



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
INGENIERÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

**RESPUESTA DE LA AVIFAUNA AL PROCESO DE RESTAURACIÓN DE
ECOSISTEMAS: UN CASO DE ESTUDIOS EN EL VERTEDERO DE CENIZAS
DE LA CENTRAL TERMoeLECTRICA BOCAMINA, CORONEL, CHILE.**

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de
Concepción para otorgar al título profesional de Ingeniero en Conservación de
Recursos Naturales

POR: Mauricio Becker Campos

Profesor Guía: Cristóbal Pizarro Pinochet

Septiembre, 2025

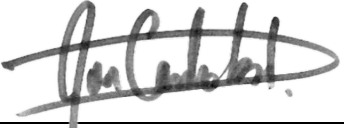
Concepción, Chile

© 2025, Mauricio Antonio Becker Campos

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

**RESPUESTA DE LA AVIFAUNA AL PROCESO DE RESTAURACIÓN DE
ECOSISTEMAS: UN CASO DE ESTUDIOS EN EL VERTEDERO DE CENIZAS
DE LA CENTRAL TERMoeLECTRICA BOCAMINA, CORONEL, CHILE.**

Profesor Guía



Cristóbal Pizarro Pinochet

Profesor Asociado

Veterinario, PhD

Profesor Guía



Darío Moreira Arce

Colaborador Externo

Biólogo, PhD

DEDICATORIA

Dedico este trabajo con todo mi cariño a mi familia, por su apoyo incondicional y por ser el motor que me impulsó a alcanzar esta meta.

A mis amigos de la universidad, por compartir conmigo aprendizajes, desafíos y momentos inolvidables a lo largo de estos años, por acompañarme en los momentos difíciles y celebrar conmigo cada logro

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al financiamiento obtenido del Proyecto de Investigación e Implementación del Plan de Revegetación en el Sector 3 del Vertedero de Cenizas de la Central Termoeléctrica Bocamina (73/F/22/EP01) bajo el Convenio Enel-UdeC, gracias al cual fue posible desarrollar el presente trabajo de investigación.

Extiendo también mis agradecimientos a mis profesores guía, quienes con su orientación y apoyo constante hicieron posible la culminación de este proceso. Asimismo, a mis compañeros y colegas que contribuyeron con ideas, sugerencias y compañía en terreno.

Finalmente, a mi familia y amistades, por su apoyo incondicional y motivación en cada etapa de esta tesis.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN.....	xi
ABSTRACT.....	12
I. INTRODUCCIÓN	13
II. METODOLOGÍA.....	18
2.1 Descripción del área de estudio	18
2.2 Diseño de muestreo.....	22
2.2.1 Muestreo de avifauna con puntos de conteo.....	22
2.2.2 Monitoreo acústico pasivo aves nocturnas.....	23
2.3 Análisis de diversidad alfa.	25
2.4 Comparación entre comunidades de aves.	26
2.4.1 Análisis univariados.....	26
2.4.2 Análisis multivariados.	27
2.4.3 Ordenación no métrica (NMDS).	27
2.4.4 Comparaciones multivariadas por pares (PERMANOVA).	28
2.5 Descripción del papel trófico/funcional del ensamble de aves.....	28
2.5.1 Análisis de componentes principales (PCA).....	30
III. RESULTADOS.....	32
3.1 Comparación de la riqueza de ambos sitios por punto de conteo.	32
3.2 Riqueza y frecuencia de vocalización de aves nocturnas.....	33
3.3 Descripción de las especies registradas.....	35
3.4 Abundancia relativa de aves.....	38
3.4.1. Vertedero de cenizas central termoeléctrica bocamina.....	38
3.4.2. Estación biológica terrestre (EBT).....	39
3.4 Análisis diversidad alfa.	42
3.5 Comparación de la estructura de las comunidades de aves.	45
3.6 Descripción del papel trófico/funcional del ensamble de aves.....	48
IV. DISCUSIÓN	52
4.1 Resultados generales y limitaciones.....	52

4.2 ¿Que se espera de los cambios en la composición de las especies de aves con el avance del proceso de restauración?	56
4.3 Recomendaciones orientadas a fortalecer y guiar futuros esfuerzos de restauración.....	61
V. CONCLUSIONES	65
VI. GLOSARIO	67
VII. BIBLIOGRAFÍA	75

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Riqueza total de avifauna encontradas con ambas metodologías (Puntos de conteo y audiomoth) en el vertedero de cenizas de Bocamina (BCM) y la Estación Biológica Terrestre (EBT).	36
--	----

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Figura 2.1. Mapa de ambas áreas de estudio ubicadas en dos comunas (Hualpén y Coronel) en el borde costero de la región del Biobío, Chile: 1) Estación biológica terrestre, 2) Vertedero de cenizas de la central termoeléctrica Bocamina.....	19
Figura 2.2. Ubicación geográfica del área en rehabilitación en el vertedero de cenizas de la central termoeléctrica Bocamina en Coronel (BCM).	20
Figura 2.3 Ubicación geográfica del área de estudio y ecosistema de referencia Estación biológica terrestre (Hualpén, Chile).	21
Figura 3.1. Riqueza de especies de aves registrada en el Vertedero de cenizas Bocamina (Coronel, Chile) y en la Estación Biológica Terrestre Pedro del Río Zañartu (Hualpén, Chile), durante las cuatro estaciones del año 2023–2024. La riqueza corresponde al número de especies detectadas en cada estación; las barras azules representan el vertedero y las naranjas el sitio de referencia. ...	33
Figura 3.2. Frecuencia de detección de aves nocturnas registradas en Audiomoth.....	34
Figura 3.3. Abundancia relativa anual de las especies de aves presentes en el Vertedero de cenizas de la central termoeléctrica bocamina, Coronel (arriba) y la Estación biológica terrestre, Hualpén (abajo). Las especies están representadas con las barras de los mismos colores para facilitar la inspección visual de las ocho especies dominantes en cada sitio.	41
Figura 3.4. Curvas de diversidad alfa para los órdenes $q = 0$ (riqueza), $q = 1$ (Shannon) y $q = 2$ (Simpson), estimadas mediante interpolación y extrapolación. Las líneas continuas representan la rarefacción; las punteadas, la extrapolación; y las bandas sombreadas, los intervalos de confianza del 95%.	44
Figura 3.5. Resultados del análisis ANOSIM (Análisis de Similitudes) basado en disimilitud Bray-Curtis. Esta muestra los rangos de disimilitud entre pares de sitios dentro de cada grupo y entre grupos. Se observa una marcada separación entre grupos, con un valor de $R = 0.909$ y $p = 0.005$, lo que indica diferencias altamente significativas en la composición de especies de aves según tipo de hábitat. ...	46
Figura 3.6. Análisis de ordenación no métrica (NMDS) basado en disimilitud Bray-Curtis de la composición de especies de aves por sitio. Las elipses corresponden a agrupaciones por tipo de hábitat generadas con ggforce. Se observa una clara separación entre los sitios de bosque y los otros dos tipos de hábitat.....	47
Figura 3.7. <i>Heatmap</i> de R^2 para comparaciones entre tipos de hábitat.....	48
Figura 3.8. Análisis de componentes principales (PCA) de los grupos tróficos funcionales. Los sitios BCM se agrupan en torno a los grupos insectívoro,	

piscívoro y carroñero, mientras que EBT presenta una mayor dispersión y equilibrio funcional. 51

RESUMEN

Este estudio evaluó la respuesta de la comunidad de aves al proceso de restauración del vertedero de cenizas de la central termoeléctrica Bocamina (Coronel, Chile), un sitio intervenido por actividades industriales. Se estudió el ensamblaje de aves mediante el análisis de su diversidad taxonómica y funcional, y su comparación con el ensamblaje presente en la Estación Biológica Terrestre Pedro del Río Zañartu como ecosistema de referencia (Hualpén, Chile). A través de conteos estacionales y un set de análisis estadísticos multivariados, se identificaron diferencias entre ambos sitios. Bocamina presentó una comunidad dominada por especies generalistas y adaptadas a ambientes abiertos, mientras que el sitio de referencia albergó un ensamblaje con una mayor heterogeneidad estructural y con la presencia de especies asociadas a bosques maduros. Estos resultados sugieren que el sitio en restauración se encuentra en una fase intermedia de recuperación, donde persisten limitaciones funcionales y estructurales propias de estados sucesionales tempranos, pero con una trayectoria positiva hacia comunidades más complejas. Se concluye que la avifauna actúa como un bioindicador sensible de la calidad ecológica en ecosistemas degradados y en transición, y se proponen recomendaciones para reorientar el proceso restaurativo hacia la mantención de mosaicos de hábitats y establecer monitoreos a largo plazo. Este enfoque permite avanzar hacia una restauración más efectiva y adaptativa en paisajes altamente transformados.

ABSTRACT

This study evaluated the response of the bird community to the restoration process of the ash dump at the Bocamina thermoelectric power plant (Coronel, Chile), a site affected by industrial activities. The bird assemblage was studied by analyzing its taxonomic and functional diversity and comparing it with the assemblage present at the Pedro del Río Zañartu Terrestrial Biological Station as a reference ecosystem (Hualpén, Chile). Through seasonal counts and a set of multivariate statistical analyses, differences between the two sites were identified. Bocamina presented a community dominated by generalist species adapted to open environments, while the reference site housed an assemblage with greater structural heterogeneity and the presence of species associated with mature forests. These results suggest that the site under restoration is in an intermediate phase of recovery, where functional and structural limitations typical of early successional stages persist, but with a positive trajectory toward more complex communities. It is concluded that birdlife acts as a sensitive bioindicator of ecological quality in degraded and transitional ecosystems, and recommendations are proposed to reorient the restoration process toward the maintenance of habitat mosaics and the establishment of long-term monitoring. This approach allows for progress toward more effective and adaptive restoration in highly transformed landscapes.

I. INTRODUCCIÓN

A escala global, la degradación y pérdida de ecosistemas impulsadas por actividades humanas, la contaminación y la expansión industrial, constituyen las principales causas del declive de la biodiversidad (Díaz et al., 2019). Estas acciones han provocado alteraciones biofísicas de magnitud planetaria, acelerando tasas de extinción al menos decenas a centenas de veces superiores al promedio de los últimos 10 millones de años (CBD, 2022). En respuesta a esta crisis, el Marco Mundial de Biodiversidad Kunming-Montreal establece una nueva hoja de ruta hacia 2030, basada en el conocimiento científico y en una visión compartida de vivir en armonía con la naturaleza al año 2050. Este marco reconoce la urgencia de restaurar no solo ecosistemas degradados, sino también aquellos profundamente transformados por la acción humana, como los sitios industriales, y plantea como meta global la restauración efectiva del 30% de estos ecosistemas hacia el final de la década (CBD, 2022; SER, 2004).

Aunque la restauración de ecosistemas se ha convertido en una estrategia crucial para mitigar los efectos negativos sobre la biodiversidad y recuperar la salud de los entornos naturales, el monitoreo del éxito de la restauración se ha medido principalmente en el seguimiento del establecimiento de la vegetación. Es relevante entonces promover la investigación sobre las funciones que desempeña la fauna en el proceso de restauración, tales como la polinización, la

dispersión de semillas y el control de plagas y enfermedades(Ortega-Álvarez & Lindig-Cisneros, 2012). Por esta razón es crucial que la planificación y evaluación de proyectos de restauración considere, monitoree y facilite el establecimiento de la fauna silvestre (Gann et al., 2019).

Las aves constituyen un grupo faunístico clave en el monitoreo ecológico debido a su alta sensibilidad a cambios ambientales, su amplia distribución, fácil identificación y su diversidad de hábitos tróficos y reproductivos (Sekercioglu, 2006). Las aves cumplen roles funcionales esenciales como la dispersión de semillas, polinización, control biológico de insectos y reciclaje de nutrientes, lo que las convierte en proveedores fundamentales de servicios ecosistémicos (Whelan et al., 2008). Además, su relativa facilidad de observación y registro por su vocalización, en comparación con otros grupos de fauna, permite desarrollar protocolos estandarizados de muestreo a través de métodos visuales y acústicos (Bibby, 2000). En estudios de restauración ecológica, las aves han demostrado ser bioindicadores eficaces de la calidad del hábitat, ya que reflejan con precisión el grado de heterogeneidad estructural, la conectividad del paisaje y la madurez sucesional del ecosistema. En consecuencia, evaluar la comunidad aviar bajo un enfoque taxonómico y funcional ofrece una herramienta poderosa para diagnosticar el progreso de los procesos de restauración ecológica. (Ortega-Álvarez & Lindig-Cisneros, 2012; Venier & Pearce, 2004).

La actividad industrial es una de las principales fuentes de impacto ambiental, esto incluye la generación de diversos tipos de residuos sólidos, líquidos y gaseosos que contaminan el suelo, agua y aire (Zurrita et al., 2015). Los parques industriales son agentes directos de degradación ambiental, no solo a través de sus emisiones y residuos, sino que también por medio de la fragmentación del paisaje, con grandes extensiones reservadas para la instalación de grandes industrias (Toro, 2021). La producción de energía a base de carbón es actualmente la mayor fuente de energía en la tierra, y se utiliza ampliamente para la generación de electricidad (Huaman & Jun, 2014). La producción de energía a partir de carbón u otros combustibles fósiles ha contribuido en la transformación directa de los ecosistemas particularmente por la acumulación de desechos contaminantes postcombustión tales como la ceniza (Lockwood et al., 2009). En este contexto, resulta urgente desarrollar estrategias de restauración que enfrenten los impactos acumulativos de este tipo de actividades.

En Chile existen 28 centrales termoeléctricas pertenecientes a cuatro empresas: (Engie, Enel, AES Gener y Colbum) concentradas en cinco ciudades del país, denominadas zonas de sacrificio: Tocopilla, Mejillones, Huasco, Quintero-Puchuncaví y Coronel. Estas localidades se caracterizan por poseer bajos índices socioeconómicos, mala calidad de vida y altos niveles de contaminación debido a la actividad industrial (Toro, 2021). A pesar de la magnitud de este escenario, aún persisten vacíos de información respecto y monitoreo de procesos

de restauración en sitios industriales, lo que refuerza la necesidad de generar conocimiento aplicado que permita guiar intervenciones futuras.

Este trabajo evaluó la estructura de la avifauna en el proceso de restauración del vertedero de cenizas de la Central Bocamina II en la comuna de Coronel la cual posee un desarrollo económico-productivo basado principalmente en torno a la actividad portuaria, industrial, pesquera, forestal y energética, y se emplazan tres complejos termoeléctricos a carbón, de los cuales dos más grandes empresas del rubro: 1) Central Santa María (Colbún S.A.) y 2) Centrales Bocamina I y Bocamina II (Enel Generación Chile, Ex Endesa), situando así a Coronel como una de las cinco comunas con más centrales termoeléctricas del país (Ceballos, 2021). Como parte del Plan Nacional de Descarbonización de la Matriz Energética, promovido por el Estado chileno (Vivanco Font, 2020), estas plantas cesaron sus operaciones en 2020 y 2022, respectivamente. Mientras el vertedero de cenizas de Bocamina II fue clausurado durante el año 2018. El 2019 la Universidad de Concepción a través de la Iniciativa Foresta Nativa propuso un plan de rehabilitación del vertedero de cenizas de la Central Termoeléctrica Bocamina basado en los principios de la restauración ecológica mediante un enfoque de manejo adaptativo. Para ello se propuso implementar una revegetación con especies nativas arbóreas y arbustivas, posterior a la cobertura e impermeabilización de las cenizas.

