

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**IMPACTO DE UN INCENDIO SOBRE LA COMUNIDAD DE AVES Y EL USO DE
CAJAS ANIDERAS COMO MEDIDA DE RESTAURACIÓN EN LAS AVES
NIDIFICADORAS SECUNDARIAS DE CAVIDADES EN EL SANTUARIO DE LA
NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA**

CAMILA VIVIANA PINILLA ESPINOZA

Santiago, Chile

2022

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**IMPACT OF A FIRE ON THE BIRD COMMUNITY AND THE USE OF NESTING
BOXES AS A RESTORATION MEASURE IN SECONDARY CAVITY NIDIFYING
BIRDS IN QUEBRADA DE PLATA NATURE SANCTUARY.**

CAMILA VIVIANA PINILLA ESPINOZA

Santiago, Chile

2022

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**IMPACTO DE UN INCENDIO SOBRE LA COMUNIDAD DE AVES Y EL USO DE
CAJAS ANIDERAS COMO MEDIDA DE RESTAURACIÓN EN LAS AVES
NIDIFICADORAS SECUNDARIAS DE CAVIDADES EN EL SANTUARIO DE LA
NATURALEZA QUEBRADA DE LA PLATA**

Memoria para optar al Título Profesional de:
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

CAMILA VIVIANA PINILLA ESPINOZA

Profesores Guía		Calificaciones
Juan Luis Celis Diez Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.		6,6
Jorge Pérez Quezada Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.		6,7
Profesores Evaluadores		
Nélida Villaseñor Pérez Médico Veterinario, M.S., Ph.D.		6,2
Marco Pfeiffer Jakob Ingeniero Agrónomo, M.S., Ph.D.		6,8

Santiago, Chile

2022

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría en primer lugar agradecer a mi familia. A mis padres Claudia y Carlos, quienes me formaron e inculcaron la inquietud de querer aprender más y buscar nuevas formas de desarrollarme como persona. Agradezco cada momento en el que me guiaron y me acompañaron, a su paciencia cuando había dificultades y al amor que me han entregado a lo largo de mi formación. Especialmente dedico esta memoria a mi papá, por todo el esfuerzo que dedicó a mi educación, por alentarme a elegir una carrera por vocación y dar siempre lo mejor de mí. También a mis hermanos, a Valeria por ser alguien en quien me puedo inspirar y por estar para mí cada vez que la he necesitado; a Paula y Ariel por ser constantemente mi mayor motivación. Y por último a mi abuelita Ada por todas sus enseñanzas y alegrías.

Quiero agradecer a mis amigas, Daniela, Patricia, Aracelli y Yeraldin por ser un gran apoyo a lo largo de la carrera, y por todas las risas y felicidad que compartimos en estos años. A Francisca por sus consejos y guía en mi nuevo camino profesional.

A mis profesores guía Jorge Pérez y Juan Luis Celis por darme la oportunidad de realizar mi memoria en un tema que me apasiona; muchas gracias por su buena voluntad y disposición para resolver mis dudas y guiarme en el desarrollo de esta memoria.

A mis acompañantes de terreno Daniela Mejías y Jecar Rodríguez, gracias por su esfuerzo y la energía dedicada en los días de terreno.

Finalmente quiero agradecer todo lo aprendido durante este proceso, el ver in situ como pequeñas acciones pueden ayudar a mejorar el estado de los ecosistemas nativos, y a su vez ser consciente de la responsabilidad que tenemos como sociedad y profesionales en seguir buscando nuevas formas de aportar.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1.INTRODUCCIÓN.....	3
1.1 Objetivo general.....	5
1.2 Objetivos específicos	5
2.MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
2.1 Área de estudio	6
2.2 Selección de puntos de muestreo	7
2.3 Evaluación de la comunidad de aves	8
2.4 Instalación de cajas anideras.....	9
2.5 Análisis de datos	9
3.RESULTADOS	11
3.1 Comparación de la riqueza y abundancia de aves en distintos niveles de severidad de incendio en bosques y matorrales del área de estudio.	11
3.2 Evaluación del efecto del incendio en aves NCS en comparación con el resto de especies	12
3.3 Evaluación del efecto de la instalación de cajas anideras en la abundancia de aves NCS.	12
3.4 Cambio de riqueza y abundancia de aves entre ambas temporadas.....	15
DISCUSIÓN.....	16
CONCLUSIONES.....	19
BIBLIOGRAFÍA	20
ANEXOS	25
Anexo 1. Dimensiones aproximadas de caja anidera.	25
APÉNDICES	26
Apéndice 1. Listado de especies registradas.....	26
Apéndice 2. Resultados para la riqueza de aves en la comparación entre los niveles de severidad de incendio de bosque y matorral en invierno.....	27
Apéndice 3. Resultados para la abundancia de aves en la comparación entre los niveles de severidad de incendio de bosque y matorral en invierno.....	27
Apéndice 4. Proporción de la Riqueza de aves NCS en comparación con el resto de especies en los tres niveles de severidad.	28

Apéndice 5. Proporción de la Abundancia de aves NCS en comparación con el resto de especies en los tres niveles de severidad.	28
Apéndice 6. Proporción de la abundancia de aves NCS en sitios severamente quemados.	29
Apéndice 7. Resultados para la riqueza de aves en la comparación entre invierno y verano.	29
Apéndice 8. Resultados para la abundancia de aves en la comparación entre invierno y verano.....	30

Índice de figuras

Figura 1. Cartografía del área de estudio.	7
Figura 2. Puntos de muestreo.....	8
Figura 3. Cajas Anideras instaladas en poste (A) y espino (B).	9
Figura 4. Riqueza (A, n° de especies/punto de muestreo) y Abundancia (B, n° de individuos/punto de muestreo) total de aves de bosque y matorral en invierno para cada nivel de severidad de incendio. No hubo diferencias (Apéndice 2 y 3). Cada nivel de severidad representa un total de 10 puntos de muestreo. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.	11
Figura 5. Proporción de riqueza y abundancia de aves NCS en bosque y matorral para cada nivel de severidad de incendio en invierno. No hubo diferencias (Apéndice 4 y 5). Cada nivel de severidad representa un total de 10 puntos de muestreo. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.	12
Figura 6. Caja anidera con material de nido (A) y plumas encontradas dentro de diferentes cajas anideras (B).	13
Figura 7. Proporción de la abundancia de aves NCS por estación. No hubo diferencias (Apéndice 6). Cada estación representa un total de 10 puntos de muestreo, correspondientes a bosque y matorral severamente quemados. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.	13
Figura 8. Proporción de la abundancia de aves NCS en invierno (A) y verano (B). No hubo diferencias. Cada severidad incorpora un total de 10 puntos de muestreo, correspondientes a bosque y matorral. Los sitios con casas anideras están representados en la condición Severa en verano. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.	14
Figura 9. Riqueza (A) y Abundancia (B) total de aves de bosque y matorral para cada estación ($p < 0.01$) (Apéndice 7 y 8). Cada estación representa un total de 30 puntos de muestreo. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.	15

RESUMEN

Los incendios forestales en áreas naturales son perturbaciones que alteran la dinámica y estructura de los ecosistemas. En Chile, el 99% de los incendios forestales son de origen antrópico y a escala global su recurrencia se ha hecho cada vez más frecuente. Para evaluar su impacto es necesario medir la magnitud de los cambios que producen en el paisaje y en las especies que lo habitan. El objetivo de este estudio fue evaluar el impacto de un incendio en la comunidad de aves del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, además del uso de cajas anideras como medida de restauración para las aves nidificadoras de cavidades secundarias (en adelante NCS). Se midió la riqueza y abundancia de aves realizando conteos de radio circular en áreas con tres niveles de severidad de incendio (no quemado, levemente quemado y severamente quemado) en dos tipos de vegetación (bosque y matorral), totalizando 30 puntos de conteo (5 réplicas por condición). Se realizaron dos muestreos, uno en invierno y otro en verano; este último sólo se utilizó para evaluar el efecto de las cajas anideras, las cuales se instalaron en invierno en bosque y matorral severamente quemados, totalizando 10 puntos (5 réplicas por tipo de vegetación). Mediante el uso de modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) se evaluó el efecto de la severidad de incendio y la instalación de cajas anideras en los diferentes gremios de aves. Se determinó que no existieron diferencias en la riqueza y abundancia de aves entre los tres niveles de severidad, independiente del tipo de vegetación; además no se encontraron diferencias en el efecto del incendio entre las aves NCS y el resto de las especies. En cuanto a la instalación de cajas anideras, si bien existió un alto porcentaje de ocupación (70%), no se observó un aumento en la abundancia de aves NCS posterior a la instalación de las cajas. Esto último podría ser explicado por la disminución que se registró en la abundancia de todas las aves en verano, debido a la extrema sequía que experimentaba el área en el año de estudio (2019). Considerando el aumento en la frecuencia de los incendios forestales en el contexto de sequía y cambio climático, es necesario ahondar en investigación sobre las consecuencias de corto y largo plazo de sus efectos y las posibles medidas de restauración que se puedan aplicar, especialmente en áreas con altos niveles de biodiversidad y endemismo.

Palabras clave: incendios forestales, severidad de incendio, impacto, aves nidificadoras de cavidades, cajas anideras, sequía.

