

ARTÍCULO ORIGINAL

Uso de hábitat por el concón (*Strix rufipes*) y el chuncho (*Glaucidium nanum*) en un gradiente de bosques perturbados y antiguos del bosque templado andino, Chile ¹

Rufous-legged owl (*Strix rufipes*) and Austral pygmy owl (*Glaucidium nanum*) stand use in a gradient of disrupted and old growth Andean temperate forests, Chile

José Tomás Ibarra^{a,b,c*}, Nicolás Gálvez^{a,d}, Alessandro Gimona^e, Tomás A. Altamirano^a, Isabel Rojas^a, Alison Hester^e, Jerry Laker^a & Cristián Bonacic^a

^a Laboratorio de Vida Silvestre Fauna Australis, Departamento de Ecosistemas y Medio Ambiente, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

^b Centre for Applied Conservation Research, Department of Forest Sciences, Faculty of Forestry, University of British Columbia, BC, Canada.

^c The Peregrine Fund, Boise, USA.

^d Department of Natural Sciences, Centre of Local Development (CEDEL), Villarrica Campus, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.

^e The Macaulay Institute, Aberdeen, UK.

*Autor de contacto. Email: jtibarra@uc.cl.

Resumen

Estudiamos cómo los cambios estructurales en el bosque, inducidos por el ser humano, afectan el uso de hábitat del concón (especialista de bosque) y del chuncho (facultativo de bosque), en un gradiente desde bosques perturbados en zonas bajas hasta bosques andinos protegidos de Chile. También evaluamos si los llamados de una especie influyen el comportamiento de vocalización de la otra. Detectamos un total de 34 concónes y 21 chunchos para las cuatro estaciones del año. Los concónes fueron registrados principalmente en bosques antiguos de *Araucaria-Nothofagus* (32.4%), y los chunchos en bosques antiguos siempre-verdes (52.4%). Para ambas especies hubo una disminución de la actividad en otoño e invierno. Nuestros modelos sugirieron que el concón tiene requerimientos de hábitat más específicos que el chuncho. El concón seleccionó bosques con

¹ Este trabajo fue originalmente publicado en inglés en la revista *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 2012, 47(1): 33-40.

árboles altos y en baja densidad relativa, y una alta densidad de quila. Por su parte, el chuncho seleccionó bosques con árboles altos y en alta densidad relativa. No hubo evidencia de que los llamados de una especie afectaran las respuestas de la otra, sugiriendo que no existe una asociación negativa en el uso de un mismo territorio por ellas. Los resultados enfatizan la importancia de los elementos estructurales de los bosques antiguos para ambas especies pero, a su vez, la relevancia de los bosques periféricos a áreas protegidas.

Abstract

We studied how human induced structural changes in forests affect stand use of the Rufous-legged owl (forest-specialist) and the Austral pygmy owl (forest-facultative), in a gradient from lowland disrupted forests to protected Andean forests in Chile. We also tested if the calls of one species influenced the calling behaviour of the other. We detected a total of 34 Rufous-legged owls and 21 Austral pygmy owls during the four seasons. Rufous-legged owls were found principally in old growth *Araucaria-Nothofagus* stands (32.4%), and Pygmy owls in old growth evergreen stands (52.4%). Our models suggested that Rufous-legged owls inhabit a more specific range of habitat characteristics than pygmy owls. The former selected stands with tall trees, relatively low tree density, and high bamboo density. Pygmy owls selected stands with tall trees and relatively high tree density. There was no evidence that either species influenced the calling behaviour of the other, suggesting no negative association between use of a territory by the two species. Our results emphasize the importance of structural components of old growth forests for both species, but also the relevance of stands surrounding protected areas.

Keywords: Akaike's Information Criterion; bird habitat use; Chile; forest structural components; interspecific competition; owls; temperate forests.

INTRODUCCIÓN

La distribución de los bosques templados chilenos ha sido fuertemente perturbada por múltiples prácticas de cambio de uso del territorio por parte del ser humano como la tala, limpieza de terrenos para agricultura intensiva, urbanización y reemplazo del bosque nativo por plantaciones de especies exóticas (Armesto et al. 1998). Las prácticas de cambio de uso de suelo pueden alterar la distribución y densidad de los componentes presentes en bosques antiguos, tales como el volumen de residuos leñosos, árboles muertos en pie, sotobosque y dosel de los árboles, afectando principalmente a las especies con requerimientos específicos de hábitat (Martinez & Jaksic 1996; Reid et al. 2004; Diaz et al. 2005).

En Chile existe la preocupación de que la protección entregada por el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE) es inadecuada para asegurar la conservación de la biodiversidad en el largo plazo (Armesto et al. 1998). Sobre el 90% de los bosques en el SNASPE se encuentran en zonas alto-andinas. Por lo tanto, la conservación de los hábitats en bosques de tierras bajas adyacentes a áreas protegidas es considerada como una prioridad en el bosque templado, especialmente durante el invierno cuando las zonas protegidas que se encuentran en altura sufren por las condiciones climáticas, quedando cubiertos por nieve durante meses (Armesto et al. 1998; Pauchard & Villarroel 2002; Ibarra et al. 2010).