La rehabilitación de un lugar tan degradado como un vertedero de cenizas es inédito en Chile, sin embargo, hasta la fecha no se habían realizado un monitoreo del avance de la sucesión ecológica a través del análisis de la fauna silvestre. En este contexto, el objetivo general de este estudio fue evaluar la respuesta de la comunidad de aves al proceso de restauración ecológica en un sitio intervenido por actividades industriales (Bocamina), mediante el análisis de su diversidad taxonómica y funcional, en su comparación con ecosistemas de referencia costero ubicado en el Santuario de la Naturaleza Península de Hualpén, específicamente en la Estación Biológica Terrestre (EBT). Para ello, se plantearon tres objetivos específicos: (1) comparar la composición de los ensamblajes de aves entre el sitio en restauración y los ecosistemas de referencia (EBT), a través de un enfoque multivariado que integra metodologías complementarias; (2) profundizar en el análisis comparativo de los ensamblajes según tipo de hábitat, diferenciando entre pradera y bosque como referencia funcional y estructural del proceso de recuperación; y (3) proveer recomendaciones orientadas a fortalecer y guiar futuros esfuerzos de restauración ecológica, a partir de los patrones observados en la diversidad y funcionalidad de la avifauna, entendida como un indicador clave de la calidad ecológica de los sistemas en transición.

II. METODOLOGÍA

2.1 Descripción del área de estudio

El área de estudio comprendió dos lugares específicos, el primero es el área de rehabilitación Vertedero de Cenizas de la central Termoeléctrica de Bocamina (BCM) ubicada en la comuna de Coronel, región del Biobío, más específicamente en el sector de Schwager (37°01'S – 73°08'O) la cual sirvió como sitio de tratamiento (Figura 2.2). Esta área tiene una superficie de 9,8 hectáreas en total, de las cuales 6,3 fueron tratadas con la revegetación de especies autóctonas del bosque esclerófilo mediterráneo costero de *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia* en el año 2019, como parte del plan de cierre del vertedero.

El segundo lugar corresponde a la Estación biológica terrestre (EBT), ubicada en la comuna de Hualpén, región del Biobío (36°47'S – 73°10'O), distante a 24 km del Vertedero de cenizas de la central termoeléctrica Bocamina. Esta área cuenta con una superficie total de 70 hectáreas, la cual posee uno de los últimos remanentes de Bosque Esclerófilo mediterráneo costero de la región (Luebert & Pliscoff, 2006). Esta fue el ecosistema de referencia (Figura 2.3).

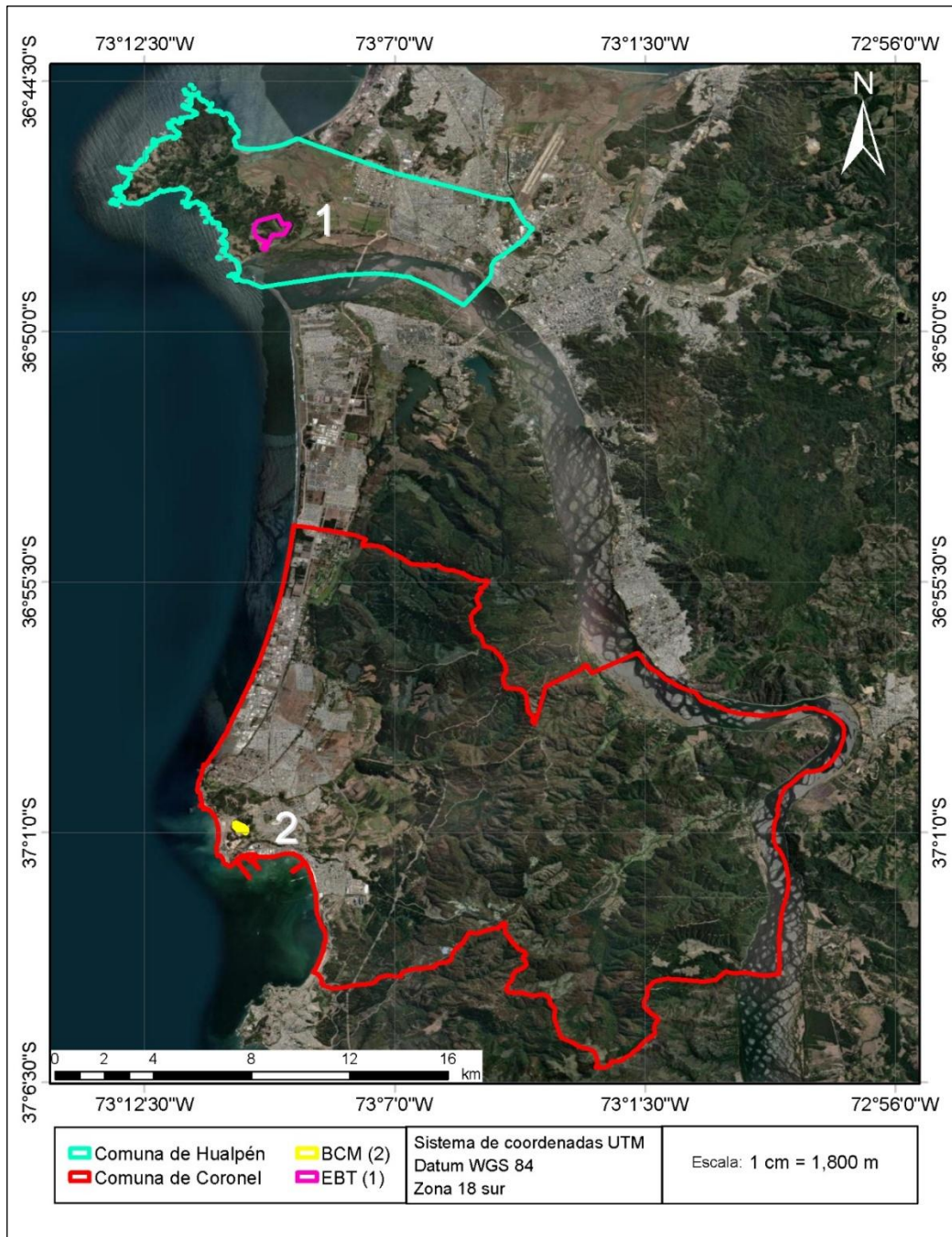


Figura 2.1. Mapa de ambas áreas de estudio ubicadas en dos comunas (Hualpén y Coronel) en el borde costero de la región del Biobío, Chile: 1) Estación biológica terrestre, 2) Vertedero de cenizas de la central termoeléctrica Bocamina.

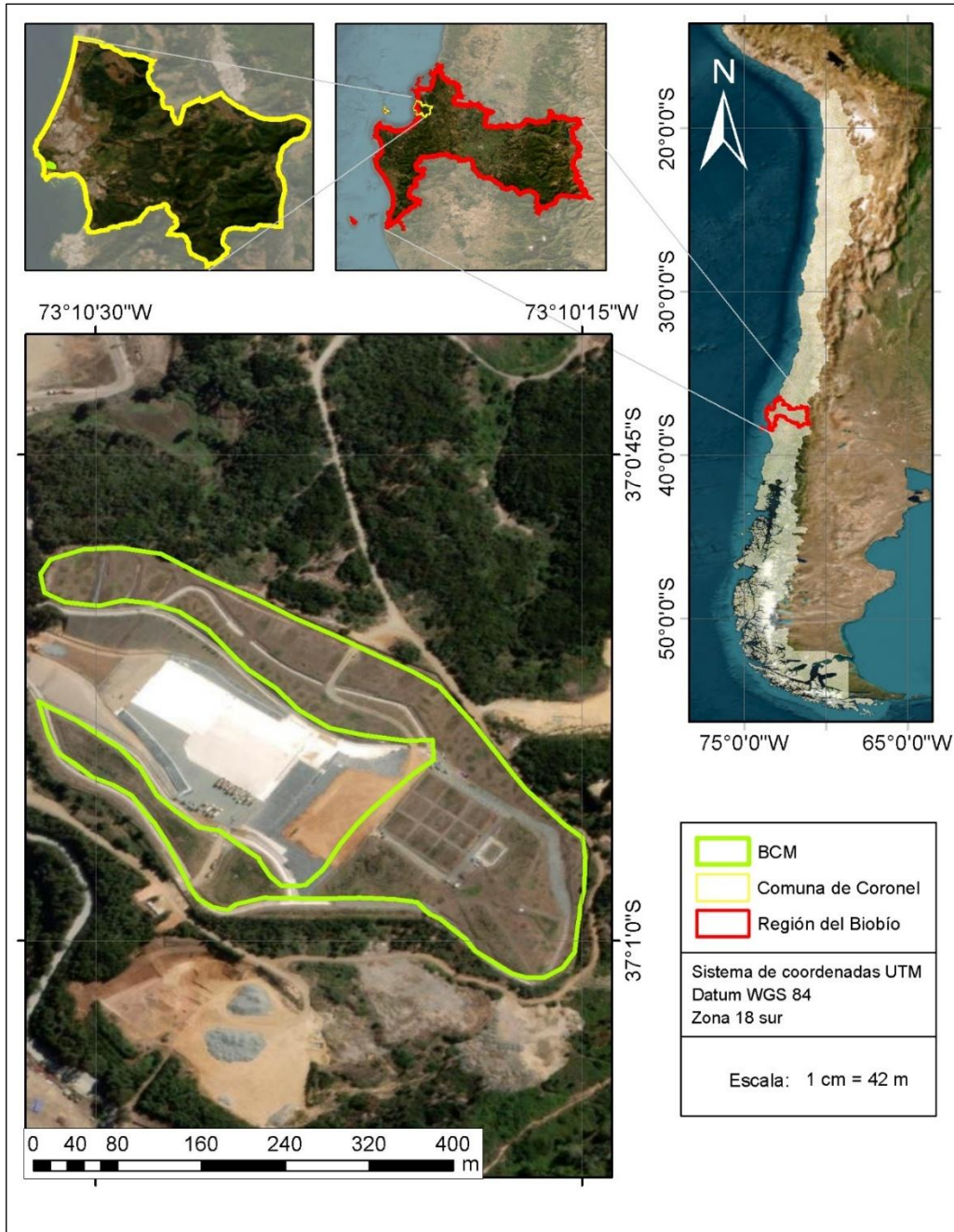


Figura 2.2. Ubicación geográfica del área en rehabilitación en el vertedero de cenizas de la central termoeléctrica Bocamina en Coronel (BCM).

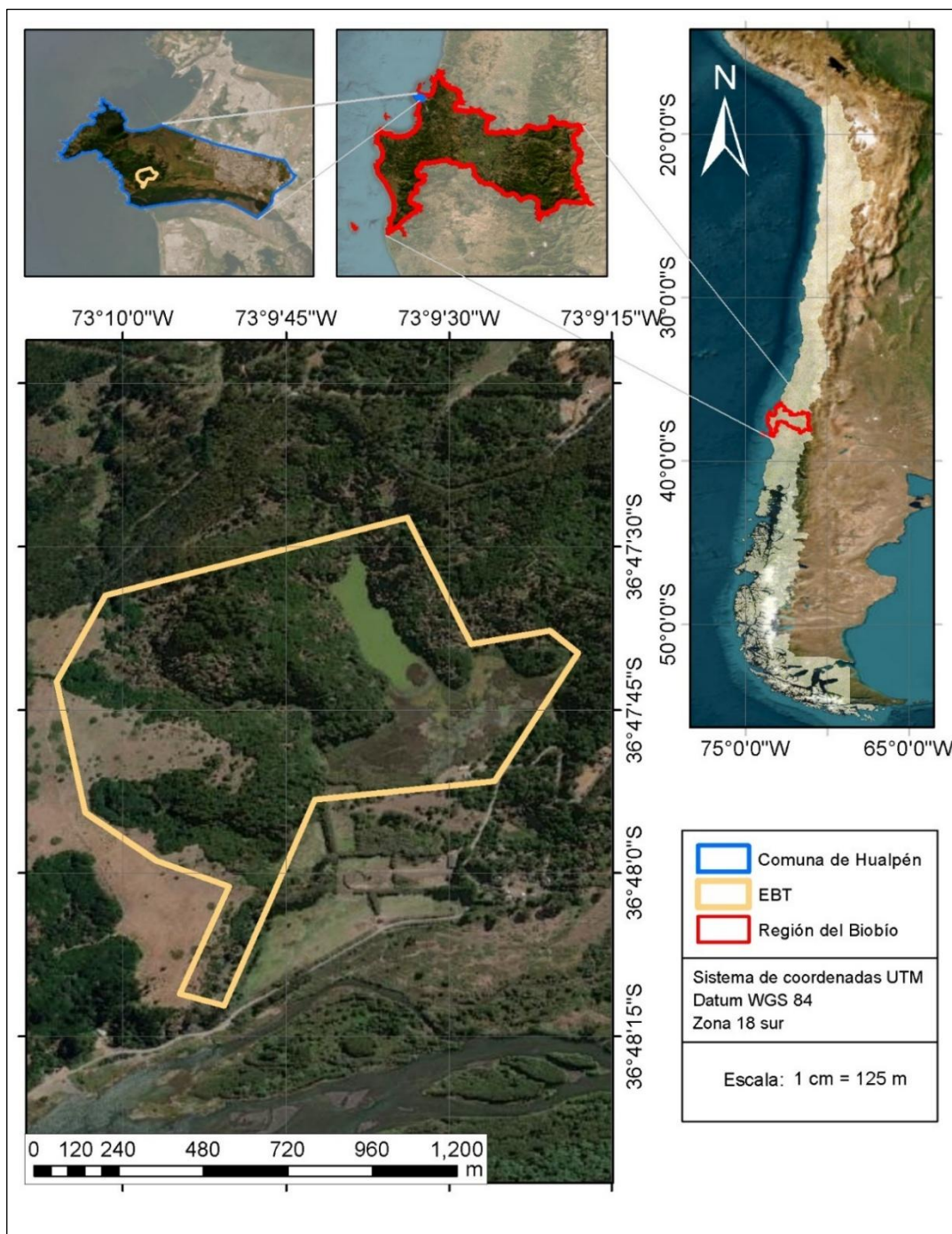


Figura 2.3. Ubicación geográfica del área de estudio y ecosistema de referencia Estación biológica terrestre (Hualpén, Chile).

2.2 Diseño de muestreo.

2.2.1 Muestreo de avifauna con puntos de conteo.

Para levantar la información de la estructura de la avifauna en el sitio en restauración y el ecosistema de referencia se empleó el método de puntos de conteo o puntos de conteo fijo con un radio de 25 metros, separados el uno del otro al menos por 150 metros de distancia para evitar doble conteo y con una duración de 5 minutos por punto de conteo (González-García, 2011), utilizando binoculares 10x25.

En el caso del vertedero de cenizas, se realizaron un total de tres puntos de conteo, esto debido a su pequeña área de ocupación y un total de seis puntos en el caso de la EBT, en el cual tres puntos fueron en el ecosistema de pradera y tres en bosque nativo adulto. El horario de observación en cada área se llevó a cabo entre las 8:30 am y 11 am, esto debido al esfuerzo de muestreo y horarios de apertura del proyecto.