ABSTRACT

Forest fires in natural areas are disturbances that alter the dynamics and structure of ecosystems. In Chile, 99% of forest fires are of anthropogenic origin and on a global scale their recurrence has become increasingly frequent. To evaluate their impact, it is necessary to measure the magnitude of the changes that they produce in the landscape and in the species that inhabit it. The objective of this study was to evaluate the impact of a fire on the bird community of the Quebrada de La Plata Nature Sanctuary, in addition to the use of nesting boxes as a restoration measure for secondary cavity nesting birds (hereinafter NCS). The richness and abundance of birds were measured by performing circular radius counts in areas with three levels of fire severity (not burned, slightly burned and severely burned) in two types of vegetation (forest and scrub), totaling 30 count points (5 aftershocks by condition). Two samplings were carried out, one in winter and the other in summer; The latter was only used to evaluate the effect of the nesting boxes, which were installed in winter in severely burned forest and scrub, totaling 10 points (5 replicas by type of vegetation). Through the use of generalized linear mixed models (GLMM), the effect of fire severity and the installation of nesting boxes in the different bird guilds was evaluated. It was determined that there were no differences in the richness and abundance of birds between the three severity levels, independent of the type of vegetation; Furthermore, no differences were found in the effect of the fire between the NCS birds and the rest of the species. Regarding the installation of nesting boxes, although there was a high percentage of occupation (70%), an increase in the abundance of NCS birds was not observed after the installation of the boxes. The latter could be explained by the decrease in the abundance of all birds in summer, due to the extreme drought that the area experienced in the year of study (2019). Considering the increase in the frequency of forest fires in the context of drought and climate change, it is necessary to deepen research on the short and long-term consequences of their effects and the possible restoration measures that can be applied, especially in areas with high levels of biodiversity and endemism.

Keywords: forest fires, fire severity, impact, cavity nesting birds, nesting boxes, drought.

1. INTRODUCCIÓN

Los incendios son perturbaciones tanto de origen natural como antrópico que alteran las dinámicas de los ecosistemas, ya que producen cambios a nivel de la estructura de las comunidades, ecosistemas y del paisaje (Bravo, 2012).

En algunos ecosistemas el fuego cumple un rol esencial, ya que actúa como regulador natural respondiendo a comportamientos climáticos y a la adaptación de la vegetación ante la combustión e inflamabilidad. En Chile la situación es totalmente distinta, ya que el origen del 99% de los incendios es antrópico (Castillo et al., 2003; Montenegro et al., 2004). En el caso de los incendios que no son de origen natural, existe evidencia de que causan perturbaciones en los procesos claves del ecosistema y en las especies que los habitan, generando importantes pérdidas en la funcionalidad de éstos (Fernández et al., 2010). Sus efectos son variables, ya que dependen de muchos elementos, tales como la biomasa disponible, las temperaturas alcanzadas, tiempo de duración, la superficie total quemada, la recurrencia, tipo de suelo, humedad, pendiente, etc. (Bodí et al., 2012). En un mismo ecosistema e inclusive en un mismo incendio estos elementos pueden variar, es por esto que, para evaluar el impacto en los diferentes componentes del ecosistema se debe tener en cuenta la escala temporal y espacial a la cual se analice, existiendo niveles de severidad que permiten describir magnitudes en cuanto a los cambios físicos, químicos y biológicos que se producen por el impacto del fuego (White et al., 1996). Particularmente en el caso de la fauna, sus respuestas inmediatas están determinadas por la frecuencia, severidad, uniformidad y tamaño del incendio (Izhaki, 2012; Perfetti-Bolaño et al. 2013; Zúñiga et al. 2020a y b).

Los efectos del fuego sobre un ecosistema son múltiples: i) afectan a la atmósfera liberando gases y material particulado, ii) afectan al suelo, erosionando y deteriorando sus propiedades, iii) contribuyen a la fragmentación del paisaje, incrementando el efecto borde, iv) alteran los recursos hídricos y contaminan las fuentes de agua (Castillo et al., 2003), v) afectan el hábitat de la flora y fauna, e interrumpen las interacciones biológicas, además de disminuir las poblaciones por muerte directa o lesiones de individuos, y vi) favorecen invasiones biológicas (Parra & Bernal, 2010).

Las aves constituyen un importante componente de los ecosistemas y uno de los grupos que se ve afectado ante estas perturbaciones, ya que si bien poseen la capacidad de volar (lo cual puede permitirles eludir los efectos directos del fuego), los fuertes cambios en la estructura del hábitat generan consecuencias en el proceso de recolonización del área quemada (Herrando, 2011). Un caso que permite ejemplificar esta situación es el estudio de Díaz et al. (2005) en la isla de Chiloé, donde se observaron cambios importantes en el ensamble de aves en bosques en un gradiente de perturbaciones antrópicas como la tala de árboles e incendios. La respuesta de las aves a estas perturbaciones fue diferente según el gremio de uso de hábitat. Además, otros estudios demuestran que los incendios modifican la dinámica poblacional de las especies, produciendo cambios en las proporciones de edades y sexos o en parámetros como las tasas de natalidad, mortalidad, inmigración y emigración (Pons, 2007).

Dentro de las aves existe un grupo que corresponde a las aves nidificadoras de cavidades, las cuales se clasifican en primarias y secundarias. Las primarias son aquellas que construyen sus propias cavidades para su reproducción, tales como los carpinteros; y las secundarias, aquellas que reutilizan cavidades de las primarias o utilizan cavidades naturales formadas en los árboles para su reproducción. Las alteraciones que generan los incendios forestales de mayor severidad en este último grupo de aves podrían afectar la reproducción de éstas, debido a que la pérdida de árboles y biomasa a consecuencia de un incendio disminuye la disponibilidad de sitios de nidificación y por ende afectaría negativamente su éxito reproductivo (Altamirano et al., 2012a y b).

La ocurrencia de incendios en el mundo ha ido en aumento, y una de las principales razones es el cambio global, dado por el cambio en el uso del suelo, el clima y la invasión de especies exóticas, ya que aumenta la vulnerabilidad de los ecosistemas además de reducir la capacidad de recuperación frente a este tipo de perturbaciones (Lee et al., 2015). Chile no se encuentra ajeno ante esta situación, en el verano de 2017 la zona centro sur registró uno de los incendios forestales más severos a lo largo de la historia del país, en donde se contabilizaron un total de 518 mil hectáreas de tierra afectadas por este evento (De la Barrera et al., 2018; Bowman et al., 2018). Esta zona corresponde a una región de gran valor ecológico por los altos niveles de endemismo y diversidad de especies de flora y fauna (Arroyo et al., 2006), además de ser una de las zonas menos representativas en el actual Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (Pauchard & Villarroel 2002).

Dada esta situación y la escasez de estudios relacionados al impacto del fuego en la fauna nativa de Chile central (Perfetti-Bolaño et al. 2013; Zúñiga et al. 2020a y b), se hace necesario aportar nuevos antecedentes sobre esta problemática en las comunidades de aves y las limitaciones reproductivas que se generan por la pérdida de estructuras en áreas quemadas.

En este sentido este estudio se sitúa dentro del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata posterior al incendio ocurrido en el año 2016, evaluando el uso de cajas anideras como medida de restauración para las aves nidificadoras de cavidades secundarias, y estableciendo una comparación entre áreas quemadas y no quemadas en la comunidad de aves en los sectores del predio afectado.

Para esto se plantea la siguiente hipótesis: Los incendios modifican el ensamble de aves debido a los cambios que producen en el hábitat, dependiendo de su severidad. De esta hipótesis se derivan tres predicciones:

- Se espera una reducción en la riqueza y abundancia de aves en áreas de bosque y matorral severamente quemadas, versus áreas levemente quemadas o no quemadas.
- La pérdida de vegetación leñosa producida por el fuego afecta más a las aves nidificadoras de cavidades secundarias que al resto de las especies.
- La presencia de cajas anideras aumentará la abundancia de especies nidificadoras de cavidades secundarias en áreas severamente quemadas.

1.1 Objetivo general

Evaluar el impacto de un incendio en la comunidad de aves, y el uso de cajas anideras como medida de restauración en las aves nidificadoras de cavidades secundarias en el SN Quebrada de La Plata.

1.2 Objetivos específicos

- Comparar la riqueza y abundancia de aves en distintos niveles de severidad de incendio en bosques y matorrales del área de estudio.
- Evaluar si el efecto del incendio en aves nidificadoras de cavidades secundarias es mayor que en otras especies del Santuario.
- Evaluar el efecto de la instalación de cajas anideras en la abundancia de aves nidificadoras de cavidades secundarias en áreas severamente quemadas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde al Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata (Figura 1). Está dentro de la cuenca hidrográfica del mismo nombre en la Región Metropolitana, específicamente a 30 kilómetros al suroeste de la ciudad de Santiago (Universidad de Chile, 2014). Pertenece a la Estación Experimental Agronómica Germán Greve Silva, propiedad de la Universidad de Chile, y tiene aproximadamente una superficie de 1.110 hectáreas (DS N°44, 2016).

Este lugar forma parte del primer cordón montañoso de la Cordillera de la Costa (DS N°44, 2016) y tiene un clima de tipo mediterráneo, caracterizado por una estación fría, corta y lluviosa, y una estación cálida más prolongada (Luebert & Pliscoff, 2006). La temperatura media anual es de 14,8°C y tiene un promedio de 331,7 mm de precipitación al año que se concentran entre los meses de abril y agosto (INE, 2010).

La vegetación de esta área corresponde a la Región del Matorral y el Bosque Esclerófilo, subregión del Matorral y del Bosque Espinoso; específicamente a la formación vegetacional del Matorral Espinoso de la Cordillera de la Costa (Gajardo, 1994). La comunidad dominante en esta formación son árboles y arbustos esclerófilos y espinosos, con la presencia de algunos arbustos xerofíticos de baja altura y suculentas. En las áreas más abiertas, generalmente en exposición norte, existe un matorral que puede ser denso acompañado de una estrata herbácea con plantas anuales y perennes; por otro lado, en las quebradas y algunas de las laderas de exposición sur predomina la vegetación arbórea (Gajardo, 1994).