En este estudio seleccionamos dos especies contrastantes de búhos que habitan en los bosques templados de Chile. El concón (*Strix rufipes*, King 1827), un especialista de bosque, que depende estrictamente del bosque para anidar y alimentarse, mientras que el chuncho (*Glaucidium nanum*, King 1828) es un facultativo de bosque que puede o no cazar y/o anidar dentro del bosque (Trejo et al. 2006). El primero es una de las aves rapaces menos conocidas de Sudamérica (Martínez & Jaksic 1996), y las poblaciones han disminuido a causa de la pérdida de hábitat (Jaksic & Jiménez 1986; Pincheira-Ulbrich et al. 2008). Sólo Martínez & Jaksic (1996) han estudiado las abundancias relativas de las poblaciones de concón y su asociación con diferentes componentes del hábitat en los bosques siempreverdes de la selva valdiviana en el sur de Chile, sugiriendo que esta especie prefiere bosques multi-estratificados que superen los 100 años de antigüedad. Sin embargo, los componentes críticos de los bosques para esta especie nunca han sido investigados en otros tipos de vegetación dentro de su rango geográfico, que se extiende desde Chile central hasta la Patagonia (Trejo et al. 2006).

En contraste, el chuncho es considerado el Strigido más abundante en Chile, distribuyéndose desde el límite norte del país hasta el archipiélago del Cabo de Hornos (Jiménez & Jaksic 1989). Habita bosques y matorrales, y algunas veces hasta parques en las ciudades (Goodall et al. 1957; Johnson 1967; Jiménez & Jaksic 1989). Jiménez & Jaksic (1989) han sugerido que el estado de las poblaciones de chuncho es “estable” en el país. Sin embargo, y al igual que con el concón, ningún estudio ha explorado las abundancias relativas ni sus requerimientos de hábitat en bosques andinos perturbados y antiguos del centro-sur de Chile.

Por otra parte, poco se conoce sobre si la ocurrencia de una especie afecta al uso de hábitat de la otra. La territorialidad interespecífica y el comportamiento agonístico entre búhos ha sido ampliamente documentado (Janes 1985). Búhos especialistas de bosque pueden ser afectados de forma negativa por las especies facultativas cuando estas últimas, más aptas para colonizar bosques perturbados y secundarios, compiten de forma dominante por hábitats y presas con las especies especialistas (Olson et al. 2005; Crozier et al. 2006). A pesar de que nuestras especies varían en tamaño, patrones de actividad y hábitos alimenticios (Jiménez & Jaksic 1989; Martínez 2005), Martínez (2005) ha hipotetizado que el aumento de las abundancias de los búhos facultativos, sumado a la pérdida de hábitat, podría ser un factor importante que influya en la extinción local potencial del concón a corto plazo. Sin embargo, no hay evidencia que documente el resultado de los encuentros entre concones y chunchos en los sitios donde co-ocurren.

Nosotros examinamos cómo los cambios estructurales en los bosques afectan estacionalmente el uso y abundancias relativas de estas dos especies de búhos en un gradiente desde tierras bajas perturbadas (bajo presión de cosecha, incendios y actividad ganadera) y bosques secundarios, hasta bosques antiguos protegidos en los Andes. También exploramos las interacciones interespecíficas entre las dos especies, evaluando la hipótesis de que la presencia de una especie afecta a la otra, desarrollando modelos que evaluaron simultáneamente si es que las detecciones de una especie eran afectadas por las variables del hábitat y por las detecciones de la otra especie de búho en el mismo sitio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Desde enero del 2008 hasta febrero de 2010, llevamos a cabo un estudio sobre búhos en tres diferentes áreas de la cuenca del Villarica, Región de la Araucanía (39°15' S, 71° W). Estas áreas estuvieron en los alrededores o dentro de áreas protegidas (Tabla 1). Los rangos de elevación fueron desde 627 a 1268 metros sobre el nivel del mar (msnm), a través de una topografía montañosa. El área presenta un clima templado con una corta temporada seca (menor a cuatro meses). La estación meteorológica más cercana y representativa (i.e. Lonquimay, aproximadamente a 100 km del área de estudio), tiene una media anual de precipitación de 1945 mm, cayendo en forma de nieve en zonas altas (mayor a 750 msnm) (Di Castri & Hajek 1976). La temperatura media es de 15,1 °C, para el mes más cálido (enero) y 1,9°C para el mes más frío (julio) (Di Castri & Hajek 1976). La vegetación comprende bosques deciduos dominados por especies de *Nothofagus* en altitudes más bajas y una mezcla de deciduos con bosques de coníferas en zonas más altas (Gajardo 1993). En elevaciones mayores (>900 msnm), los bosques andinos son dominados por *Araucaria araucana* (Gajardo 1993).