Los datos de los conteos fueron ingresados en planillas de observación y luego tabulados en una planilla de MS Excel. A partir de las planillas, se calculó la riqueza y abundancia relativa de las especies de aves detectadas a lo largo de

las estaciones de muestreo, en las dos áreas del estudio y a lo largo de las cuatro estaciones climáticas durante otoño del 2023 a verano del 2024.

2.2.2 Monitoreo acústico pasivo aves nocturnas.

De manera complementaria a los puntos de conteo se implementó el monitoreo acústico pasivo, técnica eficiente y no invasiva que se utiliza para estudiar poblaciones y comunidades de vida silvestre, además de permitir registrar especies nocturnas y cripticas que suelen ser subestimadas en censos visuales (Gibb et al., 2019; Goyette et al., 2011). Para ello se utilizó grabadoras autónomas que permiten monitorear varios sitios en forma simultánea en ausencia de observadores.

La grabadora AudioMoth 1.2.0 la cual es un registrador acústico de espectro completo y bajo costo que puede detectar tanto frecuencias audibles como frecuencias ultrasónicas. La grabadora es capaz de grabar audio sin comprimir en una tarjeta *microSD* a velocidades de 8.000 a 384.000 muestras por segundo. El dispositivo mide 58 x 48 x 15 mm y funciona con 3 pilas AA (Open Acoustic Devices, 2023).

Los dispositivos fueron programados para registrar 120 segundos con pausas de 480 segundos, operando entre 18:00 pm a las 07:00 am, durante siete días

consecutivos en cada temporada. Estos fueron posicionados a una altura aproximada de 1,50 metros y ubicados en puntos estratégicos de cada área de estudio para poder captar a especies en distintos tipos de estructura de paisaje, georreferenciando y enumerando cada uno de estos.

El procesamiento de los audios se realizó mediante la plataforma RFCx Arbimon, una interfaz web gratuita capaz de analizar grandes volúmenes de archivos de sonido (RFCx, 2024). Inicialmente se confeccionaron listas de reproducción (*playlist*) separadas para cada sitio de estudio y estación del año. A partir de una revisión preliminar de los registros, se elaboraron plantillas acústicas (*templates*) para las vocalizaciones características de cada especie detectada. Estas plantillas fueron procesadas con la herramienta concordancia de patrones (*Pattern machine*), que identifica automáticamente segmentos acústicos coincidentes con las vocalizaciones de referencia.

Con el fin de reducir falsos positivos, todas las coincidencias fueron posteriormente revisadas manualmente. Para la corroboración de especies se utilizaron las base de datos de ciencia ciudadana eBird (eBird Chile, 2024) y la aplicación de dispositivos móviles Merlin de Cornell Lab (Merlin Cornell lab, 2024), las cuales cuentan con bibliotecas acústicas de amplia cobertura regional.

Finalmente, se organizó un registro sistematizado por sitio y temporada, a partir del cual se calcularon indicadores de riqueza y frecuencia de vocalización. Además, las especies detectadas por este método que no fueron registradas en los conteos fueron agregadas a las listas de riqueza de especies para cada sitio de estudio.

2.3 Análisis de diversidad alfa.

Con la abundancia obtenida en los puntos de conteo se estimó la diversidad alfa de aves mediante los números de Hill (Hill, 1973), un enfoque que permite comparar comunidades considerando simultáneamente la riqueza, equidad y dominancia. Se calcularon tres órdenes de diversidad: $q = 0$ (riqueza de especies), $q = 1$ (índice de Shannon) y $q = 2$ (índice de Simpson), los cuales reflejan el número efectivo de especies bajo diferentes ponderaciones de abundancia (Jost, 2006), mediante la plataforma RStudio (R 4.3.1) y utilizando el paquete *iNEXT* (Hsieh et al., 2016), aplicando el modelo de datos de tipo "*abundance*" y un *endpoint* de extrapolación de 600 individuos. Los resultados obtenidos para la diversidad alfa se visualizaron con *ggplot2*, diferenciando interpolación (líneas sólidas) y extrapolación (líneas punteadas), con bandas de confianza al 95%. Este enfoque permite comparar comunidades bajo un esfuerzo estandarizado, controlando sesgos por tamaño de muestra (Chao et al., 2014).

2.4 Comparación entre comunidades de aves.

Se compararon las métricas de la riqueza, abundancia y composición de especies de aves entre los hábitats muestreados, mediante el análisis univariados y multivariados utilizando la plataforma RStudio y sus paquetes *vegan*, *ggplot2*, *pairwiseAdonis* y *dplyr*. El conjunto de datos consistió en una matriz de abundancia de especies por sitio, considerando $n = 9$ puntos de muestreo distribuidos en tres tipos de hábitat: sitios de restauración ecológica en el vertedero de cenizas de la central termoeléctrica (Bocamina), praderas intermedias de la Estación Biológica Terrestre (Pradera EBT) y fragmentos de bosque nativo adulto esclerófilo dentro de la misma estación (Bosque EBT).

2.4.1 Análisis univariados.

La riqueza de especies (definida como el número de especies con abundancia mayor a cero en cada sitio) y la abundancia total de individuos fueron calculadas para cada punto de muestreo. Posteriormente, ambas métricas fueron comparadas entre los tres tipos de hábitat mediante un análisis de varianza unidireccional (ANOVA) utilizando la función *aov()* en R. Antes de aplicar este análisis, se verificaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas mediante la prueba de Shapiro-Wilk y el test de Levene,

respectivamente, siguiendo criterios ampliamente aceptados en estudios ecológicos (Quinn & Keough, 2002).

2.4.2 Análisis multivariados.

Para evaluar si la composición de especies de aves difería significativamente entre los tipos de hábitat, se aplicó un Análisis de Similitudes (ANOSIM) utilizando el índice de disimilitud de Bray–Curtis, con 999 permutaciones. El procedimiento fue realizado con la función *anosim()* del paquete *vegan*, y permite identificar diferencias estructurales en la comunidad entre grupos definidos a priori (Clarke, 1993).

2.4.3 Ordenación no métrica (NMDS).

Adicionalmente, se utilizó un Análisis de Ordenación No Métrica (NMDS) con el fin de representar gráficamente las diferencias en composición de especies entre los sitios muestreados. El análisis fue ejecutado con la función *metaMDS()* (Bray–Curtis, $k = 2$) del paquete *vegan*, y su calidad fue evaluada mediante el valor de *stress*, indicador del ajuste entre la matriz original de disimilitudes y la representación bidimensional. Las coordenadas obtenidas fueron graficadas con *ggplot2*, incorporando elipses de agrupación por tipo de hábitat mediante el paquete *ggforce* (Legendre & Gallagher, 2001).

2.4.4 Comparaciones multivariadas por pares (PERMANOVA).

Para complementar el análisis de composición, se realizó una PERMANOVA por pares entre los tipos de hábitat mediante la función *pairwise.adonis2()* del paquete *pairwiseAdonis*, también basada en disimilitud de Bray–Curtis con 999 permutaciones (Anderson, 2001). Esta prueba permitió estimar la proporción de varianza explicada (R^2) y el estadístico F para cada par de grupos. Los resultados se visualizaron mediante gráficos de barras y matrices de calor, que actuaron como soporte exploratorio para describir la magnitud relativa de las diferencias encontradas.

Este conjunto de análisis permitió evaluar de manera robusta la diferenciación estructural entre comunidades de aves, integrando enfoques univariados y multivariados en un marco estadístico ampliamente validado en estudios de ecología de comunidades y restauración ecológica (Anderson et al., 2008; Legendre & Gallagher, 2001).

2.5 Descripción del papel trófico/funcional del ensamble de aves.

Con el objetivo de caracterizar el rol funcional del ensamble de aves en los distintos hábitats evaluados, se analizó la composición comunitaria según la clasificación trófica de las especies, basada en sus hábitos alimentarios. Este

enfoque permite interpretar diferencias comunitarias no solo desde un punto de vista taxonómico, sino también desde una perspectiva funcional, considerando la contribución de cada grupo al funcionamiento del ecosistema (Mouillot et al., 2013; Pizarro et al., 2012).

Luego, cada especie fue asignada a uno o más de los siguientes grupos tróficos: granívoro, frugívoro, insectívoro, herbívoro, piscívoro, carroñero o carnívoro-carroñero. Esta clasificación se basó en antecedentes bibliográficos nacionales, principalmente el atlas de aves nidificantes de Chile (Medrano et al., 2018) y el libro *Aves de Chile: Incluyendo la península Antártica, las islas Malvinas y otras islas del Atlántico* (Jaramillo, 2005), complementados con observaciones de campo y criterios de clasificación funcional aplicados previamente en ecosistemas del sur de Chile (Pizarro et al., 2012). A partir de esta información, se elaboró una matriz binaria de asociación funcional, donde las filas representan especies y las columnas, los grupos tróficos. La pertenencia a cada grupo se codificó con un valor de “1”.

La matriz funcional se obtuvo al cruzar la matriz de abundancia por sitio con la matriz de asociación funcional. Para cada sitio, se sumaron las abundancias de todas las especies pertenecientes a un mismo grupo trófico, generando así una matriz resumen con sitios como filas y grupos tróficos como columnas. Esta

matriz representa la distribución funcional del ensamble de aves en cada unidad de muestreo.

2.5.1 Análisis de componentes principales (PCA).

Para explorar los patrones de dominancia funcional entre hábitats, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (PCA) a la matriz funcional estandarizada, utilizando la función *rda()* del paquete *vegan* en Rstudio (Oksanen et al., 2013). El PCA permite reducir la dimensionalidad del espacio funcional y visualizar gráficamente las diferencias entre sitios en función de su composición trófica. Se interpretaron los dos primeros ejes principales, que explicaron conjuntamente un porcentaje elevado de la varianza (>75 %), y se generaron *biplots* con vectores para representar la contribución de cada grupo funcional.

Se empleó el análisis SIMPER (Análisis de Porcentaje de Similitud;(Clarke, 1993)) mediante la función *simper()* de *vegan* para identificar los grupos tróficos que contribuyeron en mayor medida a la disimilitud funcional entre los tratamientos (BCM vs. EBT). El análisis se realizó sobre una matriz de disimilitud de Bray–Curtis, utilizando 999 permutaciones. Se reportaron los grupos con mayor porcentaje de contribución y valores de significancia ($p < 0.05$).

Finalmente, se utilizó el análisis INDVAL (valor indicador) mediante la función *indval()* del paquete *labdsv*, el cual evalúa la fidelidad y especificidad de los grupos tróficos respecto a los hábitats definidos. Esta herramienta permite identificar qué categorías funcionales actúan como indicadores significativos de cada tipo de hábitat. Se consideraron relevantes aquellos resultados con $p < 0.05$, calculados mediante 999 permutaciones (Cáceres & Legendre, 2009).

Todos los análisis fueron complementados con representaciones gráficas para facilitar la interpretación de los patrones funcionales del ensamble de aves entre sitios de restauración y referencia.

III. RESULTADOS

3.1 Comparación de la riqueza de ambos sitios por punto de conteo.

La riqueza de aves obtenida en la EBT fue mayor en las cuatro estaciones analizadas con 21 especies registradas en otoño, 19 en invierno, 22 en primavera y 25 en verano. Por otro lado, la riqueza obtenida para BCM fue de 12 especies en otoño, 14 en invierno, 14 en primavera y 15 en verano.

De estos resultados, destaca la baja en su riqueza de EBT en otoño e invierno la cual aumento hacia primavera y temporada estival, en cambio BCM registro una riqueza más equilibrada en todas sus estaciones. (Figura 3.1).

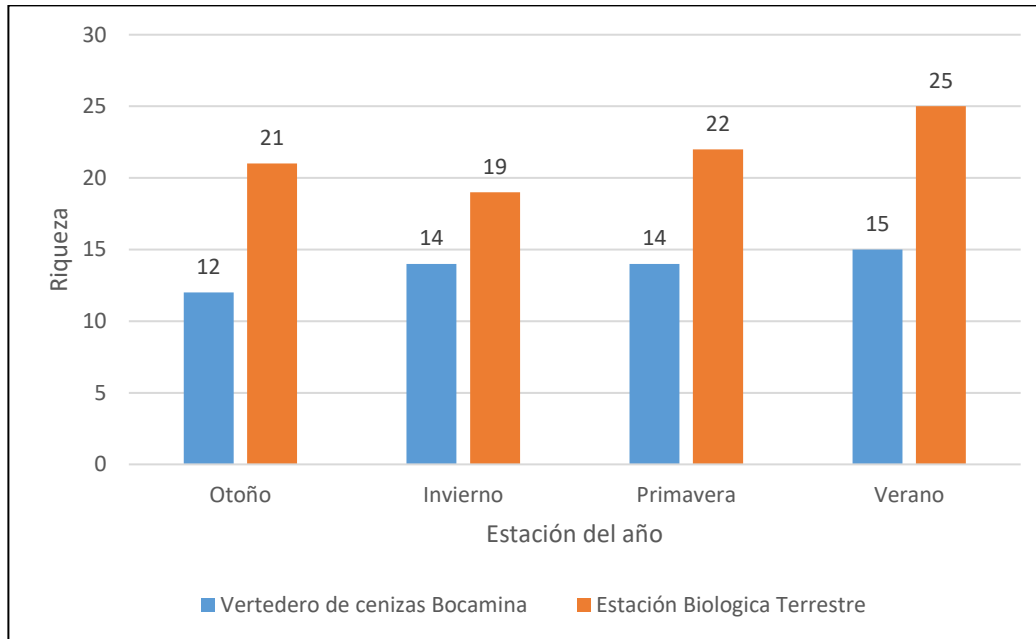


Figura 3.1. Riqueza de especies de aves registrada en el Vertedero de cenizas Bocamina (Coronel, Chile) y en la Estación Biológica Terrestre Pedro del Río Zañartu (Hualpén, Chile), durante las cuatro estaciones del año 2023–2024. La riqueza corresponde al número de especies detectadas en cada estación; las barras azules representan el vertedero y las naranjas el sitio de referencia.

3.2 Riqueza y frecuencia de vocalización de aves nocturnas

En cuanto a la riqueza de aves nocturnas, se encontraron cinco especies, la gallina ciega (*Systellura longirostris*), el chuncho austral (*Glaucidium nanum*), el concón (*Strix rufipes*), la lechuza (*Tyto alba*) y el huairavo (*Nycticorax nycticorax*), siendo el concón la única especie registrada exclusivamente en la EBT (Figura 3.2). La especie nocturna con mayor frecuencia de vocalización fue gallina ciega con un 4,9% de dominio en el paisaje sonoro en BCM y un 0.73% en EBT. Esta

especie presentó sus máximos de frecuencia en primavera con 0.16 en la en BCM, abarcando el 15.9% del paisaje sonoro de la temporada.