Con respecto a la fauna, en el Santuario se han documentado 5 especies de anfibios, 11 de reptiles, 26 de mamíferos y 78 de aves; cabe destacar que 20 de estas últimas están dentro de alguna categoría de amenaza y 19 son endémicas de Chile. Dentro de las especies endémicas destacan aves como la turca (*Pteroptochos megapodius*), tapaculo (*Scelorchilus albicollis*) y canastero (*Pseudasthenes humicola*) (Facultad de Ciencias Agronómicas, 2018).

La Quebrada de La Plata es un área representativa de Chile central, categorizada como un área de importancia global para la conservación de la biodiversidad o “hotspot” chileno, el cual como se mencionó anteriormente posee una alta riqueza de especies de vertebrados endémicos, los cuales se ven amenazados por las diferentes actividades antrópicas que afectan su hábitat (Arroyo et al., 2006), tales como la minería, la expansión urbana, cambios en el uso de suelo e incendios forestales (Universidad de Chile, 2017). Dados estos antecedentes es que en noviembre del año 2016 este lugar fue declarado Santuario de la Naturaleza (DS N°44, 2016). Ese mismo mes el Santuario sufrió un incendio que afectó al 80% de su superficie.

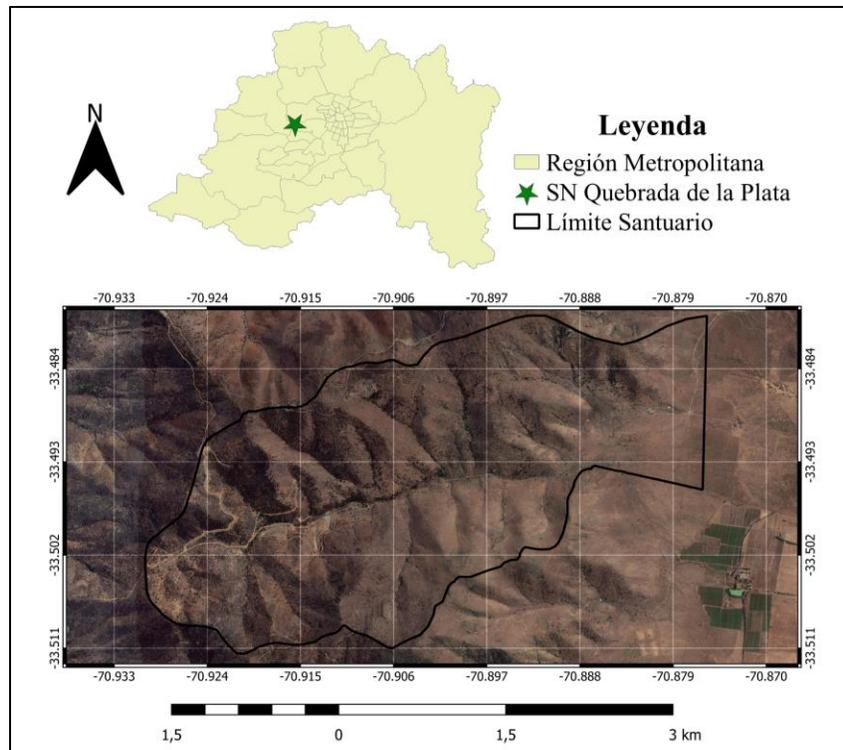


Figura 1. Cartografía del área de estudio.

2.2 Selección de puntos de muestreo

La selección de los puntos consideró como criterios relevantes el tipo de vegetación y la severidad de incendio, según el Plan de Restauración del Santuario. Los tipos de vegetación corresponden a Bosque y Matorral, y para la severidad se seleccionaron los niveles No Quemado, Leve y Severo.

Considerando los criterios antes mencionados, resultaron 6 tratamientos: bosque no quemado, bosque levemente quemado, bosque severamente quemado, matorral no quemado, matorral levemente quemando y matorral severamente quemado. Se seleccionaron 5 puntos diferentes como réplicas para cada tipo de tratamiento, resultando 30 puntos de muestreo en total (Figura 2).

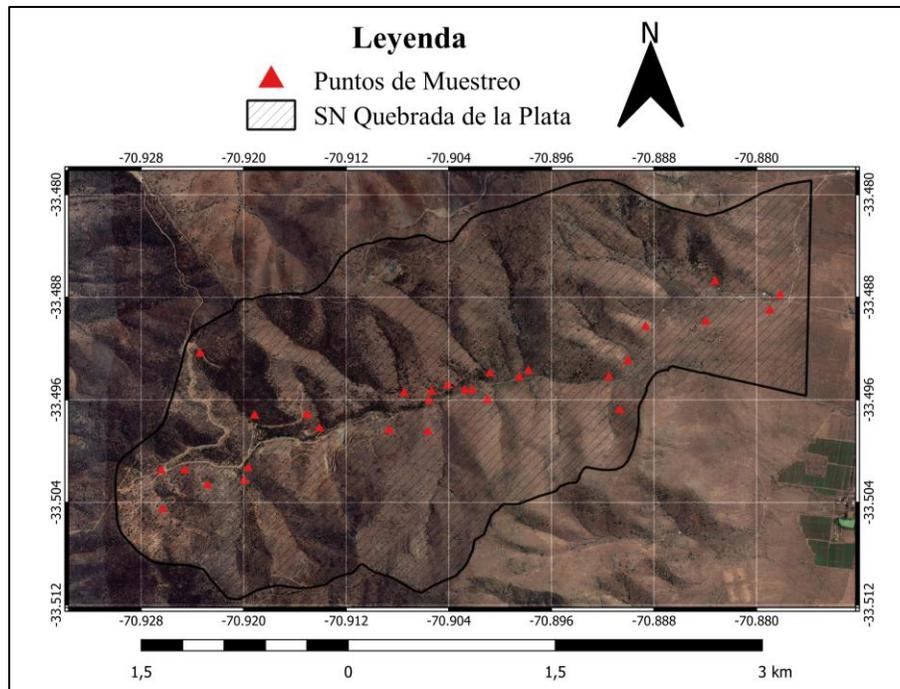


Figura 2. Puntos de muestreo.

2.3 Evaluación de la comunidad de aves

Se realizaron dos muestreos, en las temporadas de invierno y verano. El muestreo de invierno estuvo dirigido a cumplir con el primer y segundo objetivo específico, ya que en esta estación se esperó registrar una mayor diversidad de especies debido a la llegada de especies invernales (López, 1995); por otro lado, el muestreo de verano está destinado a cumplir con el tercer objetivo específico, ya que es posterior a la instalación de cajas anideras y época reproductiva. En ambas temporadas se evaluaron los 30 puntos, con la distinción que en verano además se registró si hubo ocupación de las cajas anideras.

Para el registro de aves se hicieron conteos en cada uno de los puntos en un horario entre el amanecer y las 10:00 horas, considerando este periodo como el de mayor actividad para las aves (González, 2011). La estimación se realizó a través de la metodología de conteos por puntos con radios de distancia variable, la cual consiste en un reconocimiento a través de observación visual y mediante la detección auditiva de las especies, en donde se establecen radios de distancia variable de 5, 15 y 30 metros alrededor del observador para ubicar a los individuos detectados, y así facilitar la labor en terreno. El observador registra todas las aves que vio y escuchó por 10 minutos, considerando además la distancia relativa a la que se encontraban los individuos. En este caso fueron dos observadores por punto, los cuales estaban familiarizados con el ecosistema y las aves; la presencia de dos observadores se utiliza para mejorar el número de aves detectadas y así poder contar con un registro más robusto (Jiménez, 2000).

2.4 Instalación de cajas anideras

Posterior al muestreo de invierno, se instalaron un total de 20 cajas anideras en 10 puntos, 5 puntos de bosque severamente quemado y 5 puntos de matorral severamente quemado (2 cajas anideras por punto). Para esto se utilizaron cajas anideras de madera, cuyas dimensiones corresponden a un orificio de entrada con diámetro entre 3-5 cm, con una base de aproximadamente 18x16 cm., y una altura que varió entre los 25 a 30 cm (Ver Anexo 1); estas dimensiones son basadas en el trabajo de Moreno et al. (2005), ya que las especies de aves objetivo son similares a las de este estudio. Se fijaron las cajas a aproximadamente 1,5 m del suelo, en postes o árboles que se encontraban en los puntos de muestreo (Figura 3) (Moreno et al., 2005). Las especies de aves objetivo son principalmente: *Troglodytes aedon* (chercán), *Aphraustura spinicauda* (rayadito), *Leptasthenura aegithaloides* (tijeral) y *Tachycineta leucopyga* (golondrina).



Figura 3. Cajas Anideras instaladas en poste (A) y espino (B).

2.5 Análisis de datos

Se definió la riqueza (n° de especies/punto de conteo) y la abundancia (n° de individuos/punto de conteo) como variables respuestas; para la estimación de ambas variables se consideraron todos los individuos registrados dentro de un radio de 30 metros alrededor del observador.

