chiloé, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 14(1):2-7.
- Willson M, Armesto J, I Díaz, V Ojeda, J Celis. 2014. Chucao y otras aves del bosque templado lluvioso de Sudamérica. Corporación Instituto de Ecología y Biodiversidad, Santiago, Chile. 142 p.
- Zar J. 2006. Two-sample hypotheses. In Zar J eds. Biostatistical analysis. Exion. p. 130-179.
- Zobrist K, T Hinckley. 2013. Diversifying forest structure to promote wildlife: Biodiversity in Western Washington forest. Washington State University Extension. 20 p.

Anexos

Anexo 1. Escala de abundancia-dominancia de Braun-Blanquet

Índice	Significado
r	Un solo individuo, cobertura despreciable
+	Más individuos, cobertura muy baja
1	Cobertura menor del 5%
2	Cobertura del 5 al 25%
3	Cobertura del 25 al 50%
4	Cobertura del 50 al 75%
5	Cobertura igual o superior al 75%

Anexo 2. Distribución de subunidades en claros y reservas. a) Claro/Reserva grande; b) Claro/Reserva chica.



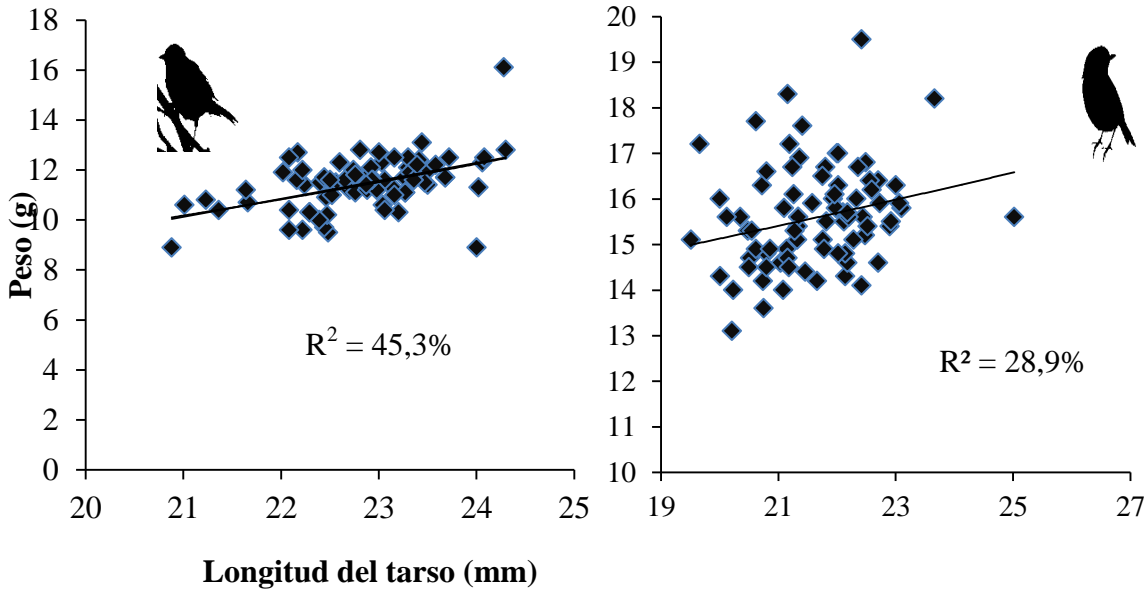
Anexo 3. Análisis de correlación entre la medida estructural y el peso para cada especie estudiada.