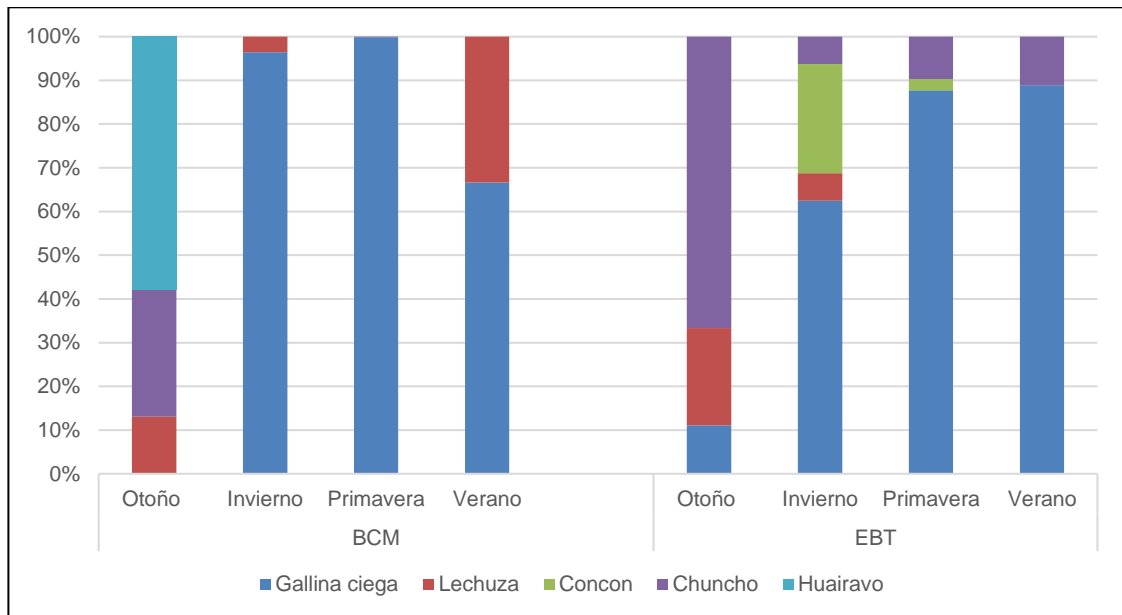


Figura 3.2. Frecuencia de detección de aves nocturnas registradas en Audiomoth.

3.3 Descripción de las especies registradas.

En el transcurso de la investigación se logró identificar un total de 42 especies en ambas áreas de estudio, las cuales pertenecen a 12 órdenes y 26 familias (Tabla 3.1). El orden mejor representado fue el Paseriforme con 24 especies (57.1%), seguido por Strigiformes con tres especies (7.1%) y Piciformes, Columbiformes, Cathartiformes y Accipitriformes con dos especies cada uno (4.7%).

El sitio que presentó mayor riqueza de especies fue EBT con 35 especies (83.3%). En este sitio, el 54.2% de las especies presentes fueron paseriformes siendo la familia Tyrannidae con cuatro sp (11.4%), Rhynocryptidae con tres sp (8.5%) y Furnidae con tres sp (8.5%) las más representadas. Cabe destacar que estas últimas dos familias mencionadas poseen especies especialistas de hábitat como lo son el hueso-hueso castaño (*Pteroptochos castaneus*), churrín de la mocha (*Eugralla paradoxa*), churrín del norte (*Scytalopus fuscus*), rayadito (*Aphrastura spinicauda*) y colilarga (*Sylviorthorhynchus desmursii*). Junto a esto destaca el orden picidae con un total de dos especies (4.8%) las cuales corresponden a carpinterito (*Dryobates lignarius*) y pitio austral (*Colaptes pitius*), las cuales al igual que las anteriores especies mencionadas corresponden a especies especialistas de ambientes boscosos y estas últimas asociadas a madera en descomposición. Otro orden relevante es el de los Strigiformes, este cuenta con un total de tres especies (8.6%) presentes en EBT, estas son importantes

controladores de plagas y además muy importantes depredadores en el hábitat analizado.

Para BCM se registraron un total de 30 especies (71.4%). En este sitio el 53.3% de las especies presentes fueron paseriformes, siendo la familia Tyrannidae con cuatro sp (13.3%) la más representativa, seguido de Thraupidae (6.6%) y Icteridae (6.6%) con dos sp cada una. Cabe destacar la presencia de él orden Accipitriforme, con dos especies (6.6%) el cual cuenta con la presencia de aguilucho común (*Geranoaetus polyosoma*) y bailarín (*Elanus leucurus*) especies rapaces que cumplen un importante rol en el control de plagas y como depredadores.

Tabla 3.1. Riqueza total de avifauna encontradas con ambas metodologías (Puntos de conteo y audiomoth) en el vertedero de cenizas de Bocamina (BCM) y la Estación Biológica Terrestre (EBT).

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	BCM	EBT
Apodisiformes	Trochilidae	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Picaflor chico	x	x
Accipitriformes	Accipitrinae	<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Aguilucho común	x	
	Elaninae	<i>Elanus leucurus</i>	Bailarín	x	x
Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Systellura longirostris</i> *	Gallina ciega	x	x
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Jote de cabeza colorada	x	x

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	BCM	EBT
		<i>Coragyps atratus foetens</i>	Jote de cabeza negra	x	x
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	x	x
	Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota dominicana	x	x
Columbiformes	Columbinae	<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza		x
		<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola	x	x
Falconiformes	Falconidae	<i>Daptrius chimango</i>	Tiuque	x	x
Galliformes	Odontophoridae	<i>Callipepla californica</i>	Codorniz	x	
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Huairavo	x	x
Piciformes	Picidae	<i>Colaptes pitius</i>	Pitío		x
		<i>Dryobates (Veniliornis) lignarius</i>	Carpinterito		x
Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucidium nanum</i> *	Chuncho austral	x	x
		<i>Strix rufipes</i> *	Concón		x
	Tytonidae	<i>Tyto alba</i> *	Lechuza	x	x
Passeriformes	Furnidae	<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito		x
		<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Tijeral		x
		<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	Colilarga		x
	Rhynocryptidae	<i>Eugralla paradoxa</i>	Churrín de la mocha	x	x
		<i>Pteroptochos castaneus</i>	Hued-hued castaño		x
		<i>Scytalopus fuscus</i>	Churrín del norte		x
	Tyrannidae	<i>Anairetes parulus</i>	Cachudito	x	x
		<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Viudita		x
		<i>Elaenia albiceps</i>	Fio-fio	x	x
		<i>Muscisaxicola macloviana</i>	Dormilona tontito	x	
		<i>Pyrope pyrope</i>	Diucón	x	x
	Cotingidae	<i>Phytotoma rara</i>	Rara	x	

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	BCM	EBT
	Hirundinidae	<i>Tachycineta leucopyga (meyeni)</i>	Golondrina chilena	x	x
	Troglodytae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	x	x
	Turdidae	<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal	x	x
	Thraupidae	<i>Diuca diuca</i>	Diuca		x
		<i>Phrygilus patagonicus</i>	Cometocino patagónico	x	x
		<i>Sicalis luteola</i>	Chirihue	x	x
	Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	x	x
	Icteridae	<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo	x	x
		<i>Leistes loyca</i>	Loica		x
		<i>Molothrus bonariensis</i>	Mirlo	x	
	Fringillidae	<i>Spinus barbata</i>	Jilguero	x	
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	x	
Total de especies				30	35
Total de familias				23	21
Total de ordenes				11	11

(*) detectadas solo mediante audiomoth.

3.4 Abundancia relativa de aves.

3.4.1. Vertedero de cenizas central termoeléctrica bocamina.

De un universo de 236 observaciones en las cuatro temporadas del año en BCM, las especies más abundantes son chercán común (*Troglodytes aedon*) y chirihue común (*Sicalis luteola*) ambas con un total de 35 observaciones (14.7% c/u). También estas especies mostraron ser residente anual de BCM puesto que se registró presencia en las cuatro estaciones monitoreadas.

En tanto picaflor chico (*S. sephaniodes*) mostró una alta abundancia en los meses de otoño con cuatro observaciones (1.7%) e invierno con diez observaciones (4.2%), para luego bajar en la temporada de primavera y no observar ningún individuo en temporada estival.

Destaca en la temporada de otoño la presencia de bailarín (*E. leucurus*) con cuatro observaciones (1.7%), el cual es un ave rapaz que cumple funciones de control de plagas y depredador. Esta especie no fue registrada en los posteriores muestreos.

La temporada con mayor cantidad de registros corresponde a verano con un total de 76 observaciones en la cual el ave más abundante corresponde a fiofío (*E. albiceps*) con un 18.4% en la temporada antes mencionada.

En cuanto a especies migratorias la especie anteriormente mencionada picaflor chico (*S. sephaniodes*) presenta una migración para las temporadas de primavera y verano, mientras que fiofío (*E. albiceps*) presenta su llegada a BCM en la temporada de primavera y verano (Figura 3.3).

3.4.2. Estación biológica terrestre (EBT).

Del universo de 336 individuos observados en las cuatro temporadas en EBT, las especies más abundantes son fiofío (*E. albiceps*) con 35 individuos (10.42%), rayadito (*A. spinicauda*) con 33 (9.82%) y picaflor chico (*S. sephaniodes*) con 28 (8.33%). Se aprecia que el ave más abundante es también un ave migratoria, la cual presentó un crecimiento explosivo en el conteo de primavera con 19 (19.60%) y verano con 16 (17.40%) individuos. También se aprecia la disminución en la abundancia de *S. sephaniodes*, el cual presenta un crecimiento en su abundancia en la temporada de otoño e invierno, para luego decrecer en primavera y verano. Otra especie como la viudita (*Colorhamphus parvirostris*), están presentes solo en la temporada de otoño e invierno, esto debido a su migración altitudinal en primavera y verano. En cuanto a *A. spinicauda*, es un ave residente anual de EBT y la cual solo fue avistado en las parcelas de bosque, hábitat idóneo de la especie (Figura 3.3).

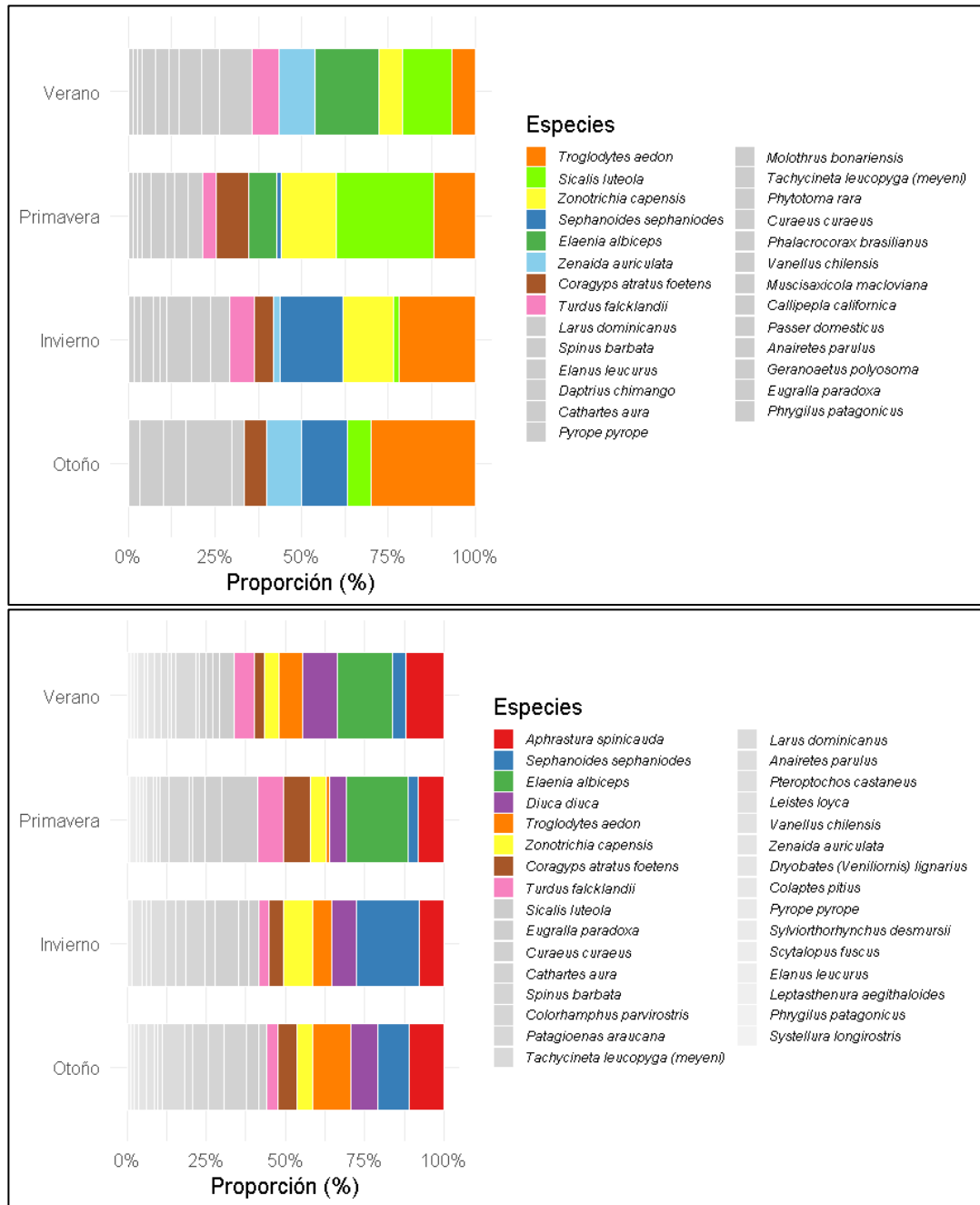


Figura 3.3. Abundancia relativa anual de las especies de aves presentes en el Vertedero de cenizas de la central termoeléctrica bocamina, Coronel (arriba) y la Estación biológica terrestre, Hualpén (abajo). Las especies están representadas con las barras de los mismos colores para facilitar la inspección visual de las ocho especies dominantes en cada sitio.

3.4 Análisis diversidad alfa.

El análisis de diversidad alfa mediante los números de Hill ($q = 0, 1$ y 2) mostró diferencias consistentes entre los sitios rehabilitados del complejo Bocamina (BCM) y el ecosistema de referencia de la Estación Biológica Terrestre (EBT), el cual integra hábitats de pradera y bosque esclerófilo.

En la riqueza de especies ($q = 0$), EBT presentó una mayor diversidad efectiva, alcanzando valores extrapolados que superan las 36 especies, mientras que BCM se mantuvo por debajo de las 31. Aunque existe cierto solapamiento en los intervalos de confianza, EBT sostiene una mayor riqueza incluso al aumentar el tamaño muestral simulado, reflejando una comunidad taxonómicamente más diversa.

En la diversidad ponderada por abundancia ($q = 1$), que representa el número efectivo de especies según el índice de Shannon, EBT también superó a BCM con aproximadamente 21 especies efectivas, frente a las 17 observadas en el sitio en restauración. Esta diferencia se acentuó en el caso de $q = 2$ (índice de Simpson), donde EBT alcanzó cerca de 18 especies dominantes, mientras que BCM se mantuvo en torno a 13, lo que indica una mayor dominancia relativa y menor equidad en la distribución de abundancias en este último.

Las curvas de interpolación y extrapolación (Figura 3.4) confirman que EBT mantiene consistentemente mayores niveles de diversidad en todos los órdenes evaluados, respaldando la idea de que, si bien la restauración en Bocamina ha favorecido el establecimiento de una comunidad diversa, esta aún presenta menor equidad y mayor dominancia de unas pocas especies respecto al ecosistema de referencia.