Para evaluar todas las hipótesis se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLLMs), los que fueron ejecutados en el programa estadístico R versión 4.0.1 (R Core Team 2013). Los GLMMs permiten incorporar efectos aleatorios además de ser más flexibles en el análisis de datos no-normales (Bolker et al. 2009); el efecto aleatorio incorporado en los modelos fue el tipo de vegetación. Para ajustar los modelos se utilizó el paquete *lme4* (Bates et al., 2015), en tanto para evaluar las diferencias significativas entre las severidades o

temporadas se utilizó el paquete *multcomp* (Hothorn et al., 2008). En los resultados se consideró un nivel de significancia estadística de $p < 0,05$.

Para evaluar el efecto de la severidad del incendio en la riqueza y abundancia de aves (objetivo 1), se utilizó un GLMM con la severidad de incendio como factor fijo (variable explicativa). Para la riqueza, además se utilizó la distribución de Poisson, ya que esta permite incluir distribución de datos no normales (Quinn & Keough, 2002).

Para evaluar el efecto de la severidad de incendio en las aves NCS versus otras especies del Santuario (objetivo 2), se estimó la proporción de la riqueza y abundancia de aves NCS en función de la avifauna total (variables respuesta). Luego se utilizó un GLMM incluyendo la severidad de incendio como variable explicativa fija de las proporciones calculadas.

Para evaluar el efecto de la instalación de cajas anideras en la abundancia de aves NCS (objetivo 3), se comparó la proporción de aves NCS en los bosques y matorrales severamente quemados entre ambas estaciones (invierno=sin cajas anideras; verano=con cajas anideras). Para ello se utilizó un GLMM con la estación como variable explicativa fija; de la misma forma se comparó la proporción de aves NCS entre los sitios no quemados y los severamente quemados en invierno y verano por separado, siendo en este caso la severidad de incendio la variable explicativa.

3. RESULTADOS

Se registró un total de 40 especies de aves (Apéndice 1), siendo las más abundantes *Zonotrichia capensis* y *Anairetes parulus*. En los sitios de matorral se registraron un total de 36 especies y en bosque 34; la abundancia media por punto de conteo fue similar en ambos tipos de vegetación (8,7 en bosque y 8,4 en matorral).

Se identificaron 3 especies nidificadoras de cavidades primarias (*Dryobates lignarius*, *Colaptes pitius* y *Pygarrhichas albogularis*), y 5 nidificadoras de cavidades secundarias (*T. aedon*, *A. spinicauda*, *L. aegithaloides*, *T. leucopyga* y *Pygochelidon cyanoleuca*), siendo *T. aedon* la más abundante de ellas. En cuanto a su representatividad dentro de los tipos de vegetación, en bosque el 16% de las especies son NCS, a diferencia del matorral en donde el porcentaje fue de 9%.

3.1 Comparación de la riqueza y abundancia de aves en distintos niveles de severidad de incendio en bosques y matorrales del área de estudio.

La riqueza total de aves no presentó diferencias estadísticamente significativas entre los tres niveles de severidad de incendio ($p = 0.90$), independientemente del tipo de vegetación (i.e., bosque o matorral), al igual que en la abundancia total de aves ($p = 0.480$) (Figura 4, Apéndices 2 y 3). La mediana de los datos de riqueza y abundancia es similar en no quemado, leve y severa; sin embargo, se puede apreciar una mayor variabilidad en la abundancia de aves en sitios no quemados.

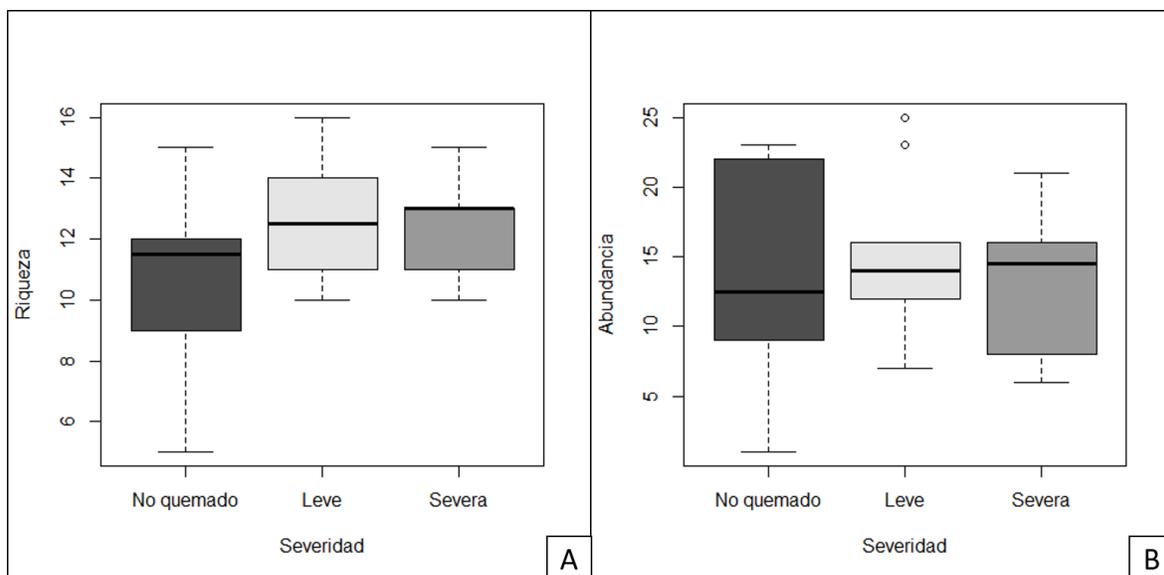


Figura 4. Riqueza (A, n° de especies/punto de muestreo) y Abundancia (B, n° de individuos/punto de muestreo) total de aves registradas en bosque y matorral en invierno para cada nivel de severidad de incendio. Cada nivel de severidad representa un total de 10 puntos de muestreo. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.

3.2 Evaluación del efecto del incendio en aves NCS en comparación con el resto de especies

La proporción de especies NCS respecto al total de especies del Santuario en bosque y matorral no tuvo diferencias estadísticamente significativas entre los tres niveles de severidad de incendio en riqueza ($p = 0.503$) y en abundancia ($p = 0.883$), independientemente del tipo de vegetación (i.e., bosque o matorral). La proporción de riqueza tiene una mediana estadística muy semejante en las tres severidades; en tanto la proporción de abundancia muestra una distribución de los datos que es uniforme en los tres niveles de severidad (Figura 5).

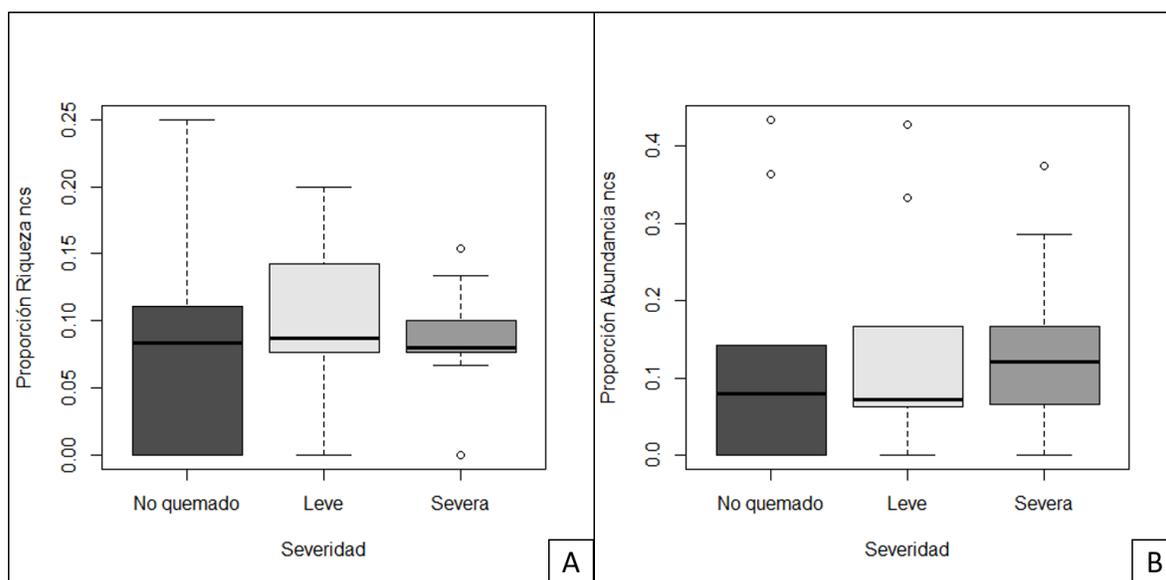


Figura 5. Proporción de riqueza y abundancia de aves NCS en bosque y matorral para cada nivel de severidad de incendio en invierno. No hubo diferencias (Apéndice 4 y 5). Cada nivel de severidad representa un total de 10 puntos de muestreo. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.

3.3 Evaluación del efecto de la instalación de cajas anideras en la abundancia de aves NCS.

Se observó ocupación de cajas anideras en 7 de los 10 puntos de muestreo, correspondiente a material de construcción para el nido como plumas, ramas, pasto seco y pelos de ganado, además de fecas (Figura 6), lo cual demuestra que la instalación fue exitosa en su mayoría (70%). Con respecto al efecto en la abundancia de aves NCS posterior a la instalación de cajas anideras, estadísticamente no hubo diferencias entre ambas estaciones ($p = 0.656$); en verano se pudo observar un aumento de la proporción en algunos de los puntos con cajas anideras, no obstante, más de la mitad de los puntos disminuyeron en comparación con el registro de invierno (Figura 7).



Figura 6. Caja anidera con material de nido (A) y plumas encontradas dentro de diferentes cajas anideras (B).