Especie	Medida estructural	n	Coefficiente correlación	Valor de r	Valor de P
Fío-Fío	Ala	96	Spearman	0,069	p = 0,503
	Cabeza-pico	86	Pearson	0,128	p = 0,239
	Tarso	96	Pearson	0,289	p = 0,004 **
Rayadito	Ala	74	Spearman	0,228	p = 0,084
	Cabeza-pico	74	Spearman	0,571	p = 1,063x10 ⁻⁷ ***
	Tarso	78	Spearman	0,453	p = 5,710x10 ⁻⁵ ***
Zorzal Común	Ala	50	Spearman	0,049	p = 0,740

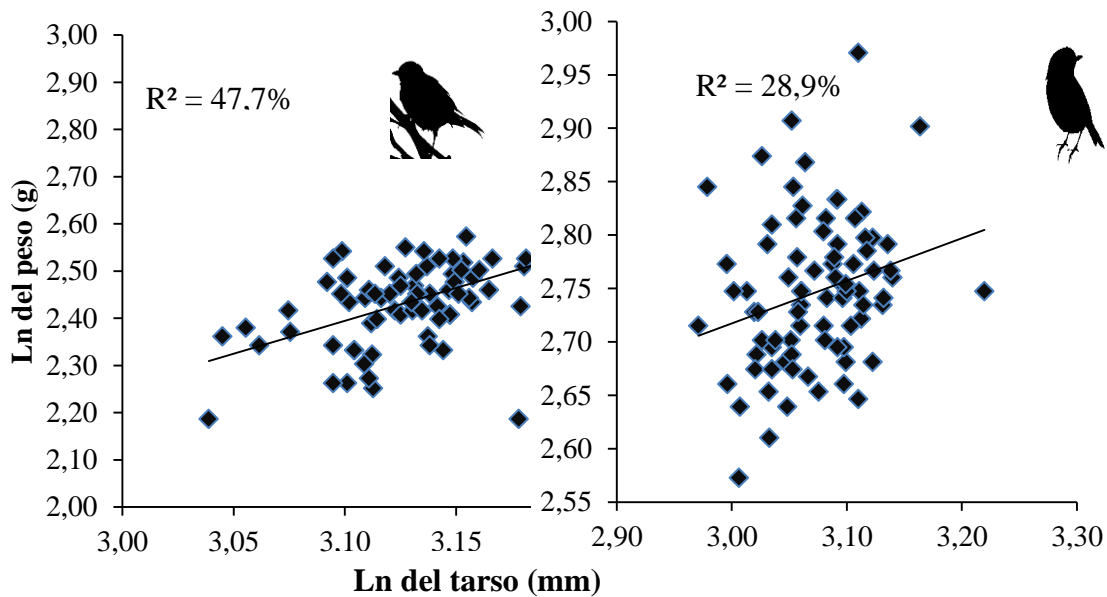
Cabeza-pico	41	Spearman	-0,017	p = 0,918
Tarso	49	Spearman	0,142	p = 0,337

* = p < 0,05 ; ** = p < 0,01 ; *** = p < 0,001

Anexo 4. Relación entre el peso (g) y la longitud del tarso (mm) para el Rayadito (izquierda) y el Fío-Fío (derecha). Nótese la diferencia en las escalas de ambos ejes.



Anexo 5. Relación entre Ln del peso (g) y Ln de la longitud del tarso (mm) para el Rayadito (izquierda) y el Fío-Fío (Derecha) y. Nótese las diferencias en las escalas del eje X e Y.



Anexo 6. Tolerancia a la sombra de las especies arbóreas presentes en los bosques

Especie	Tolerancia
<i>Aextoxicon punctatum</i>	Tolerante
<i>Amomyrtus luma</i>	Tolerante
<i>Amomyrtus meli</i>	Tolerante
<i>Caldcluvia paniculata</i>	Tolerante
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	Semitolerante
<i>Drimys winteri</i>	Semitolerante
<i>Embothrium coccineum</i>	Intolerante
<i>Eucryphia cordifolia</i>	Semitolerante
<i>Gevuina avellana</i>	Semitolerante
<i>Laurelia sempervirens</i>	Semitolerante
<i>Laureliopsis philippiana</i>	Tolerante
<i>Lomatia dentata</i>	Tolerante
<i>Lomatia ferruginea</i>	Intolerante
<i>Lomatia hirsuta</i>	Intolerante
<i>Luma apiculata</i>	Tolerante
<i>Myrceugenia ovata</i>	Tolerante
<i>Myrceugenia parvifolia</i>	Semitolerante
<i>Myrceugenia planipes</i>	Tolerante
<i>Nothofagus dombeyi</i>	Intolerante
<i>Ovidia pillopillo</i>	Intolerante
<i>Persea lingue</i>	Semitolerante
<i>Podocarpus nubigenus</i>	Semitolerante
<i>Podocarpus salignus</i>	Semitolerante
<i>Raukaua laetevirens</i>	Intolerante
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	Intolerante
<i>Saxegothaea conspicua</i>	Tolerante
<i>Weinmannia trichosperma</i>	Intolerante