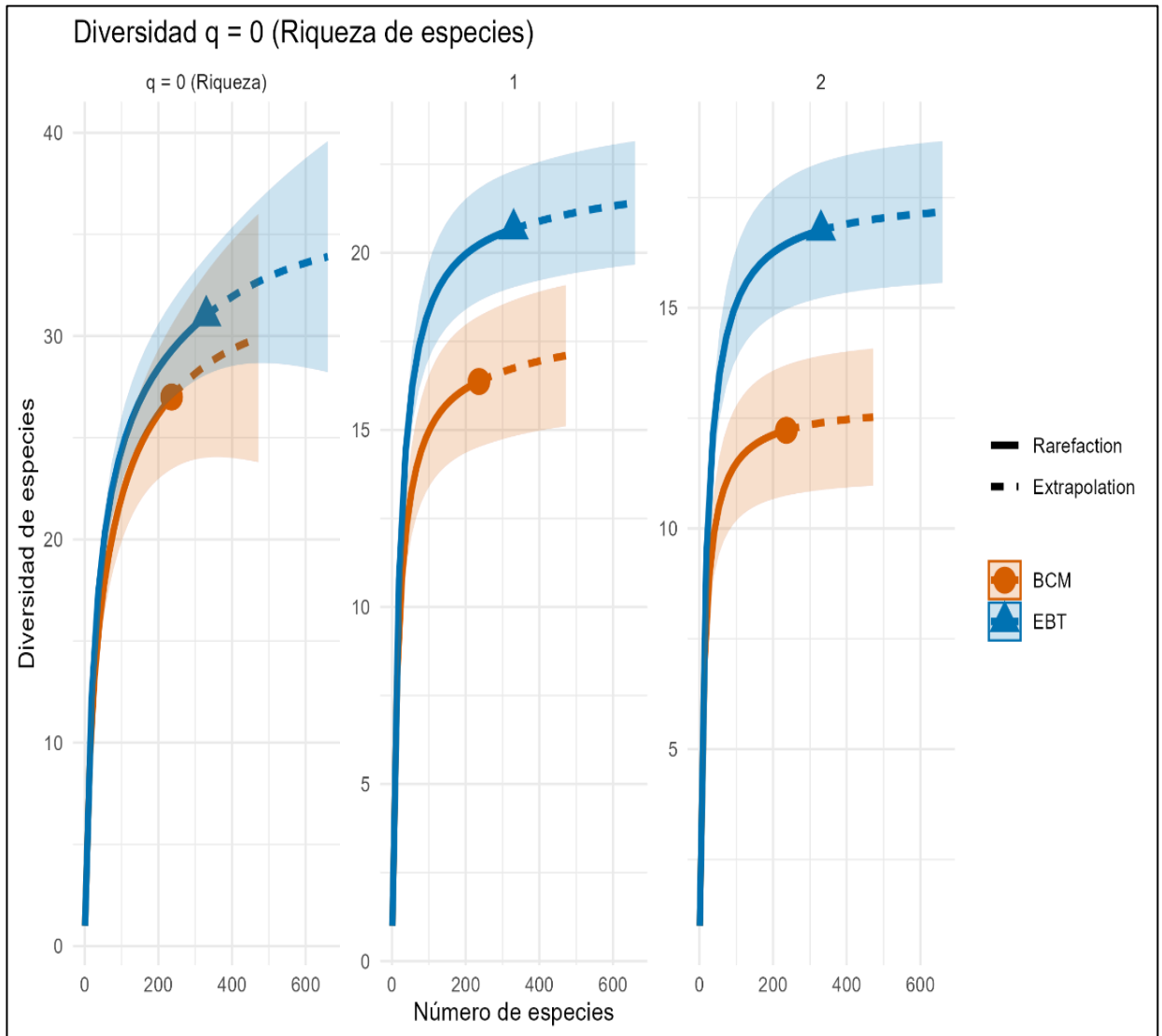


Figura 3.4. Curvas de diversidad alfa para los órdenes $q = 0$ (riqueza), $q = 1$ (Shannon) y $q = 2$ (Simpson), estimadas mediante interpolación y extrapolación. Las líneas continuas representan la rarefacción; las punteadas, la extrapolación; y las bandas sombreadas, los intervalos de confianza del 95%.

3.5 Comparación de la estructura de las comunidades de aves.

Se identificaron diferencias en la riqueza, abundancia y composición específica de especies de aves entre los tres tipos de hábitat evaluados: vertedero de cenizas de la central termoeléctrica Bocamina (Bocamina), praderas intermedias (Pradera EBT) y fragmentos de bosque adulto esclerófilo (Bosque EBT). El análisis de varianza (ANOVA) reveló diferencias significativas en la riqueza de especies entre grupos ($F = 5.571$, $p = 0.043$), siendo los sitios de bosque adulto los que registraron mayor riqueza promedio, seguidos por los sitios de pradera y, finalmente, los sitios en rehabilitación. Asimismo, la abundancia total de individuos presentó diferencias cercanas a la significancia entre grupos ($F = 4.83$, $p = 0.056$), con un patrón similar al de la riqueza.

La composición específica de especies mostró una estructuración clara según el tipo de hábitat. El análisis de similitudes (ANOSIM), basado en disimilitud de Bray-Curtis, indicó diferencias altamente significativas entre grupos ($R = 0.909$, $p = 0.003$), sugiriendo una fuerte diferenciación en la estructura de las comunidades de aves. La separación entre los grupos se representa gráficamente en la Figura 3.5, donde se observa que los valores de disimilitud entre grupos ("*Between*") son consistentemente mayores que los valores dentro de cada grupo ("Bocamina", "Pradera EBT", "Bosque EBT").

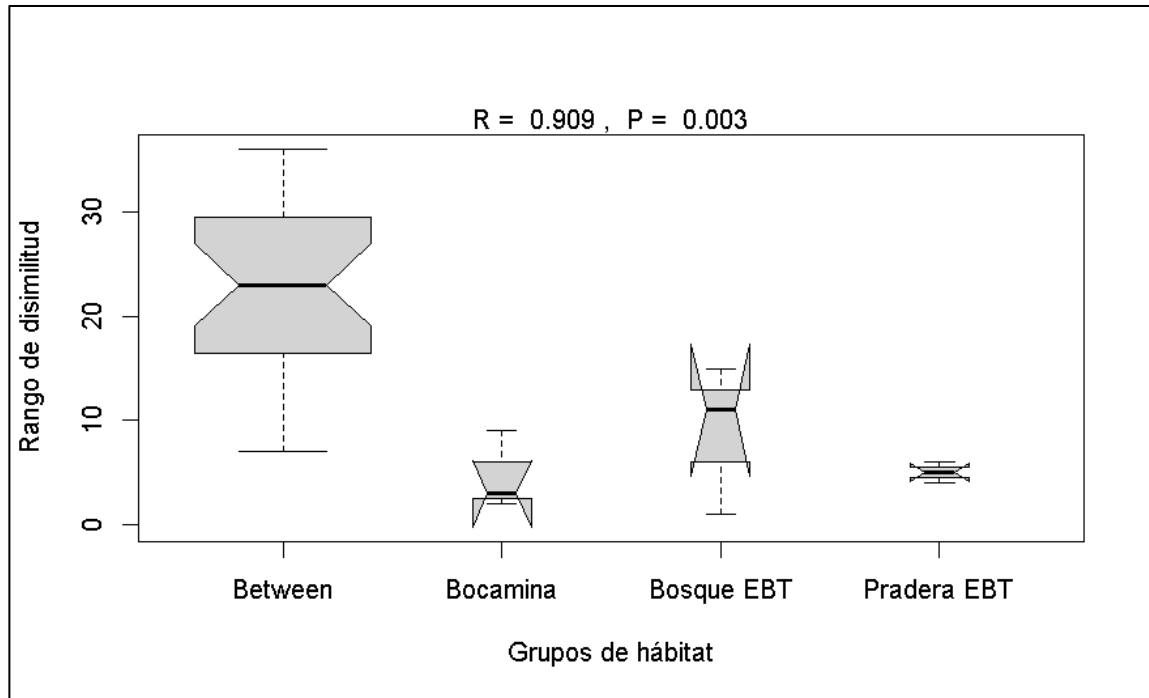


Figura 3.5. Resultados del análisis ANOSIM (Análisis de Similitudes) basado en disimilitud Bray-Curtis. Esta muestra los rangos de disimilitud entre pares de sitios dentro de cada grupo y entre grupos. Se observa una marcada separación entre grupos, con un valor de $R = 0.909$ y $p = 0.005$, lo que indica diferencias altamente significativas en la composición de especies de aves según tipo de hábitat.

Esta diferenciación fue visualizada mediante el análisis de ordenación no métrica (NMDS), cuyo resultado mostró una clara separación espacial de los sitios del bosque respecto a los sitios de pradera y Bocamina (Figura 3.6). El modelo presentó un ajuste excelente, con un valor de *stress* de 0.00007, lo que indica una representación casi perfecta de las relaciones multivariadas originales en el espacio bidimensional.

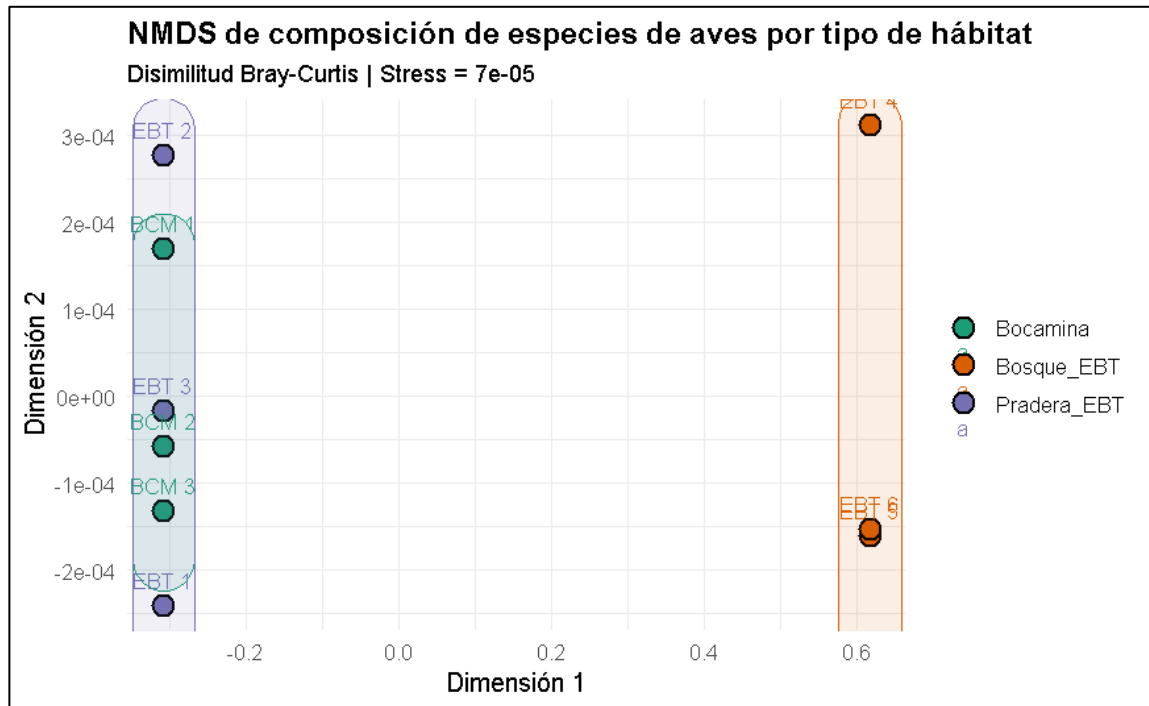


Figura 3.6. Análisis de ordenación no métrica (NMDS) basado en disimilitud Bray-Curtis de la composición de especies de aves por sitio. Las elipses corresponden a agrupaciones por tipo de hábitat generadas con ggforce. Se observa una clara separación entre los sitios de bosque y los otros dos tipos de hábitat.

Las comparaciones múltiples entre pares de grupos realizadas mediante *pairwise.adonis* no arrojaron diferencias significativas ($p = 0.1$ en todos los contrastes), sin embargo, los valores de R^2 y F obtenidos sugieren una tendencia consistente a la diferenciación. La mayor proporción de varianza explicada se observó entre los sitios de bosque y pradera ($R^2 = 0.67$, $F = 8.21$), seguida de la comparación entre bosque y Bocamina ($R^2 = 0.62$, $F = 6.55$). La menor

diferenciación se presentó entre Bocamina y Pradera EBT ($R^2 = 0.38$, $F = 2.47$). Estos resultados se visualizan en un *heatmap* de R^2 (Figura 3.7), el cual refuerza la interpretación de una mayor similitud entre los sitios Bocamina y Pradera, y una composición distintiva de especies en los sitios de bosque adulto.

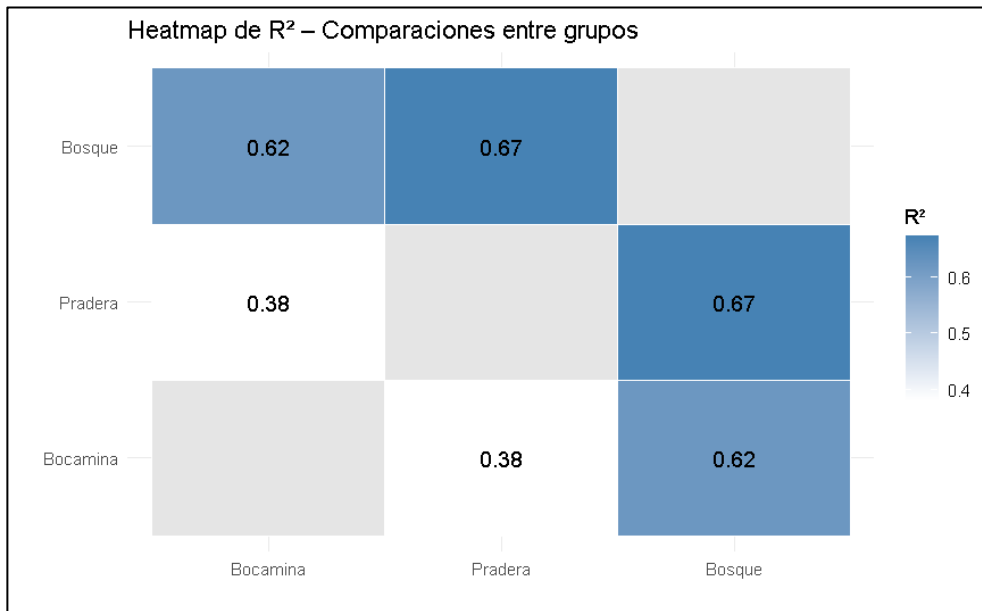


Figura 3.7. *Heatmap* de R^2 para comparaciones entre tipos de hábitat.

3.6 Descripción del papel trófico/funcional del ensamble de aves.

A partir de la matriz funcional construida según los grupos tróficos definidos (granívoro, frugívoro, piscívoro, carroñero, carnívoro-carroñero, insectívoro y herbívoro), se identificaron patrones diferenciados en la estructura funcional de

la comunidad de aves entre los sitios en restauración (BCM) y el ecosistema de referencia (EBT). El análisis de componentes principales (PCA) explicó el 78.2% de la varianza total mediante los dos primeros ejes (PC1 = 53.44%, PC2 = 24.76%), lo que permitió representar de forma adecuada la organización funcional del ensamble (Figura 3.8).