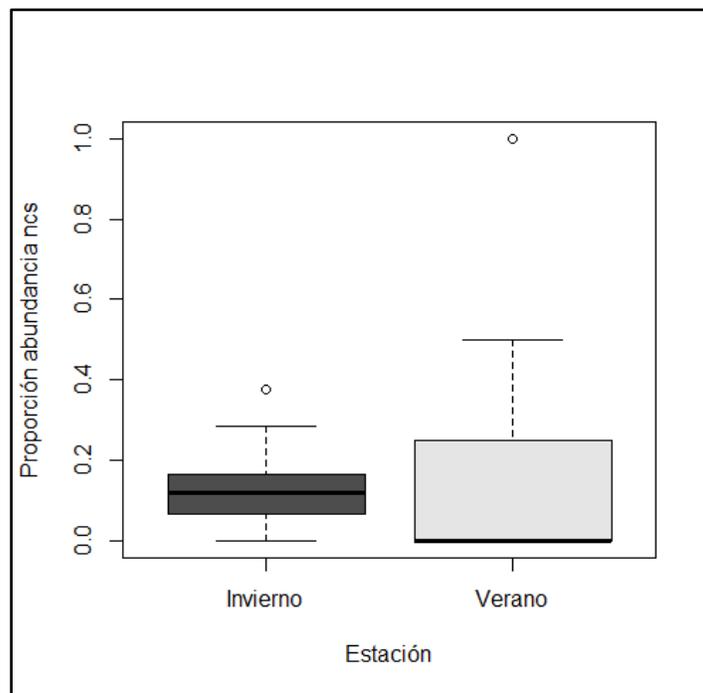


Figura 7. Proporción de la abundancia de aves NCS por estación. No hubo diferencias (Apéndice 6). Cada estación representa un total de 10 puntos de muestreo, correspondientes a bosque y matorral severamente quemados. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.

Al comparar la proporción de abundancia de aves nidificadoras de cavidades en los sitios con cajas anideras (severamente quemados) y los sin cajas (no quemados), se pudo observar que no hubo diferencias antes de la instalación (invierno, $p = 0.796$) ni después de la instalación (verano, $p = 0.706$). Posterior a la instalación de las cajas, se observó una disminución de la proporción de aves NCS en ambas severidades (Figura 8).

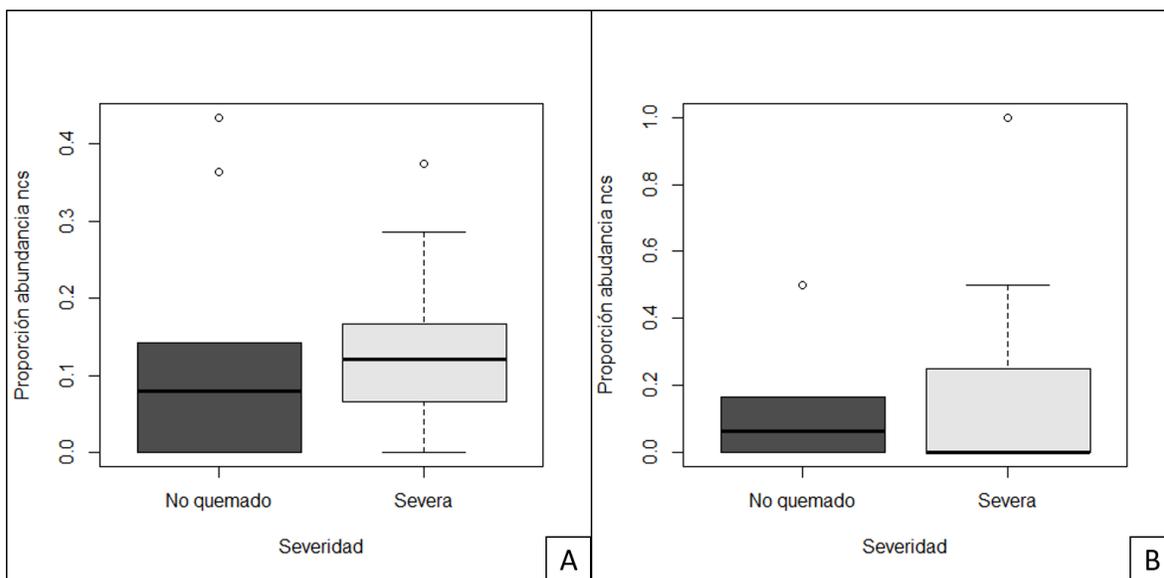


Figura 8. Proporción de la abundancia de aves NCS en invierno (A) y verano (B). No hubo diferencias. Cada severidad incorpora un total de 10 puntos de muestreo, correspondientes a bosque y matorral. Los sitios con cajas anideras están representados en la condición Severa en verano. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.

3.4 Cambio de riqueza y abundancia de aves entre ambas temporadas

Si bien no era un objetivo comparar la riqueza y abundancia de aves entre las dos temporadas, se observó que en el registro de datos hubo una significativa disminución de los valores de estas variables en verano (Figura 9), por lo que se incluyen estos resultados para posibles investigaciones futuras asociadas a este cambio.

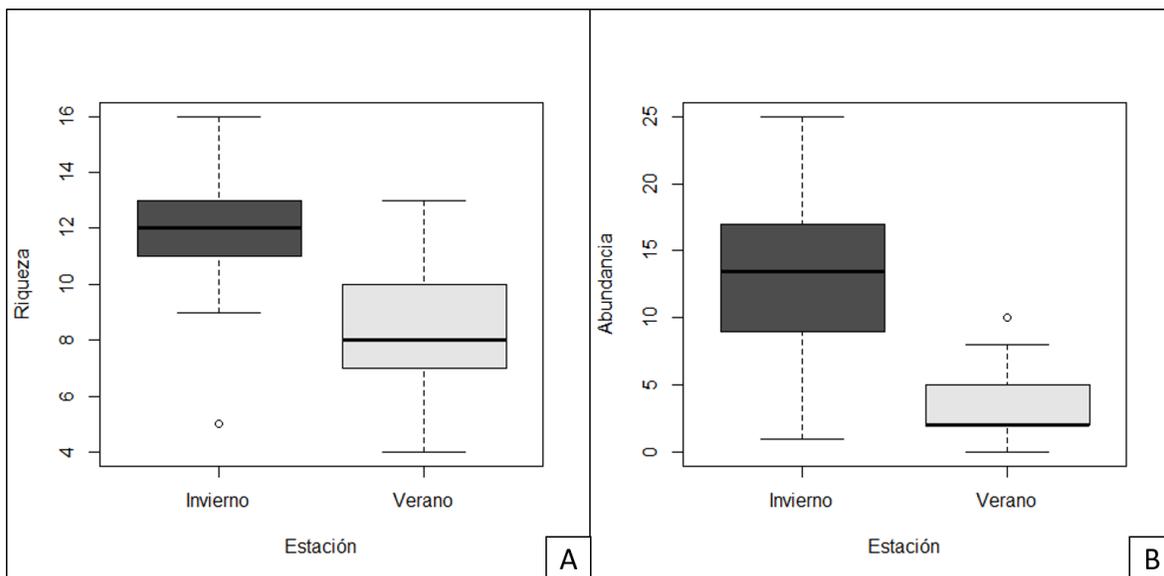


Figura 9. Riqueza (A) y Abundancia (B) total de aves de bosque y matorral para cada estación ($p < 0.01$) (Apéndice 7 y 8). Cada estación representa un total de 30 puntos de muestreo. Barras de dispersión muestran intervalos de confianza al 95%.

DISCUSIÓN

De acuerdo con la hipótesis planteada en el presente estudio, “Los incendios modifican el ensamble de aves debido a los cambios que producen en el hábitat, dependiendo de su severidad”; se esperaba encontrar una reducción en la riqueza y abundancia de aves en áreas severamente quemadas versus otras severidades de menor intensidad, además de un mayor impacto en el grupo de las aves nidificadoras de cavidades secundarias en comparación con el resto de las especies. Sin embargo, en los resultados no se mostró un efecto de la severidad de incendio sobre la riqueza y la abundancia de la comunidad de aves. Estos resultados concuerdan con los de otros estudios del Plan de Restauración del Santuario, como el análisis de la comunidad de artrópodos, en el cual la severidad no fue una variable explicativa de la riqueza y abundancia de especies (Vergara, 2019); y el análisis de la regeneración de la vegetación herbácea, donde también se obtuvo que la severidad no explica los cambios en la riqueza y cobertura del estrato herbáceo (Martínez, 2018). Los insectos y la vegetación herbácea son una fuente de recursos para las aves, por lo que su riqueza y abundancia explican también los resultados obtenidos en la avifauna.

La zona central de Chile, al igual que otras regiones mediterráneas, se caracteriza por la alta heterogeneidad estructural de sus bosques (Salvador et al., 1997). Existen investigaciones que han indicado que esta heterogeneidad hace que estas regiones tengan una mayor capacidad de resiliencia frente a perturbaciones, es decir un cambio en el ambiente no genera transformaciones tan abruptas en el paisaje (Lloret, 2004). Lo anterior contrasta con otro tipo de ecosistemas que han sufrido los efectos de incendios forestales, tales como los ocurridos en el Parque Nacional Torres del Paine o la Reserva Nacional China Muerta, en donde se ve un mayor impacto sobre las especies (González & Veblen, 2007; Novoa, 2019).