Anexo 7. Listado especies vasculares presente por tipo de bosque y su hábito de crecimiento

Especie	Hábito	mixto siempreverde	<i>Nothofagus</i>
<i>Adiantum chilense</i>	Otro		x
<i>Aextoxicon punctatum</i>	Arbóreo	x	x
<i>Amomyrtus luma</i>	Arbóreo	x	x
<i>Amomyrtus meli</i>	Arbóreo	x	x
<i>Aristotelia chilensis</i>	Arbustivo	x	x
<i>Asplenium sp</i>	Otro		x
<i>Asteranthera ovata</i>	Otro		x
<i>Azara lanceolata</i>	Arbustivo	x	x
<i>Blechnum chilense</i>	Arbustivo		x

<i>Blechnum hastatum</i>	Otro	x	x
<i>Blechnum magellanicum</i>	Arbustivo	x	
<i>Blechnum mochaenum</i>	Otro	x	x
<i>Boquila trifoliolata</i>	Otro	x	x
<i>Caldcluvia paniculata</i>	Arbóreo	x	x
<i>Campsidium valdivianum</i>	Otro		x
<i>Chusquea quila</i>	Arbustivo	x	x
<i>Cissus striata</i>	Otro	x	x
<i>Codonorchis lessonii</i>	Otro	x	x
<i>Cynanchum sp</i>	Otro	x	x
<i>Dasyphyllum diacanthoides</i>	Arbóreo	x	x
<i>Desfontainia spinosa</i>	Arbustivo		x
<i>Digitalis purpurea</i>	Otro		x
<i>Dioscorea sp</i>	Otro		x
<i>Drimys winteri</i>	Arbóreo	x	x
<i>Elytropus chilensis</i>	Otro	x	x
<i>Embothrium coccineum</i>	Arbóreo	x	x
<i>Eucryphia cordifolia</i>	Arbóreo	x	x
<i>Fascicularia bicolor</i>	Otro	x	x
<i>Fuchsia magellanica</i>	Arbustivo	x	
<i>Gaultheria mucronata</i>	Arbustivo	x	x
<i>Gevuina avellana</i>	Arbóreo	x	x
<i>Gleichenia sp</i>	Otro		x
<i>Greigia sphacelata</i>	Arbustivo	x	x
<i>Griselinia racemosa</i>	Otro	x	x
<i>Hydrangea serratifolia</i>	Otro	x	x
<i>Hydrocotyle sp</i>	Otro		x
<i>Hymenophyllum sp</i>	Otro		x
<i>Lapageria rosea</i>	Otro	x	x
<i>Laurelia sempervirens</i>	Arbóreo		x
<i>Laureliopsis philippiana</i>	Arbóreo	x	x
<i>Lomatia dentata</i>	Arbóreo	x	x
<i>Lomatia ferruginea</i>	Arbóreo	x	x
<i>Lomatia hirsuta</i>	Arbóreo	x	x
<i>Lophosoria quadripinnata</i>	Arbustivo	x	x
<i>Lotus spp</i>	Otro	x	
<i>Luma apiculata</i>	Arbóreo	x	x
<i>Luzuriaga polyphylla</i>	Otro	x	x
<i>Luzuriaga radicans</i>	Otro	x	x
<i>Megalastrum spectabile</i>	Arbustivo		x
<i>Mitraria coccinea</i>	Otro	x	x
<i>Myrceugenia ovata</i>	Arbóreo	x	x
<i>Myrceugenia parvifolia</i>	Arbóreo	x	x
<i>Myrceugenia planipes</i>	Arbóreo	x	x