Los sitios correspondientes a BCM se agruparon en el cuadrante izquierdo del gráfico, en estrecha asociación con los vectores funcionales correspondientes a los grupos piscívoro, carroñero e insectívoro. Esto sugiere una estructura trófica más direccionada, probablemente vinculada a las condiciones emergentes del sitio restaurado: presencia de espacios abiertos, cuerpos de agua, menor cobertura arbórea y vegetación pionera. En contraste, los sitios EBT se distribuyeron de forma más dispersa hacia el cuadrante derecho del gráfico, sin una asociación clara a grupos funcionales dominantes, lo que refleja una mayor redundancia ecológica y balance funcional, típicos de ecosistemas estructuralmente más complejos.

El análisis SIMPER confirmó que el grupo insectívoro fue el principal contribuyente a la disimilitud funcional entre tratamientos (6.3% del total; $p = 0.001$), seguido del grupo piscívoro (2.2%; $p = 0.001$) y del frugívoro (3.8%; $p = 0.064$). Estas diferencias funcionales se explican principalmente por especies

como *E. albiceps*, *Anairetes parulus* y *Colorhamphus parvirostris* en el grupo insectívoro; *Phytotoma rara* y *Turdus falcklandii* en los frugívoros; y *Larus dominicanus* como piscívoro. La mayoría de estas especies presentaron una distribución diferenciada entre tratamientos: *P. rara* y *L. dominicanus* fueron más abundantes en BCM, mientras que *T. falcklandii*, *A. parulus* y *C. parvirostris* fueron más frecuentes en EBT.

Complementariamente, el análisis de valor indicador (INDVAL) identificó al grupo insectívoro como indicador funcional significativo del sitio en restauración (valor = 0.5805; $p = 0.007$), lo que sugiere una alta fidelidad y especificidad de esta categoría hacia los sitios BCM. Esto refuerza la idea de que, si bien la restauración ha favorecido la llegada de múltiples grupos funcionales, es el conjunto de especies insectívoras el que presenta una respuesta más clara y consistente a las condiciones del hábitat en recuperación.

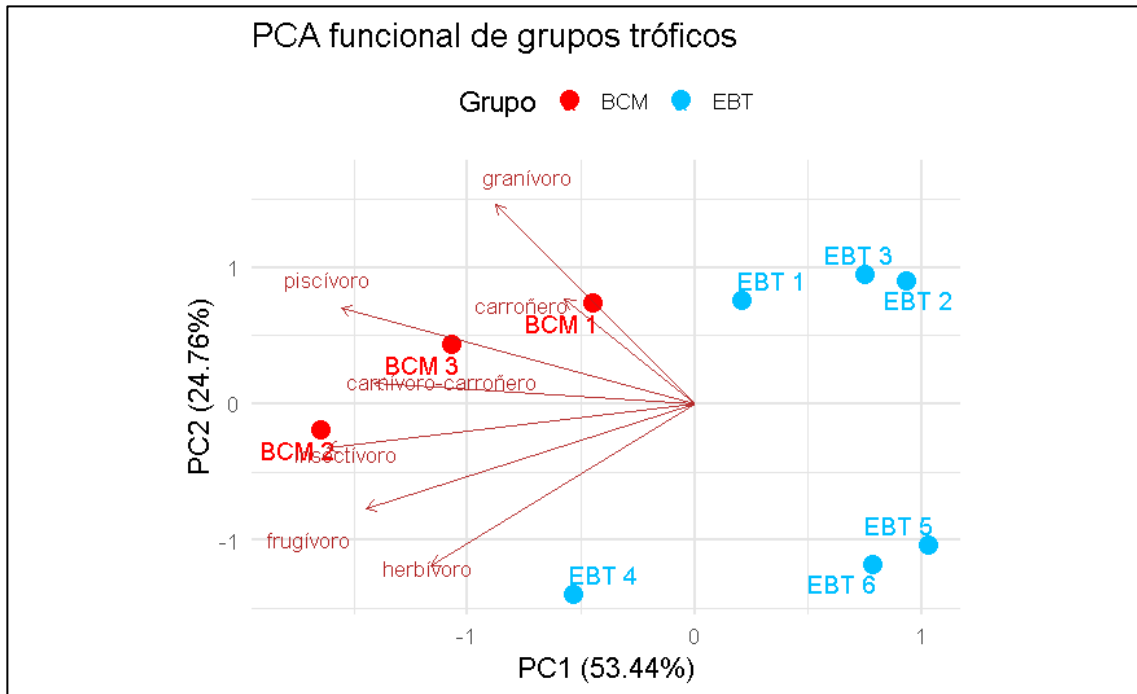


Figura 3.8. Análisis de componentes principales (PCA) de los grupos tróficos funcionales. Los sitios BCM se agrupan en torno a los grupos insectívoro, piscívoro y carroñero, mientras que EBT presenta una mayor dispersión y equilibrio funcional.

IV. DISCUSIÓN

4.1 Resultados generales y limitaciones.

Los resultados obtenidos evidencian diferencias claras entre los ensambles de aves presentes en el sitio en restauración (BCM) y el ecosistema de referencia (EBT), tanto en términos de composición específica, riqueza, abundancia y grupos funcionales dominantes en cada ensamble. EBT presentó mayor diversidad alfa en todos los órdenes evaluados ($q = 0$, $q = 1$ y $q = 2$), mayor equidad entre especies y una composición especializada, asociada a hábitats boscosos maduros, con especies dominantes que son características de bosque como *A. spinicauda*, *E. paradoxa*, *P. araucana*. En contraste, BCM albergó una comunidad dominada por pocas especies generalistas, con menor riqueza y abundancia relativa, con un ensamble dominado por especies típicas de matorrales y pradera como *T. aedon*, *S. luteola* y *Z. capensis*.

De forma complementaria, el monitoreo acústico pasivo realizado con grabadoras autónomas (Audiomoth) permitió registrar cuatro especies adicionales en Bocamina y cinco especies para Estación biológica terrestre, particularmente para las que este análisis fue dirigido, aves de hábitos nocturnos, lo que contribuyó a una estimación más completa de la riqueza aviar en ambos sitios. Estos registros complementarios refuerzan la utilidad de combinar métodos

visuales y acústicos para evitar subestimaciones en la composición de ensambles (Shonfield & Bayne, 2017).

La mayor diversidad observada en EBT puede explicarse, en parte, por su mayor heterogeneidad estructural, producto de la coexistencia de bosque adulto, praderas y bordes de transición, lo que amplía la disponibilidad de nichos y favorece la coexistencia de especies con distintos requerimientos. Aunque en este estudio no se midieron métricas específicas para este parámetro, el patrón de diversidad es consistente con la hipótesis de la heterogeneidad estructural reportada en la literatura. Por ejemplo, Tews et al. (2004) reportaron que el 85 % de los estudios empíricos revisados respaldan una relación positiva entre complejidad estructural y diversidad animal. En contraste, la baja estratificación vertical y la predominancia de vegetación en sucesión temprana en BCM limitan la oferta de microhábitats especializados, favoreciendo a especies generalistas. Este fenómeno ha sido documentado en múltiples estudios, los cuales demuestran que la simplificación estructural del hábitat reduce la riqueza aviar y limita la recolonización de especies clave para funciones ecológicas como la dispersión, el control biológico o la provisión de microhábitats, y se sugiere la medición de la heterogeneidad estructural en futuros estudios (Andersen et al., 2023; Redlich et al., 2018; Sumasgutner et al., 2019).

Este patrón de diversidad alfa observado es consistente con lo encontrado en estudios de Chile, como Fontúrbel et al. (2016), quienes observaron que los bosques nativos presentan mayor riqueza de aves, mayor diversidad funcional y especies más especialistas, en comparación con plantaciones abandonadas de eucaliptos, donde predominan especies generalistas y la composición es menos especializada. Este mismo patrón encaja con los resultados de este estudio, donde los sitios intactos (EBT) muestran mayor diversidad alfa, mayor equidad y un ensamble con especies especialistas de bosque, mientras que el sitio en rehabilitación (BCM), presenta menor riqueza y abundancia relativa dominadas por generalistas. Esta coincidencia sugiere que los procesos de recuperación ecológica en paisajes alterados tienden a favorecer inicialmente a especies oportunistas, lo que genera comunidades con baja equidad y funcionalidad reducida, al menos en las etapas tempranas del proceso de restauración. Por lo tanto, estos resultados y aquellos derivados de los análisis multivariados (ANOSIM, PERMANOVA) sugieren que Bocamina estaría en un estado de restauración intermedia, una trayectoria en curso debido a que el proceso lleva por lo menos 6 años de implementación y en el análisis *heatmap* de R^2 , nos muestra que hay poca diferencia entre la pradera de EBT y BCM, por lo que esto sugiere cierto parentesco o similitud entre estos dos hábitats (Figura 9).

Apoyando lo anterior, los análisis de ordenación no métrica (NMDS) para la diferenciación de ensambles por tipo de hábitat representó la composición de

especies con una clara separación visual entre los grupos de sitios, especialmente entre los del bosque nativo adulto, bocamina y pradera. Sin embargo, el *stress* del modelo arrojó un valor extremadamente bajo (≈ 0.00007), por lo que tales diferencias deben tomarse con precaución, ya que el modelo podría estar sobre ajustado, debido al bajo tamaño muestral relativo al tamaño del área en análisis (Clarke, 1993; Dexter et al., 2018; Oksanen, 2025). Por tanto, el NMDS aquí cumple una función de visualización complementaria, mientras que el soporte interpretativo se fundamenta en los resultados de ANOSIM y PERMANOVA, que sí indican diferenciación estructural sólida. Se sugiere considerar estos hallazgos como exploratorios y reforzarlos con estudios posteriores con mayor número de sitios y réplicas.

A nivel funcional, El análisis INDVAL arrojó ciertas tendencias relevantes: en BCM dominaron insectívoros, piscívoros y frugívoros, mientras que EBT mostró una estructura funcional más equitativa y diversa. Estos resultados pueden ser indicativo que las condiciones ambientales actuales favorecen a grupos insectívoros y frugívoros, lo cual concuerda con lo reportado por Latja et al. (2016), quienes encontraron que durante el avance de la restauración activa aumentaba la abundancia de estos gremios funcionales. En el caso de los piscívoros, su presencia en Bocamina estaría más asociada a la cercanía del sitio con el ambiente marino que al proceso de restauración en sí.

Al igual que en el caso de los análisis NMDS, el número reducido de muestras por sitio puede limitar la robustez estadística de los análisis multivariados aplicados (PCA, SIMPER, INDVAL), afectando la capacidad de generalizar los resultados ya que estudios han demostrado que, en PCA, tamaños de muestra inferiores a 40 dificultan la recuperación estable de los componentes principales (Shaukat et al., 2016).

A pesar de estas limitaciones, los patrones observados son consistentes con literatura y son interpretables ecológicamente para explorar en mayor profundidad la estructura y la funcionalidad ecológica de los ensamblajes aviares en contextos de restauración temprana, ofreciendo información útil para el seguimiento a largo plazo de estos sistemas, por ejemplo Vogel et al. (2015) describió que en restauración temprana, las especies generalistas, particularmente insectívoras y granívoras, tienden a dominar los ensamblajes aviares debido a su adaptación a hábitats abiertos y estructuralmente simples.

4.2 ¿Que se espera de los cambios en la composición de las especies de aves con el avance del proceso de restauración?

A medida que avanza un proceso de restauración ecológica, se espera una progresiva reconfiguración del ensamblaje aviar, tanto en composición como en funcionalidad, tendiendo hacia comunidades más ricas, complejas y

especializadas. Sin embargo, esta transformación no ocurre de forma inmediata, sino que responde a una trayectoria ecológica influida por la madurez estructural del hábitat y la conectividad con fuentes de colonización (Paxton et al., 2017). Estudios de largo plazo en ecosistemas de clima templado y mediterráneo, particularmente relevantes para el caso de Bocamina, muestran que muchas especies de aves especialistas aparecen recién después de 20 a 30 años de iniciada la restauración. En Australia, investigaciones en bosques templados húmedos han documentado cómo múltiples factores como la edad del bosque, la complejidad estructural y las perturbaciones, explican cambios multidecadales en las comunidades de aves, donde las especies asociadas a cavidades o dosel alto tienden a recolonizar en etapas avanzadas (Lindenmayer et al., 2021). De manera concordante, en bosques post-incendio del Mediterráneo argelino, se registra recuperación de riqueza y composición después de 25–30 años, acercándose a condiciones previas al disturbio (Zeghdani et al., 2024). En Chile central, aunque escasos los estudios mayores a 10 años, investigaciones en paisajes agroforestales y corredores vegetacionales muestran que la heterogeneidad estructural generada por vegetación secundaria sostiene comunidades más ricas y con presencia de especialistas forestales (Muñoz-Sáez et al., 2017). Además, Guidetti et al. (2016) y Gan et al. (2023) demostraron que las perchas artificiales incrementan la riqueza y el establecimiento de plántulas en áreas degradadas al atraer aves dispersoras. Por su parte, las cajas nido han mostrado ser efectivas para favorecer la reproducción de especies funcionales

en sitios con escasez de cavidades naturales, según Thompson et al. (2023) y Bonacic et al. (2016). Por lo que podrían ser metodologías viables para implementar en el sitio bajo restauración como un intento de aumentar el mosaico de hábitat

En contextos postindustriales, como sitios mineros, la evidencia demuestra que la recuperación aviar depende del enfoque de restauración, la presencia de vegetación arbórea y la complejidad del paisaje. Por ejemplo, en la mina de bauxita de Gove (Australia tropical), un estudio de 24 años reportó un aumento continuo en riqueza y abundancia de aves en los sitios restaurados, aunque la comunidad nunca igualó completamente a la de los bosques sin intervención; las especies cavitadoras aparecieron tardíamente, reflejando los procesos lentos de formación de huecos (Brady & Noske, 2010). Similarmente, en el sitio afectado por derrame minero cerca de un río mediterráneo, se observó que, cinco años después, la riqueza y diversidad aviar alcanzaron niveles muy similares a los de áreas no perturbadas (Ontiveros et al., 2013). Un estudio reciente en China, tras más de una década de restauración de parques mineros, evidenció correlaciones positivas entre cobertura arbórea, heterogeneidad y riqueza de aves, reafirmando la importancia de la complejidad del hábitat (Shi et al., 2024).

Estos patrones descritos en diversos contextos internacionales encuentran eco en el caso del vertedero de cenizas de Bocamina, donde los resultados sugieren

que, en un horizonte de 20 a 30 años, podríamos observar la entrada de especies forestales sensibles, tales como insectívoros de sotobosque (*A. spinicauda*) o nidificadores de cavidades secundarios y primarios (*C. pitius* o *D. lignarius*), siempre que se consolide una restauración basada en heterogeneidad estructural, conectividad ecológica y sucesión arbórea. El monitoreo a largo plazo será determinante para evaluar si el ensamblaje aviar evoluciona hacia una configuración funcionalmente compleja y comparable al ecosistema de referencia.