En otros estudios se ha visto que perturbaciones moderadas incluso pueden inducir un aumento en la diversidad o abundancia de especies (Perfetti-Bolaño et al., 2013; Novoa, 2019; Novoa et al., 2021); algunos ejemplos son el trabajo de Jimenez et al. (2016) en el análisis de las perturbaciones humanas sobre la composición y estructura del bosque en una Reserva de la Biosfera en Cuba, y el de Harris & Hughes (2012) en donde se muestran parches de fondo marino sometidos a regímenes de perturbación que tienen una mayor biodiversidad en la plataforma continental australiana. Lo mismo ocurrió en un estudio realizado en el ensamble de aves de un humedal mediterráneo del centro de Italia, donde la riqueza de especies se maximizó debido a la coexistencia de especies especializadas con especies tolerantes a las perturbaciones (Carpaneto, 2009). Todos estos resultados se relacionan con la llamada hipótesis de perturbación intermedia, la cual plantea que cambios ambientales moderados propician hábitats más diversos y por ende una mayor diversidad de especies (Connell, 1978).

Las aves, al tener la capacidad de volar, son uno de los grupos de animales que tienen mayor agilidad para desplazarse; sobre todo cuando nos referimos a áreas relativamente pequeñas en comparación con el rango de distribución que tienen las especies. En el caso del Santuario, la comunidad de aves en la búsqueda de alimento y refugio se mueve sin problema entre todos los parches de vegetación, por lo que la severidad de incendio podría ser un factor que

no limite la presencia de los individuos en distintos lugares. Esto contrasta con otros estudios en donde el fuego sí ha tenido un efecto sobre la fauna, como variaciones en la composición de la comunidad de roedores (Zúñiga et al. 2020 a), cambios temporales en la dieta de mamíferos carnívoros (Zúñiga et al. 2020 b), o alteraciones en la abundancia y composición de la mesofauna del suelo (Castro-Huerta et al. 2021). Se necesita contar con más antecedentes para afirmar que el rango de movilidad espacial está relacionado al impacto de un incendio en las aves y otros grupos, por lo que sería interesante investigar más a fondo esta hipótesis.

Los impactos del fuego en la avifauna dependen de muchos factores; en este estudio no se vieron efectos negativos del incendio sobre la comunidad de aves, en donde un factor clave fue el buen estado de conservación que tenía el Santuario antes del incendio y posterior a este la favorable respuesta de las especies herbáceas nativas (Martínez, 2018; Ferrá, 2021). Para poder seguir evaluando las consecuencias de los incendios en las comunidades, es necesario ahondar en investigación de las variables que se relacionan con la adaptación de las especies ante estas perturbaciones; ya que la estructura del paisaje, los niveles de severidad y frecuencia de los incendios, el rango de movilidad de las especies, el tipo de dieta de las especies, el tiempo transcurrido después del evento, etc. determinarán la respuesta de las comunidades ante estos eventos, por ende la comprensión de estas variables es sustancial para tomar medidas que mitiguen los efectos negativos del fuego sobre ellas; especialmente considerando la creciente recurrencia e intensidad de los incendios, lo que generará cambios más abruptos en las características y estructura del hábitat limitando la pronta recuperación de los ecosistemas (CR2, 2015).

En cuanto al efecto de la instalación de cajas anideras como medida de restauración, se registró un alto porcentaje de ocupación (70%); esta positiva respuesta concuerda con los resultados que ha tenido esta acción en otros estudios dentro de Chile (Muñoz et al., 1996; Moreno et al., 2005; Medrano et al., 2019). Las cajas anideras son una medida recomendable para aplicar en otros lugares donde se quiera mitigar los cambios en el hábitat de especies de aves nidificadoras de cavidades, ya sea por perturbaciones como un incendio u otros cambios que alteren la disponibilidad de sitios de nidificación para estas especies.

No obstante, a pesar del alto porcentaje de ocupación, no se registró un aumento en la abundancia de aves nidificadoras de cavidades secundarias debido a esta medida; estos resultados se relacionan con la considerable disminución que se evidenció en la riqueza y abundancia de las aves en la estación de verano. Lo anterior coincide con otros estudios en la región, donde es un patrón común que exista una disminución de estas variables en la avifauna durante los meses más cálidos, y un aumento en los meses más fríos debido a la llegada de especies migratorias a la zona central de Chile en esta época (Muñoz-Sáez et al., 2017; Villaseñor y Escobar, 2019; Villaseñor et al., 2020; Mejías, 2021).

En el caso particular del Santuario las condiciones de aridez en verano se vieron intensificadas durante el año de estudio, esto producto de la sequía que se viene desarrollando en la zona centro del país, la cual presenta una tendencia negativa explicada por la disminución de las precipitaciones en los meses de otoño e invierno, y el aumento de las

temperaturas en los meses de primavera y verano (Orrego, 2021). Esta tendencia coincide con los informes realizados por el Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2, 2015) en donde se establece el inicio de una *mega-sequía* a partir del año 2010. En el mismo informe se declaran los efectos de esta sequía en la vegetación, los cuales se aprecian en la reducción de los niveles de fotosíntesis de las plantas, y por ende la limitación de su crecimiento. Concretamente en la precordillera de Santiago y el cordón de Cantillana la sequía ha inducido cambios que se reflejan en la pérdida de verdor o *browning* que han tenido los bosques, lo cual no sólo se desencadena en la muerte de los árboles, sino que además aumenta el riesgo de ocurrencia de incendios (Miranda et al., 2020).

Un estudio realizado en la región de Valparaíso, específicamente en el Parque Nacional La Campana, muestra la disminución de la densidad de *Octodon degus* en los meses de verano, la que resulta similar a la de poblaciones ubicadas más al norte; esta similitud se explica por la sequía acumulada del lugar, la que genera condiciones parecidas a las registradas en la región más al norte del área de distribución de esta especie (Zunino et al., 1992). En otros países la situación no es diferente, en el delta del río Colorado en México, se ve una drástica disminución en la abundancia y diversidad de aves producto de la sequía que se vivía en la región entre el 2002 y 2007 (Hinojosa et al., 2013).

De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio, es relevante considerar las limitaciones que existieron al momento de evaluar los efectos del incendio en la comunidad de aves, ya que la cantidad de puntos evaluados y el plazo en el que se evaluaron eran restringidos, por lo que los resultados están acotados a estas condiciones. A futuro sería muy útil continuar realizando un análisis más profundo de los factores involucrados, incluyendo variables que no se consideraron en esta oportunidad; esto con la finalidad de comprender mejor cómo la comunidad de aves logró adaptarse a los cambios en el hábitat y cómo esta adaptación va evolucionando con el paso del tiempo, lo que aportará en la planificación de medidas que apunten a la restauración del Santuario.

Esta memoria aporta a conocer los efectos del fuego en la fauna silvestre, especialmente en zonas más vulnerables como lo es la región del matorral y bosque esclerófilo de la zona centro de nuestro país. Dada la situación actual de cambio climático y sequía, en donde los incendios son un fenómeno que se hará más frecuente, es de suma importancia poder seguir investigando los impactos de estas perturbaciones, ya que dimensionar el daño será útil a la hora de tomar decisiones en favor de la conservación de los ecosistemas.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo no evidencian diferencias en la riqueza y abundancia de aves entre los diferentes niveles de severidad de incendio, evaluados en los bosques y matorrales del área de estudio.

También se logró determinar que el incendio no tuvo un efecto mayor en las especies nidificadoras de cavidades secundarias en comparación con el resto de especies del Santuario. La riqueza y abundancia de los diferentes gremios de aves fueron similares en las tres severidades (no quemado, leve y severa).

En relación al efecto de la instalación de cajas anideras en la abundancia de aves nidificadoras de cavidades secundarias, no se encontraron diferencias significativas asociadas a esta medida. Sin embargo, la instalación registró una ocupación exitosa en más de la mitad de los puntos, lo que demuestra que esta herramienta es útil para brindar hábitat a este grupo de aves.

En el análisis general de los datos, se observó una importante disminución de la riqueza y abundancia de todas las aves en la temporada de verano; si bien esto es un patrón característico de esta región, la situación de sequía que experimenta el Santuario intensificó los efectos de este fenómeno durante esa estación. Esta podría ser una de las razones de por qué no hubo un aumento en la abundancia de aves nidificadoras de cavidades secundarias posterior a la instalación de las cajas.

Finalmente, este estudio aporta nuevos antecedentes sobre el efecto de los incendios en la avifauna de la zona central de Chile. Resulta necesario seguir investigando los cambios que generan estas perturbaciones y sus posibles medidas de restauración, con el fin de aportar nuevas estrategias que ayuden a mitigar su impacto en los ecosistemas, sobre todo en aquellos con altos niveles de biodiversidad y dada la creciente recurrencia de estos eventos bajo el contexto de sequía y cambio climático.