<i>Nertera granadensis</i>	Otro	x	x
<i>Nothofagus dombeyi</i>	Arbóreo		x
<i>Osmorhiza chilensis</i>	Otro		x
<i>Ovidia pillopillo</i>	Arbóreo	x	x
<i>Persea lingue</i>	Arbóreo	x	x
<i>Podocarpus nubigenus</i>	Arbóreo	x	x
<i>Podocarpus salignus</i>	Arbóreo	x	x
<i>Prunus cerasus</i>	Otro		x
<i>Raukaua laetevirens</i>	Arbóreo	x	x
<i>Rhamnus diffusus</i>	Arbustivo	x	x
<i>Rhaphithamnus spinosus</i>	Arbóreo	x	x
<i>Ribes magellanicum</i>	Arbustivo		x
<i>Rubus ulmifolius</i>	Arbustivo	x	x
<i>Sarmienta repens</i>	Otro		x
<i>Saxegothaea conspicua</i>	Arbóreo	x	x
<i>Solanum sp</i>	Otro		x
<i>Uncinia sp</i>	Otro	x	x
<i>Viola rubella</i>	Otro	x	x
<i>Weinmannia trichosperma</i>	Arbóreo	x	x

Anexo 8. Estimadores para comparar dos índices de diversidad

Bosque mixto de siempreverde

Especie	f_i	$f_i \cdot \log(f_i)$	$f_i \cdot \log(f_i)^2$
Zorzal común	29	42,410	62,020
Fío-Fío	82	156,933	300,340
Picaflor chileno	85	164,001	316,426
Rayadito	35	54,042	83,445
Viudita	5	3,495	2,443
Diucón	1	0	0
Tórtola	1	0	0
Cometocino patagónico	1	0	0
Chuca	1	0	0
Σ	240	420,880	764,673

Bosque de Nothofagus

Especie	f_i	$f_i \cdot \log(f_i)$	$f_i \cdot \log(f_i)^2$
Zorzal común	17	20,918	25,738
Cachudito común	4	2,408	1,450
Chuca	1	0	0
Chincol	1	0	0
Chuncho común	1	0	0
Churrín del sur	4	2,408	1,450

Colilarga	2	0,602	0,181
Comesebo	4	2,408	1,450
Fío-Fío	42	68,176	110,667
Picaflor Chileno	135	287,595	612,673
Rayadito	52	89,232	153,123
Viudita	3	1,431	0,683
Σ	266	475,179	907,416

Anexo 9. Análisis de varianza de la condición corporal del Fío-Fío (SMI) y el factor tratamiento durante la segunda y tercera temporada de muestreo.

Temporada	Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor F	P valor
2	Manejo	1	0,032	0,032	4,822	0,039
	Residuales	22	0,148	0,007		
3	Manejo	1	0,004	0,004	0,515	0,477
	Residuales	44	0,307	0,007		

Anexo 10. Análisis de varianza de la condición corporal del Fío-Fío (SMI) y el factor tipo de bosque durante la segunda temporada de muestreo.

Temporada	Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor F	P valor
2	Bosque	1	0,039	0,039	1,721	0,023
	Residuales	22	0,141	0,007		
3	Bosque	1	0,002	0,002	0,221	0,641
	Residuales	44	0,310	0,007		

Anexo 11. Análisis de varianza de la condición corporal del Rayadito y el factor tratamiento en la segunda y tercera temporada de muestreo.

Temporada	Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor F	P valor
2	Manejo	1	1,27	1,270	1,732	0,198
	Residuales	31	22,73	0,733		
3	Manejo	1	0,00	0,003	0,002	0,964
	Residuales	24	33,24	1,385		

Anexo 12. Análisis de varianza de la condición corporal del Rayadito y el factor bosque en la segunda temporada de muestreo.

Temporada	Fuente de variación	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Valor F	P valor
-----------	---------------------	--------------------	-------------------	------------------	---------	---------

2	Bosque	1	2,669	2,669	3,88	0,058
	Residuales	31	21,33	0,688		
3	Bosque	1	0,74	0,736	0,543	0,468
	Residuales	24	32,51	1,354		