Al interior de los punto de conteo de bosque nativo adulto de la EBT pudimos evidenciar la presencia de especies del orden piciformes, más específicamente las especies carpinterito (*D. lignarius*) y pitio austral (*C. pitius*), estas especies debido a una gran variedad de estudios son consideradas como ingenieros de hábitat por su potencial como excavadores primarios al crear agujeros en árboles que son sitios potenciales de anidación y descanso para una diversa fauna forestal patagónica que comprende aproximadamente 20 aves que anidan en cavidades, un marsupial y un número indeterminado de murciélagos, roedores y lagartos (Ojeda 2004). Esto se corrobora con estudios más recientes que concluyen que las excavadoras de cavidades primarias juegan un papel importante en la estructuración de la red de anidación de cavidades en los bosques del sur de América del Sur (Alaniz et al. 2023). Esto en temas de restauración podría considerarse como un bioindicador de salud y biodiversidad

en el hábitat, por lo que su presencia a futuro en el Vertedero de cenizas de Bocamina nos podría indicar un posible éxito de restauración a largo plazo.

A medida que la restauración del vertedero de cenizas de Bocamina avance hacia etapas sucesionales con mayor cobertura arbórea, se anticipa una reconfiguración del ensamble aviar que implicará tanto la ganancia como la pérdida de especies, un fenómeno conocido como *trade-off* ecológico. Un ejemplo claro es la gallina ciega (*S. longirostris*), presente hoy en Bocamina y en la EBT, especie asociada a ambientes abiertos, suelos desnudos, matorrales bajos y áreas de pradera. De acuerdo con el Atlas de las Aves Nidificantes de Chile, esta especie nidifica en el suelo y evita sectores con cobertura vegetal densa (Medrano et al., 2018). Por tanto, su presencia está ligada a una etapa intermedia de la sucesión, y su permanencia futura en el sitio es poco probable si se alcanza un bosque joven cerrado. Esta pérdida, sin embargo, puede ir acompañada de la llegada de especies de bosque, como passeriformes del dosel o búhos, que requieren estructuras arbóreas más complejas.

La literatura respalda este escenario, múltiples estudios han demostrado que incluso coberturas arbóreas menores al 1 % pueden provocar declinaciones en aves de pradera, y que solo cuando la cobertura supera el umbral de 20–25 % se recupera la riqueza total de aves, pero con predominancia de especies forestales (Andersen & Steidl, 2019; Ratajczak et al., 2012). Estos *trade-offs* han sido

observados también en restauraciones post-mineras de los Apalaches (EE.UU.), donde praderas restauradas mantenían abundancia de *Grasshopper Sparrow*, mientras que los bosques maduros favorecían especies como *Wood Thrush*, revelando que los diferentes estados sucesionales promueven ensamblajes funcionalmente distintos (Margenau et al., 2019).

Por tanto, la pérdida proyectada de *S. longirostris* en Bocamina no debe interpretarse como un fracaso restaurativo, sino como parte natural del tránsito ecosistémico hacia una comunidad forestal. Para mantener una biodiversidad funcionalmente amplia, se recomienda conservar una heterogeneidad de etapas sucesionales, permitiendo la coexistencia de especies de pradera con aquellas de hábitats más estructurados, y generando así un paisaje en restauración más resiliente y diverso.

4.3 Recomendaciones orientadas a fortalecer y guiar futuros esfuerzos de restauración.

Luego de analizar los resultados de este estudio, considerando sus limitaciones y comparaciones con otros estudios que promueven el seguimiento de la restauración a través del monitoreo a largo plazo de la avifauna se sintetizan las siguientes recomendaciones para el proceso de restauración de Bocamina en el lago considerando el monitoreo de avifauna:

1. Promover la restauración un mosaico de microhábitats, manteniendo una heterogeneidad de paisaje con zonas abiertas, sectores arbustivos y núcleos de vegetación arbórea nativa, lo que permitirá sostener comunidades de aves y otros vertebrados funcionalmente diversas a lo largo del tiempo (Lu et al., 2024) Tews et al. (2004).
2. Priorizar en los esfuerzos de restauración la consolidación de especies leñosas nativas ya establecidas que aporten complejidad vertical y soporte ecológico para favorecer la reproducción de aves cavícolas. Bosques con mayor heterogeneidad estructural albergan mayor riqueza y abundancia de especies, especialmente aquellas asociadas a etapas sucesionales avanzadas y dependientes de cavidades, sombra y alimento. (Ghadiri Khanaposhtani et al., 2012) .
3. Mantener un seguimiento estacional, idealmente mensual, de las comunidades de avifauna, como mínimo por 3 a 5 años para evaluar los efectos de la restauración sobre la recuperación de la diversidad estructural y funcional de la avifauna. En varios estudios tanto la actividad como la riqueza de aves aumentaron notablemente recién a partir del cuarto año post-intervención (Anderson et al., 2008; Ontiveros et al., 2013; Roels et al., 2019).

4. Realizar monitoreos dentro y fuera del vertedero de cenizas para evaluar la comunidad aviar a escala de paisaje. La restauración debe ser evaluada en relación con su entorno, ya que la conectividad entre parches y el uso del hábitat por especies móviles solo se comprende a esta escala. Monitorear áreas adyacentes permite identificar si el sitio restaurado actúa como núcleo, corredor o zona de paso para la avifauna (González-Sargas et al., 2024; Keeley et al., 2021; Zhang & Zhang, 2025).
5. Mantener zonas de transición y etapas sucesionales mixtas para favorecer la coexistencia de especies con distintos requerimientos ecológicos. La restauración implica pérdidas y ganancias funcionales y se debe contemplar este aspecto tanto en el diseño como en las estrategias adaptativas y reduciendo los efectos negativos de los *trade-offs* (Andersen & Steidl, 2019; Chang & Turner, 2019; Ratajczak et al., 2012; Teurlincx et al., 2018).
6. Implementar un sistema de perchas y casas anideras puede aumentar la colonización de especies vegetales arbóreas, mediante la facilitación de la dispersión de semillas, el control de roedores por parte de aves rapaces y promover una mayor anidación de aves cavícolas en el sitio Bocamina. Ambas medidas contribuyen a acelerar la regeneración vegetal y a estabilizar el ensamblaje aviar en procesos de restauración. (Bonacic et al., 2016; Gan et al., 2023; Guidetti et al., 2016; Thompson et al., 2023).

7. Fomentar el control de especies exóticas como perros y gatos es clave para proteger la avifauna en BCM, ya que representan una amenaza reconocida a nivel internacional (MMA – ONU Medio Ambiente, 2022). Ratas, perros asilvestrados y gatos domésticos generan alta presión por depredación, afectando directamente la reproducción y supervivencia de aves. En este sentido, si solo se facilita la instalación de especies, por ejemplo, a través de casas anideras, se corre el riesgo de generar una trampa ecológica para especies clave en la funcionalidad de los ecosistemas a restaurar. Por ello, cualquier intervención debe considerar medidas paralelas de exclusión o control de fauna invasora. (Loss et al., 2013; Rebolo-Ifrán et al., 2021; Silva-Rodríguez et al., 2023). Además, estructuras como casas anideras, si no van acompañadas de medidas de control, pueden convertirse en trampas ecológicas al atraer aves a sitios de alto riesgo, reduciendo su éxito reproductivo (Battin, 2004; Zhang et al., 2023).

V. CONCLUSIONES

Este estudio evaluó la respuesta de la comunidad de aves al proceso de restauración en un sitio postindustrial (Vertedero de cenizas de la central Bocamina, Coronel), contrastando sus características con un ecosistema de referencia (Estación Biológica Terrestre, Hualpén). Los resultados demostraron que la diversidad taxonómica y funcional de la avifauna difiere significativamente entre ambos sitios, reflejando distintos estados sucesionales y niveles de complejidad ecológica entre ambos sitios. Mientras EBT alberga un ensamble diverso y estructuralmente especializado, asociado a bosques maduros y heterogeneidad de hábitat, Bocamina presenta una comunidad dominada por especies generalistas, adaptadas a ambientes abiertos y de baja estratificación.

Estos patrones sugieren que el proceso de restauración en Bocamina se encuentra en una fase intermedia, donde la recolonización inicial ha favorecido especies oportunistas, sin que aún se consolide una estructura funcional comparable a la del ecosistema de referencia. A pesar de las limitaciones metodológicas propias del diseño (como el bajo número de réplicas por sitio), los análisis realizados (diversidad de Hill, ANOSIM, PERMANOVA, INDVAL y NMDS) proporcionan evidencia consistente sobre la diferenciación ecológica entre hábitats, permitiendo interpretar con precaución las trayectorias observadas.

En base a comparaciones con estudios internacionales y nacionales, se proyecta que, bajo condiciones adecuadas de conectividad y enriquecimiento estructural, el sitio restaurado podría sostener a futuro comunidades más especializadas, incluyendo especies indicadoras como carpinteros y aves de sotobosque. No obstante, esta transición conlleva inevitablemente la pérdida de especies propias de etapas tempranas, como *S. longirostris*, en un proceso de sacrificio (*trade-off*) funcional propio de ecosistemas en recuperación.

Por tanto, se concluye que la avifauna constituye un indicador sensible y efectivo para monitorear el progreso de restauraciones ecológicas en contextos altamente degradados, como sitios industriales. La presencia o ausencia de ciertos grupos funcionales, junto con la riqueza y equidad de especies, permite inferir el estado sucesional y la calidad del hábitat restaurado. De esta manera, se destaca la importancia de implementar estrategias de restauración basadas en la heterogeneidad, la planificación a largo plazo y el monitoreo continuo del componente fauna, con miras a favorecer comunidades funcionalmente ricas, resilientes y alineadas con la biodiversidad regional original.

VI. GLOSARIO

ANOSIM (Análisis de Similitudes): Prueba estadística no paramétrica utilizada para detectar diferencias en la composición de especies entre grupos definidos, a partir de matrices de disimilitud como Bray–Curtis.

Abundancia relativa: Proporción de individuos de una especie respecto al total registrado en una comunidad. Se utiliza para identificar especies dominantes en el sitio.

Análisis multivariado: Conjunto de técnicas estadísticas que permiten estudiar simultáneamente varias variables, como composición o funcionalidad de comunidades.

AudioMoth: Dispositivo autónomo de grabación acústica de espectro completo, usado para monitoreo bioacústico no invasivo en estudios de fauna.

Ave generalista: Especie con amplia tolerancia ecológica, capaz de habitar diferentes tipos de hábitats y alimentarse de diversos recursos.

Bioacústica: Estudio de los sonidos producidos por los seres vivos. En ecología se aplica para detectar presencia de especies mediante vocalizaciones grabadas.

Biodiversidad funcional: Diversidad basada en los roles ecológicos que cumplen las especies dentro de un ecosistema, como dispersores, depredadores o polinizadores.

Bosque esclerófilo: Tipo de bosque nativo de clima mediterráneo, caracterizado por especies leñosas de hojas duras y persistentes, como *Lithrea caustica* y *Azara integrifolia*.

Bosque nativo adulto: Comunidad forestal madura con alta complejidad estructural y diversidad, utilizada como referencia funcional y ecológica en procesos de restauración.

Bray–Curtis (índice de disimilitud): Medida que cuantifica las diferencias en la composición de especies entre dos comunidades, considerando abundancias relativas.

Categoría funcional: Agrupación de especies basada en su rol ecológico, como dieta o modo de forrajeo, utilizada para interpretar la estructura funcional de una comunidad.

Cobertura vegetal: Proporción del suelo cubierta por vegetación (herbácea, arbustiva o arbórea), indicador clave del estado sucesional y calidad del hábitat.

Comunidad aviar: Conjunto de especies de aves que coexisten en un área determinada, interactuando entre sí y con su entorno físico.

Concordancia de patrones (Pattern matching): Técnica automatizada que permite identificar vocalizaciones específicas en grabaciones mediante plantillas sonoras.

Dimensionalidad reducida: Representación simplificada de múltiples variables en pocos ejes, utilizada en técnicas como NMDS o PCA para facilitar la visualización.

Ecosistema de referencia: Sitio ecológicamente conservado utilizado como estándar de comparación para evaluar la efectividad de un proyecto de restauración.

Especie especialista: Organismo con requerimientos ecológicos estrictos (hábitat, dieta o anidación), sensible a cambios ambientales.

Especie indicadora: Organismo cuya presencia o abundancia refleja condiciones ecológicas particulares, como calidad del hábitat o grado de restauración.

Estructura funcional: Distribución de especies según sus roles ecológicos dentro de un ecosistema (insectívoros, frugívoros, carroñeros, etc.).

Fragmentación del hábitat: División de un ecosistema continuo en parches más pequeños y aislados, con efectos negativos sobre la biodiversidad.

Gremio trófico: Conjunto de especies que comparten el mismo tipo de dieta o función trófica en el ecosistema, como insectívoros o granívoros.

Grupos funcionales: Categorías que agrupan especies según su papel ecológico en el ecosistema, por ejemplo, insectívoros o carroñeros.

Heatmap (mapa de calor): Representación visual de datos donde los valores se expresan a través de una escala de colores. En ecología se usa para mostrar intensidad de diferencias entre sitios.

Heterogeneidad estructural: Variación en la disposición y complejidad de la vegetación, lo cual permite mayor disponibilidad de nichos ecológicos.

Hill numbers (números de Hill): Conjunto de índices de diversidad que integran riqueza ($q = 0$), equidad ($q = 1$, Shannon) y dominancia ($q = 2$, Simpson).

Hábitat abierto: Tipo de ambiente caracterizado por escasa cobertura arbórea o arbustiva, dominado por pastizales o suelos desnudos. Asociado a especies pioneras o generalistas.

iNEXT: Paquete de R utilizado para estimar y comparar la diversidad de especies entre comunidades mediante interpolación y extrapolación estandarizadas.

INDVAL (valor indicador): Método estadístico que identifica especies o grupos que son características de un determinado tipo de hábitat con base en su frecuencia y especificidad.

Interpolación y extrapolación: Métodos estadísticos usados para estimar diversidad a partir de diferentes tamaños de muestra; interpolación predice hacia dentro de los datos, extrapolación más allá.

Mapa de sitio: Representación cartográfica que muestra la ubicación geográfica del área de estudio y su delimitación espacial.

Merlin: Aplicación de Cornell Lab para la identificación de aves por imágenes y sonidos, utilizada como herramienta de apoyo en la validación acústica.

Monitoreo acústico pasivo: Técnica no invasiva que consiste en registrar sonidos del ambiente natural para identificar especies, especialmente aves vocales.

NMDS (Ordenación No Métrica): Técnica de análisis multivariado que representa diferencias en la composición de comunidades ecológicas en un espacio bidimensional.

PCA (Análisis de Componentes Principales): Técnica estadística que reduce la dimensionalidad de los datos para identificar patrones dominantes, en este caso en la estructura funcional de comunidades.

PERMANOVA: Prueba de varianza multivariada basada en permutaciones, útil para detectar diferencias significativas en composición entre grupos ecológicos.

Punto de conteo: Método de censo aviar que consiste en registrar todas las especies observadas o escuchadas desde un punto fijo durante un tiempo definido.

RFCx Arbimon: Plataforma web que permite analizar grandes volúmenes de datos acústicos para identificar especies mediante sus vocalizaciones.