BIBLIOGRAFÍA

- Altamirano, A.; C. Salas; V. Yaitul; C. Smith y A. Ávila. 2013. Influencia de la heterogeneidad del paisaje en la ocurrencia de incendios forestales en Chile Central. *Revista de geografía Norte Grande*, (55): 157-170.
- Altamirano, T.; J.T. Ibarra; F. Hernández; I. Rojas; J. Laker y C. Bonacic. 2012 a. Hábitos de nidificación de las aves del bosque templado andino de Chile. Santiago, Chile: Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. 113p.
- Altamirano, T.; J.T. Ibarra; K. Martín y C. Bonacic. 2012 b, dic. Árboles viejos y muertos en pie: un recurso vital para la fauna del bosque templado de Chile. (Bol. N°15), Red de Observadores de Aves y vida silvestre de Chile (ROC). Santiago, Chile. 50p.
- Arroyo, M.; P. Marquet; C. Marticorena; J. Simonetti; L. Cavieres; F. Squeo. et al. 2006. El hotspot chileno, prioridad mundial para la conservación. (cap. 2, pp.90-93). En: CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos. 2a. ed. Santiago, Chile: Ocho libros editores. 640 p.
- Bates, D.; M. Maechler; B. Bolker and S. Walker. 2015. Fitting linear mixedeffects models using lme4. *J Stat Softw*, 67:1–48.
- Bravo, J.P. 2012. Efecto de la intensidad de incendio sobre el banco de semillas de una pradera anual de clima mediterráneo. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 44 p.
- Bodí, M.; A. Cerda; J. Mataix-Solera y S. Doerr. 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: Revisión bibliográfica. (Bol. Tec. N°58), Departamento de Geografía, Universidad de Valencia. Valencia, España. 55p.
- Bolker, B.M.; M.E. Brooks; C.J. Clark; S.W. Geange; J.R. Poulsen; M.H.H. Stevens and J.S. White. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology and evolution*, 24(3): 127–135.
- Carpaneto, G. 2009. Seasonal bird assemblages in a Mediterranean patchy wetland: corroborating the intermediate disturbance hypothesis. *Polish Journal of Ecology*, 57(1): 171-179.
- Castillo, M.; P. Perdernera y E. Peña. 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA*. 10 p.
- Castro-Huerta, R.; C. Morales; J. Gajardo; E.A. Mundaca and M. Yáñez. 2021. Soil Mesofauna Responses to Fire Severity in a Sclerophyllous Forest in Central Chile. *Forests* 12, 1444. 9p.
- Centro de Ciencia del Clima y Resiliencia (CR2). 2015, nov. La Megasequía 2010 – 2015: Una lección para el futuro. Informe a la Nación. (Doc. Tec.), Centro de Ciencia del Clima y Resiliencia (CR) 2. Santiago, Chile. 84p.

- Connell, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199:1302- 1310.
- De la Barrera, F.; F. Barraza; P. Favier; V. Ruiz and J. Quense. 2018. Megafires in Chile 2017: Monitoring multiescale environmental impacts of burned ecosystems. *Science of the Total Environment*, (637-638): 1526-1536.
- Diaz, I.; J. Armesto; S. Reid; K. Sieving and M. Willson. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in sucesional forests of Chiloé Island, Chile. *Biological Conservation*, 123: 91-101.
- DS N°44. 2016. Declara Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata, comuna de Maipú, Región Metropolitana. Santiago: Ministerio del Medio Ambiente. 3p.
- Facultad de Ciencias Agronómicas, 2018. Plan de Manejo del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata. Santiago, Chile: Universidad de Chile. 157 p.
- Fernández, I.; N. Morales; L. Olivares; J. Salvatierra; M. Gómez y G. Montenegro. 2010. Restauración ecológica para ecosistemas nativos afectados por incendios forestales. 1° Edición. Santiago, Chile: Pontificia Universidad Católica de Chile. 162p.
- Ferrá, B. 2021. Evaluación de la regeneración natural de especies herbáceas del matorral y bosque esclerófilo tres temporadas después de ocurrido un incendio. *Memoria Ingeniería en Recursos Naturales Renovables*. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 54p.
- Gajardo, R. 1994. Región del matorral y del bosque esclerófilo. (cap. 5, pp. 43-59). En su: *La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica*. Santiago, Chile: Editorial Universitaria. 165p.
- González, F. 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna: Métodos para contar aves terrestres. Instituto de Ecología (INECOL), Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México. 390p.
- González M. & Veblen T. 2007, jun. Incendios en bosques de *Araucaria araucana* y consideraciones ecológicas al madereo de aprovechamiento en áreas recientemente quemadas. *Revista chilena de historia natural*, 80(2): 243-253.
- Harris, P. & Hughes, M. 2012. Predicted benthic disturbance regimes on the Australian continental shelf: a modelling approach. *Marine ecology progress series*, 449: 13-25.
- Herrando S. 2011. Habitat disturbance in Mediterranean landscapes: Effects of fire and fragmentation on birds. Tesis doctoral. Barcelona, España: Facultad de Biología, Universidad de Barcelona. 123p.
- Hinojosa, O.; P. Nagler; Y. Carrillo and E. Glenn. 2013, oct. Reprint of: Effects of drought on birds and riparian vegetation in the Colorado River Delta, Mexico. *Ecological Engineering*, 59: 104-110.

- Hothorn, T.; F. Bretz and P. Westfall. 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal*, 50(3): 346-363.
- INE (Instituto Nacional de Estadística Chile). 2010. Informe anual de Medio Ambiente 2010. Santiago, Chile: INE. 229 p.
- Izhaki, I. 2012. The impact of fire on vertebrates in the Mediterranean basin: an overview. Department of Evolutionary and Environmental Biology, University of Haifa. Israel. 233p.
- Jiménez, J. 2000. Effect of sample size, plot size, and counting time on estimates of avian diversity and abundance in a Chilean rainforest. *Field Ornithology*, 71(1): 66–87.
- Jimenez, A.; G. Pionce; R. Sotolongo y M. Ramos. 2016. Perturbaciones humanas sobre composición y estructura del bosque semidecíduo mesófilo de la Reserva de la Biósfera Sierra del Rosario, Cuba. *SATHIRI: sembrador*, 10: 196-206.
- Lee, C.; C. Schelemme; J. Murray and R. Unsworth. 2015. The Cost of climate change: Ecosystem services and wildland fire. *Ecological Economics*, (116): 261-269.
- Luebert, F. & Pliscoff, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile. 384p.
- Lloret, F. 2004. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. (Doc. Tec.), Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España: ISBN. 101-126.
- López-Calleja, M. 1995. Dieta de *Zonotrichia capensis* (Emberizidae) y *Diuca diuca* (Fringillidae): efecto de la variación estacional de los recursos tróficos y la riqueza de aves granívoras en Chile central. *Revista chilena de historia natural*, 68: 321-331.
- Martínez, T. 2018. Análisis de la regeneración de especies herbáceas una temporada después de un incendio en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata. Memoria Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 61p.
- Medrano, F.; I. Vásquez; F. Aguirre; P. Maldonado; H. Gutiérrez; K. Burgos; M. Ovalle; V. Latorre; y C. Vergara. 2019, jun. Notas sobre la biología reproductiva del chercán común (*Troglodytes aedon*) en un ambiente periurbano de Chile central. *Revista chilena de ornitología*, 25(1): 9-12.
- Mejías, D. 2021. Composición, riqueza y abundancia de aves en espacios verdes urbanos y áreas naturales de Santiago de Chile. Memoria Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 42 p.
- Miranda, A.; A. Lara; A. Altamirano; C. Di Bella; M. González and J. Camarero. 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators*. 115(106401).

- Montenegro, G.; R. Ginocchio; A. Segura; J. Kelly and M. Gómez. 2004. Fire regimes and vegetation responses in two Mediterranean-climate regions. *Revista chilena de historia natural*, 77(3): 455-464.
- Moreno, J.; S. Merino; R. Vásquez and J. Armesto. 2005. Breeding biology of the thorn-tailed rayadito (furnariidae) in south-temperate rainforests of Chile. *The Condor*, 107: 69–77.
- Muñoz, A.; A. Gantz y M. Saavedra. 1996. Nidos artificiales en plantaciones de *Pinus radiata* en el sur de Chile: ¿una herramienta para mitigar impactos negativos?. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 393-400.
- Muñoz-Sáez, A.; J. Pérez-Quezada and C. Estades. 2017. Agricultural landscapes as habitat for birds in central Chile. *Revista chilena de historia natural*, 90(3): 1-12.
- Novoa, F. 2019. Efectos de los incendios forestales sobre los gremios de aves del bosque templado andino del sur de Chile. Tesis Magíster en Recursos Naturales. Santiago, Chile: Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. 64p.
- Novoa, F. J.; T. A. Altamirano; C. Bonacic; K. Martin and J. T. Ibarra. 2021. Fire regimes shape biodiversity: responses of avian guilds to burned forests in Andean temperate ecosystems of southern Chile. *Avian Conservation and Ecology* 16(2): 22.
- Orrego, R. 2021. Análisis de las respuestas de distintas coberturas arbóreas (nativas y forestales) a episodios de sequía de la zona centro-sur de Chile (34°S - 39°S) durante los años 2000 – 20018. Memoria Geógrafo. Santiago, Chile: Facultad de Arquitectura y urbanismo, Universidad de Chile. 96p.
- Parra, A y F. Bernal. 2010, jul.-dic. Incendios de cobertura vegetal y biodiversidad: una mirada a los impactos y lo efectos ecológicos potenciales sobre la diversidad vegetal. *El Hombre y la Máquina*, (35): 67-81.
- Pauchard, A. & Villarroel, P. 2002. Protected areas in Chile: history, current status, and challenges. *Natural Areas Journal*, 22: 318–330.
- Perfetti-Bolaño, A; D. González-Acuña; C. Barrientos y L. Moreno. 2013. Efectos del fuego sobre la avifauna del cerro Cayumanque, Región del Bío-Bío, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*. 19:1-11.
- Pons, P. 2007. Consequences of wildfires on vertebrates and their management in Mediterranean regions. *Universitat de Girona*. Girona, España. 18p.
- Quinn, G. & M. Keough. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists*. New York, USA: Cambridge University Press. 537p.
- Quintanilla, V. 2014. Los impactos de los incendios forestales en los bosques esclerófilos costeros mediterráneos de Chile: Caso de la Región de Valparaíso. Depto. Ingeniería Geográfica, Universidad de Santiago de Chile. Santiago, Chile: Universitaria. 9p.