Rehabilitación: Proceso de mejora parcial de un ecosistema degradado, orientado a restablecer algunas funciones ecológicas o usos del suelo, sin necesariamente recuperar su composición o estructura original.

Restauración ecológica: Proceso de asistencia activa o pasiva al restablecimiento de la integridad ecológica de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido, con el objetivo de recuperar su estructura, funcionalidad y biodiversidad original (SER, 2004).

Riqueza de especies: Número total de especies presentes en una comunidad o sitio. No considera abundancia relativa ni equidad.

SIMPER (Análisis de contribución): Técnica que descompone la disimilitud entre comunidades para identificar qué especies o grupos funcionales contribuyen más a la diferencia observada.

Stress (en NMDS): Indicador numérico que mide la calidad del ajuste del modelo NMDS; valores bajos indican una representación fiel de las relaciones entre comunidades.

Sucesión ecológica: Proceso por el cual una comunidad biológica evoluciona en el tiempo hacia estados más maduros y estructurados, a menudo luego de una perturbación.

Sucesión intermedia: Etapa del proceso sucesional posterior al establecimiento de especies pioneras, donde comienza a desarrollarse mayor complejidad estructural y biodiversidad.

Sucesión temprana: Etapa inicial del proceso sucesional, caracterizada por baja complejidad estructural, dominancia de especies pioneras y poca cobertura arbórea.

Trade-off ecológico: Compensación en la cual la ganancia de ciertas especies o funciones implica la pérdida de otras, común en procesos de restauración ecológica.

Vocalización: Sonido producido por aves, usado para comunicación territorial, cortejo o alarma; base de los análisis bioacústicos.

Zona de sacrificio: Área geográfica altamente degradada por actividades industriales, donde se prioriza el desarrollo económico sobre el bienestar ambiental y social.

VII. BIBLIOGRAFÍA

Andersen, A. H., Clausen, K. K., Normand, S., Vikstrøm, T., & Moeslund, J. E. (2023). The influence of landscape characteristics on breeding bird dark diversity. *Oecologia*, 201(4), 1039-1052. <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05351-8>

Andersen, E. M., & Steidl, R. J. (2019). Woody plant encroachment restructures bird communities in semiarid grasslands. *Biological Conservation*, 240, 108276. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108276>

Anderson, M., Gorley, R. N., & Clarke, K. (2008). *PERMANOVA+ for primer: Guide to software and statistical methods*.

Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1), 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>

Battin, J. (2004). When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*, 18(6), 1482-1491.

Bibby, C. J. (2000). *Bird census techniques*. Elsevier.

Bonacic, C., Leichtle, J., Arcos, N., Muñoz, A., & Arellano, E. (2016). Medidas de manejo para conservación y fomento de la biodiversidad predial. *Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile*.

Brady, C., & Noske, R. (2010). Succession in Bird and Plant Communities over a 24-Year Chronosequence of Mine Rehabilitation in the Australian Monsoon

Tropics. *Restoration Ecology*, 18, 855-864. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00511.x>

Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566-3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>

CBD. (2022). *Decision 15/4: Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework*. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>

Ceballos, C. (2021). Estado y empresa en el modelo energético neoliberal. Procesos y resultados de las termoeléctricas Santa María y Bocamina I y II en la comuna de Coronel (Chile) en el periodo 2012-2017. *Gobierno y Administración Pública*(2), 20-39.

Chang, C. C., & Turner, B. L. (2019). Ecological succession in a changing world. *Journal of Ecology*, 107(2), 503-509. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13132>

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T., Sander, E. L., Ma, K., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143.

Dexter, E., Rollwagen-Bollens, G., & Bollens, S. (2018). The trouble with stress: A flexible method for the evaluation of nonmetric multidimensional scaling: The trouble with stress. *Limnology and Oceanography: Methods*, 16. <https://doi.org/10.1002/lom3.10257>

Díaz, S. M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., & Butchart, S. (2019). The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers.

Ebird Chile. (2024). *eBird Chile Home*. <https://ebird.org/chile/home>. Retrieved 20 enero 2024 from <https://ebird.org/chile/home>

Fontúrbel, F. E., Candia, A. B., & Castaño-Villa, G. J. (2016). Are abandoned eucalyptus plantations avifauna-friendly?. A case study in the valdivian rainforest. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(4), 1402-1406. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.011>

Gan, J. L., Grainger, M. J., Shirley, M. D. F., & Pfeifer, M. (2023). How effective are perches in promoting bird-mediated seed dispersal for natural forest regeneration? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 12(1), 15. <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00308-z>

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., & Liu, J. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration ecology*, 27(S1), S1-S46.

Ghadiri Khanaposhtani, M., Kaboli, M., Karami, M., & Etemad, V. (2012). Effect of habitat complexity on richness, abundance and distributional pattern of forest birds. *Environmental management*, 50, 296-303. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9877-7>

Gibb, R., Browning, E., Glover-Kapfer, P., & Jones, K. E. (2019). Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(2), 169-185.

González-García, F. (2011). Métodos para contar aves terrestres. *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*, 1, 86-123.

González-Sargas, E., Gómez-Sapiens, M., Hinojosa-Huerta, O., Villagomez-Palma, S., Calvo-Fonseca, A., Grand, J., Meehan, T. D., Dodge, C., Nagler, P. L., Restrepo-Giraldo, C., Nieblas, C., Meléndez, A., Real Rangel, R., & Shafroth, P. B. (2024). Avian communities respond to plant and landscape composition in actively revegetated floodplains of the Colorado River delta in Mexico. *Ecological Engineering*, 205, 107266.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107266>

Goyette, J. L., Howe, R. W., Wolf, A. T., & Robinson, W. D. (2011). Detecting tropical nocturnal birds using automated audio recordings. *Journal of Field Ornithology*, 82(3), 279-287. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2011.00331.x>

Guidetti, B., Amico, G., Dardanelli, S., & Rodriguez-Cabal, M. (2016). Artificial perches promote vegetation restoration. *Plant Ecology*, 217.
<https://doi.org/10.1007/s11258-016-0619-4>

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.

Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

Huaman, R. N. E., & Jun, T. X. (2014). Energy related CO2 emissions and the progress on CCS projects: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 31, 368-385.

Jaramillo, A. (2005). *Aves de Chile: Incluyendo la península Antártica, las islas Malvinas y otras islas del Atlántico*. Lynx Edicions.

Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.

Keeley, A. T. H., Beier, P., & Jenness, J. S. (2021). Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation*, 255, 109008. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109008>

Latja, P., Valtonen, A., Malinga, G. M., & Roininen, H. (2016). Active restoration facilitates bird community recovery in an Afrotropical rainforest. *Biological Conservation*, 200, 70-79. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.035>

Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001, 2001/10/01). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

Lindenmayer, D., Bowd, E., & McBurney, L. (2021). Long-term empirical studies highlight multiple drivers of temporal change in bird fauna in the wet forests of Victoria, South-Eastern Australia. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 610147.

Lockwood, A. H., Welker-Hood, K., Rauch, M., & Gottlieb, B. (2009). Coal's assault on human health. *Physicians for Social Responsibility Report*.

Loss, S. R., Will, T., & Marra, P. P. (2013). The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature Communications*, 4(1), 1396. <https://doi.org/10.1038/ncomms2380>

Lu, X., Jia, Y., & Wang, Y. (2024). The effect of landscape composition, complexity, and heterogeneity on bird richness: a systematic review and meta-analysis on a global scale. *Landscape Ecology*, 39(8), 132. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01933-w>

Luebert, F., & Pliscoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria.

Margenau, E., Wood, P., Weakland, C., & Brown, D. (2019). Trade-offs relating to grassland and forest mine reclamation approaches in the central Appalachian region and implications for the songbird community. *Avian Conservation and Ecology*, 14. <https://doi.org/10.5751/ACE-01304-140102>

Medrano, F., Barros, R., Norambuena, H. V., Matus, R., & Schmitt, F. (2018). *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile (ROC).

Merlin Cornell lab. (2024). *Identify the birds you see or hear with Merlin Bird ID*. <https://merlin.allaboutbirds.org/>. <https://merlin.allaboutbirds.org/>

MMA – ONU Medio Ambiente. (2022). *Estrategia Nacional de Conservación de Aves 2021–2030*. <https://estrategia-aves.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/03/Estrategia-Nacional-de-Conservacio%CC%81n-de-Aves-2021-2030.pdf>

Mouillot, D., Graham, N. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Bellwood, D. R. (2013). A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends Ecol Evol*, 28(3), 167-177. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.004>

Muñoz-Sáez, A., Perez-Quezada, J. F., & Estades, C. F. (2017). Agricultural landscapes as habitat for birds in central Chile. *Revista chilena de historia natural*, 90.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2013). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, 2(9), 1-295.

Oksanen, J. B., F. Guillaume; Friendly, Michael; Kindt, Roeland; Legendre, Pierre; McGlinn, Dan; Minchin, Peter R.; O'Hara, R. B.; Simpson, Gavin L.; Solymos, Peter; Stevens, M. Henry H.; Szoecs, Eduard; Wagner, Helene. (2025). *vegan: Community Ecology Package*. R Foundation for Statistical Computing / CRAN. Retrieved 08 julio 2025 from <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>

Ontiveros, D., Márquez-Ferrando, R., Fernández-Cardenete, J. R., Santos, X., Caro, J., & Pleguezuelos, J. M. (2013). Recovery of the bird community after a mine spill and landscape restoration of a mediterranean River. *Restoration Ecology*, 21(2), 193-199. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00887.x>

Open Acoustic Devices. (2023). *AudioMoth*. Open Acoustic Devices. Retrieved 20 Enero 2024 from <https://www.openacousticdevices.info/audiomoth>

Ortega-Álvarez, R., & Lindig-Cisneros, R. (2012). Feathering the scene: the effects of ecological restoration on birds and the role birds play in evaluating restoration outcomes. *Ecological Restoration*, 30(2), 116-127.

Paxton, E., Yelenik, S., Borneman, T., Rose, E., Camp, R., & Kendall, S. (2017). Rapid colonization of a Hawaiian restoration forest by a diverse avian community: Bird colonization of tropical restoration forest. *Restoration Ecology*, 26. <https://doi.org/10.1111/rec.12540>

Pizarro, J. C., Anderson, C. B., & Rozzi, R. (2012). Birds as marine–terrestrial linkages in sub-polar archipelagic systems: avian community composition, function and seasonal dynamics in the Cape Horn Biosphere Reserve (54–55°S), Chile. *Polar Biology*, 35(1), 39-51. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-1029-7>

Quinn, G. P., & Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>

Ratajczak, Z., Nippert, J. B., & Collins, S. L. (2012). Woody encroachment decreases diversity across North American grasslands and savannas. *Ecology*, 93(4), 697-703. <https://doi.org/10.1890/11-1199.1>

Rebolo-Ifrán, N., Zamora-Nasca, L., & Lambertucci, S. A. (2021). Cat and dog predation on birds: The importance of indirect predation after bird-window collisions. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(3), 293-299. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.05.003>

Redlich, S., Martin, E. A., Wende, B., & Steffan-Dewenter, I. (2018). Landscape heterogeneity rather than crop diversity mediates bird diversity in agricultural landscapes. *PLOS ONE*, 13(8), e0200438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200438>

RFCx. (2024). *What is RFCx Arbimon?* RFCx. Retrieved 20 enero 2024 from <https://support.rfcx.org/article/71-what-is-arbimon>

Roels, S., Hannay, M., & Lindell, C. (2019). Recovery of bird activity and species richness in an early-stage tropical forest restoration. *Avian Conservation and Ecology*, 14. <https://doi.org/10.5751/ACE-01330-140109>

Sekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol Evol*, 21(8), 464-471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>

SER. (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf

Shaukat, S. S., Rao, T. A., & Khan, M. A. (2016). Impact of sample size on principal component analysis ordination of an environmental data set: Effects on eigenstructure. *Ekológia*, 35(2), 173.

Shi, Y., Fan, X., Ding, X., & Sun, M. (2024). Ecological restoration of habitats based on avian diversity and landscape patterns—A case study of haining mining pit park in Zhejiang, China. *Sustainability*, 16(4), 1445. <https://www.mdpi.com/2071-1050/16/4/1445>

Shonfield, J., & Bayne, E. (2017). Autonomous recording units in avian ecological research: Current use and future applications. *Avian Conservation and Ecology*, 12, 14. <https://doi.org/10.5751/ACE-00974-120114>

Silva-Rodríguez, E. A., Cortés, E. I., Zambrano, B., Naughton-Treves, L., & Farías, A. A. (2023). On the causes and consequences of the free-roaming dog problem in southern Chile. *Science of the Total Environment*, 891, 164324.

Sumasgutner, P., Terraube, J., Coulon, A., Villers, A., Chakarov, N., Kruckenhauser, L., & Korpimäki, E. (2019). Landscape homogenization due to agricultural intensification disrupts the relationship between reproductive success and main prey abundance in an avian predator. *Frontiers in Zoology*, 16(1), 31. <https://doi.org/10.1186/s12983-019-0331-z>

Teurlinx, S., Verhofstad, M., Bakker, E. S., & Declerck, S. A. J. (2018). Managing successional stage heterogeneity to maximize Llandscape-wide biodiversity of aquatic vegetation in ditch networks. *Front Plant Sci*, 9, 1013. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01013>

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79-92. <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>

Thompson, E. K., Keenan, R. J., & Kelly, L. T. (2023). The use of nest boxes to support bird conservation in commercially managed forests: A systematic review. *Forest Ecology and Management*, 550, 121504. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121504>

Toro, M. H. (2021). *De Zona de Sacrificio a Paisaje de Remediación: Reconversión y Revalorización Patrimonial de Las Termoeléctricas Bocamina en la Bahía de Coronel* Pontificia Universidad Católica de Chile].

Venier, L. A., & Pearce, J. L. (2004). Birds as indicators of sustainable forest management. *The Forestry Chronicle*, 80(1), 61-66.

Vivanco Font, E. (2020). *Plan de descarbonización y estrategia de transición justa y sostenible: Plan de trabajo*. <https://atp.bcn.cl>

Vogel, H. F., Campos, J. B., & Bechara, F. C. (2015). Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. *Tropical Conservation Science*, 8(4), 912-939.

Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>

Zeghdani, N., Prodon, R., & Benyacoub, S. (2024). Resilience of bird communities after wildfires in Algerian cork oak forests. *Acta Ornithologica*, 58(2), 175-186, 112. <https://doi.org/10.3161/00016454AO2023.58.2.004>

Zhang, L., Ma, X., Chen, Z., Wang, C., Liu, Z., Li, X., & Xing, X. (2023). Negative effects of artificial nest boxes on birds: A review. *Avian Research*, 14, 100101. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2023.100101>

Zhang, X., & Zhang, Z. (2025). Identification and optimization of urban avian ecological corridors in kunming: Framework construction based on multi-model coupling and multi-scenario simulation. *Diversity*, 17(6), 427.
<https://www.mdpi.com/1424-2818/17/6/427>

Zurrita, A., Badii, M., Guillen, A., Lugo Serrato, O., & Aguilar Garnica, J. (2015). Factors causing environmental degradation. *Daena: International Journal of Good Conscience*, 10(3), 1-9.