Salvador, R.; X. Pons y X. Baulies. 1997, dic. Análisis de imágenes multiespectrales aerotransportadas para estimar variables estructurales de bosques mediterráneos de *Quercus ilex* L. *Orsis* 12: 127–139.

Universidad de Chile. 2014. Informe Universidad de Chile sobre situación en Quebrada de La Plata. Estación Experimental German Greve Silva, Facultad de Ciencias Agronómicas. Santiago Chile. 309p.

Universidad de Chile. 2017. Plan de restauración socio-ecológica del Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile: Universitaria. 141p.

Vergara, M. 2019. Análisis de la comunidad de artrópodos, una temporada después de un incendio, en el Santuario de la Naturaleza Quebrada de La Plata. Memoria Ingeniería en Recursos Naturales Renovables. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 74p.

Vergara, P.; J. Jiménez and R. Schalatter. 2010. Effective Point-Count Duration for Estimating Bird Species' Richness in Chilean Forests. *Zoological Studies*, 49(3): 381-391.

Villaseñor, N & M. Escobar. 2019. Cemeteries and biodiversity conservation in cities: how do landscape and patch-level attributes influence bird diversity in urban park cemeteries? *Urban Ecosystems*, 16(3): 1-10.

Villaseñor, N.; L. Chianga; J. Hernández and M.A.H. Escobar. 2020. Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*. 49: 1-10.

White, J.; K. Ryan; C. Key and S. Running. 1996. Remote Sensing of Forest Fire Severity and Vegetation Recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 6(3): 125-136.

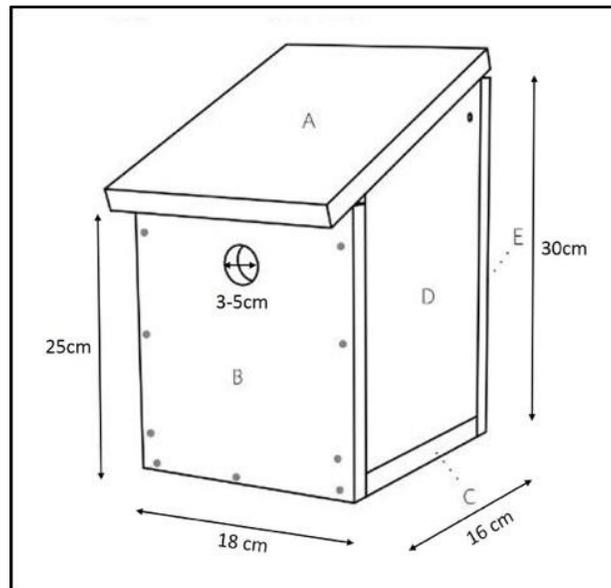
Zunino, S.; F. Saiz y L. Yates. 1992. Uso del espacio, densidad de *Octodon degus* y oferta de recursos en Ocoa, Parque Nacional La Campana, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 65: 345-355.

Zúñiga, A. H.; J. Rau; F. Jaksic; P. Vergara; F. Encina-Montoya and A. Fuentes-Ramirez. 2020 a. Rodent assemblage composition as indicator of fire severity in a protected area of south-central Chile. *Austral Ecology*, 46: 249-260.

Zúñiga, A. H.; J. Rau; V. Fuenzalida and A. Fuentes–Ramírez. 2020 b. Temporal changes in the diet of two sympatric carnivorous mammals in a protected area of south–central Chile affected by a mixed–severity forest fire. *Animal Biodiversity and conservation*, 43.2: 177–186.

ANEXOS

Anexo 1. Dimensiones aproximadas de caja anidera.



APÉNDICES

Apéndice 1. Listado de especies registradas.

Especie	Nombre vernáculo	Presencia	
		Bosque	Matorral
<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águila	X	X
<i>Anairetes parulus</i>	Cachudito	X	X
<i>Pseudasthenes humicola</i>	Canastero	X	X
<i>Dryobates lignarius</i>	Carpinterito	X	X
<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo	X	X
<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	X	X
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	X	X
<i>Glaucidium nanum</i>	Chuncho		X
<i>Scytalopus fuscus</i>	Churrín del norte	X	
<i>Callipepla californica</i>	Codorniz	X	X
<i>Pygarrichas albogularis</i>	Comesebo grande	X	X
<i>Phrygilus gayi</i>	Cometocino de gay	X	X
<i>Vultur gryphus</i> *	Cóndor		X
<i>Diuca diuca</i>	Diuca	X	X
<i>Xolmis pyrope</i>	Diucón	X	X
<i>Elaenia albiceps</i>	Fío-fío	X	X
<i>Larus dominicanus</i> *	Gaviota dominicana		X
<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina chilena	X	X
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina de dorso negro	X	
<i>Sporagrab barbata</i>	Jilguero		X
<i>Sturnella loyca</i>	Loica	X	X
<i>Athene cunicularia</i>	Pequén		X
<i>Nothoprocta perdicaria</i>	Perdiz chilena		X
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Peuco	X	X
<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Picaflor chico	X	X
<i>Patagona gigas</i>	Picaflor gigante	X	
<i>Colaptes pitius</i>	Pitío	X	X
<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	X	X
<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito	X	
<i>Scelorchilus albicollis</i>	Tapaculo	X	X
<i>Mimus thenca</i>	Tenca	X	X
<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Tijeral	X	X
<i>Milvago chimango</i>	Tiuque	X	X
<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo	X	X
<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	X	X
<i>Bubo virginianus</i> *	Tucúquere		X

<i>Pteroptochos megapodius</i>	Turca	X	X
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Viudita	X	
<i>Phrygilus fruticeti</i>	Yal	X	X
<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal	X	X

(*) Especies registradas fuera de conteo

Apéndice 2. Resultados para la riqueza de aves en la comparación entre los niveles de severidad de incendio de bosque y matorral en invierno.

<i>Predictors</i>	Riqueza Total		
	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>std. Error</i>	<i>p</i>
(Intercept)	12.70	0.09	< 0.001
sev [No quemado]	0.84	0.13	0.192
sev [Severa]	0.98	0.13	0.900
Random Effects			
σ^2	0.08		
$\tau_{00 \text{ cob}}$	0.00		
N_{cob}	2		
Observations	30		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.072 / NA		

Apéndice 3. Resultados para la abundancia de aves en la comparación entre los niveles de severidad de incendio de bosque y matorral en invierno.

<i>Predictors</i>	Abundancia Total		
	<i>Estimates</i>	<i>std. Error</i>	<i>p</i>
(Intercept)	14.90	1.90	< 0.001
sev [No quemado]	-1.10	2.69	0.683
sev [Severa]	-1.90	2.69	0.480
Random Effects			
σ^2	36.24		
$\tau_{00 \text{ cob}}$	0.00		
N_{cob}	2		
Observations	30		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.017 / NA		

Apéndice 4. Proporción de la Riqueza de aves NCS en comparación con el resto de especies en los tres niveles de severidad.

Proporción aves NCS			
<i>Predictors</i>	<i>Estimates</i>	<i>std. Error</i>	<i>p</i>
(Intercept)	0.10	0.03	<0.001
sev [No quemado]	-0.02	0.03	0.487
sev [Severa]	-0.02	0.03	0.503
Random Effects			
σ^2	0.00		
$\tau_{00 \text{ cob}}$	0.00		
ICC	0.16		
N_{cob}	2		
Observations	30		
Marginal R ² / Conditional R ²	0.018 / 0.177		

Apéndice 5. Proporción de la Abundancia de aves NCS en comparación con el resto de especies en los tres niveles de severidad.

Proporción aves NCS			
<i>Predictors</i>	<i>Estimates</i>	<i>std. Error</i>	<i>p</i>
(Intercept)	0.13	0.06	0.030
sev [No quemado]	-0.01	0.06	0.918
sev [Severa]	0.01	0.06	0.883
Random Effects			
σ^2	0.02		
$\tau_{00 \text{ cob}}$	0.00		
ICC	0.20		
N_{cob}	2		
Observations	30		
Marginal R ² / Conditional R ²	0.002 / 0.197		

Apéndice 6. Proporción de la abundancia de aves NCS en sitios severamente quemados.

Proporción aves NCS			
<i>Predictors</i>	<i>Estimates</i>	<i>std. Error</i>	<i>p</i>
(Intercept)	0.14	0.08	0.072
estacion [verano]	0.05	0.11	0.656
Random Effects			
σ^2	0.06		
$\tau_{00 \text{ cob}}$	0.00		
N_{cob}	2		
Observations	20		
Marginal R ² / Conditional R ²	0.010 / NA		

Apéndice 7. Resultados para la riqueza de aves en la comparación entre invierno y verano.

Riqueza Total			
<i>Predictors</i>	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>std. Error</i>	<i>p</i>
(Intercept)	12.76	0.09	<0.001
sev [No quemado]	0.91	0.10	0.345
sev [Severa]	0.99	0.10	0.884
cob [Matorral]	0.94	0.08	0.468
estacion [Verano]	0.71	0.08	<0.001
Observations	60		
R ² Nagelkerke	0.527		

Apéndice 8. Resultados para la abundancia de aves en la comparación entre invierno y verano

Abundancia Total			
<i>Predictors</i>	<i>Incidence Rate Ratios</i>	<i>std. Error</i>	<i>p</i>
(Intercept)	14.67	0.09	<0.001
sev [No quemado]	1.00	0.11	1.000
sev [Severa]	0.88	0.11	0.252
cob [Matorral]	0.97	0.09	0.757
estacion [Verano]	0.23	0.11	<0.001
Observations	60		
R ² Nagelkerke	0.976		