Aunque una relación entre las abundancias de nuestras especies focales de búhos y prácticas de uso del territorio podrían existir a nivel de paisaje (Martínez 2005), nosotros exploramos si es que esta relación existe a una escala menor (i.e. escala de sitio), donde las actividades de manejo de bosques se llevan a cabo. Estudiamos ocho sitios de forma sistemática, las que estaban separadas entre ellas por al menos 5 km, representando un gradiente de altitud y perturbación. Cada sitio tenía un área de al menos 500 ha. Los sitios fueron: (a,b) dos sitios de bosque antiguo de *Araucaria-Nothofagus*: Una asociación de *Araucaria araucana-Nothofagus pumilio* con más de 200 años, una en el Parque Nacional Huerquehue (PNH) y la otra en el Parque Privado El Cañi (PPC); (c,d) dos sitios de bosque antiguo siempreverde: Una asociación de *Saxegothaea conspicua-Laureliopsis philipiana* con más de 200 años de antigüedad, una en HNP y la segunda en el Parque Privado Kawellucó (PPK); (e,f) dos bosques secundarios: Una asociación de *N. dombeyi-N. obliqua*, entre 35 y 70 años de antigüedad, uno en PNH y el otro en los alrededores del PPC; (g,h) dos sitios perturbados: bosques de varias especies, ambos bajo presión de cosecha y pastoreo, uno en las zonas aledañas al PNH y el segundo en zonas aledañas al PPC (Tabla 1).

Estructura del hábitat

Utilizamos el único estudio previo sobre uso de hábitat del Concón (Martínez & Jaksic 1996), para identificar los componentes estructurales del bosque que podrían ser potencialmente importantes para esta especie. Hasta donde sabemos, no hay estudios sobre uso de hábitat del Chuncho. De esta forma, el muestreo de hábitat para esta última especie consideró la medición de los componentes estructurales del hábitat sugeridos como predictores del Concón, y ellos también fueron evaluados como covariables para el Chuncho. Por lo tanto, en cada uno de los ocho sitios se evaluó: (i) cobertura del dosel (%); (ii) densidad de bambú (sotobosque) hasta los 3 m de altura, expresado como el número de contactos (NC) utilizando el método descrito en Díaz et al. (2006); (iii) diámetro a la altura del pecho (DAP, en cm); (iv) altura de los árboles (m); (v) densidad de árboles con un DAP mayor a 10 cm, usando el método de los cuartos descrito en Mueller-Dombois & Ellenberg (1974); y (vi) número de árboles muertos en pie (árboles muertos en pie/ha).

Establecimos ocho parcelas de muestreo por sitio a lo largo de un transecto de 140 m, con cada parcela separada a 20 m de la siguiente.

Muestreo de búhos

Registramos las respuestas individuales de cada búho como indicador de la abundancia relativa de ellos, asociando ésta con las variables de hábitat anteriormente descritas, en todos los sitios (Andersen 2007; Trejo et al. 2011). Se registró el conteo de las respuestas a las llamadas a lo largo de senderos en el bosque, usando el método de estudio de los señuelos acústicos, emitiendo las grabaciones de las llamadas de las dos especies disponibles en Egli (2002). Llamamos a los búhos durante 32 noches, comenzando aproximadamente 30 minutos después de la puesta de sol. Cada llamada duró 30 segundos, seguida por 30-60 segundos de un período de escucha, después del cual la secuencia se repetía dos veces. Para prevenir el doble conteo de individuos, se identificó la orientación de las respuestas de los individuos. La localización de los búhos se determinó por triangulación con una brújula, y los señuelos se restringieron a 12-14 minutos por cada estación de muestreo. Registramos todas los búhos individuales que escuchamos durante este período y si un pájaro respondía a nuestro llamado se consideraba una respuesta y todas las respuestas posteriores de ese pájaro se ignoraban para ese período de tiempo inmediato. Las llamadas fueron conducidas bajo condiciones relativamente tranquilas, sin precipitaciones ni neblina. Cada estación estuvo separada por al menos 2 km de la más cercana y éstas no se muestreaban nuevamente en la siguiente estación del año. Los estudios de los búhos se llevaron a cabo durante ocho noches por estación del año: verano (enero-febrero), otoño (abril), invierno (agosto) y primavera (diciembre). Estimamos las abundancias relativas como el número de individuos de búhos por noche de muestreo y sitio. El orden de las llamadas (señuelos) se aleatorizó en cada estación de muestreo.

Análisis de datos

Los datos se agruparon en áreas (PNH y SPC) y en sitios. Como cada sitio fue estudiado en cuatro estaciones distintas, los muestreos dentro de los sitios probablemente no fueron independientes a lo largo del año. Testeamos y representamos las posibles interacciones entre el efecto de los sitios y el efecto de las estaciones, lo que se podía suponer de nuestro análisis exploratorio. Para considerar tal estructura de datos, usamos modelos lineales generalizados con un error de tipo Poisson y tanto la pendiente (sitios) como el intercepto (estaciones) como efectos aleatorios en los modelos. Usamos los elementos de estructura del hábitat (ver tabla 1 para detalles) como efectos fijos en los modelos. Como los cambios detectables en el comportamiento de las llamadas pueden mejorar nuestro entendimiento de la competencia de interferencia entre búhos simpátricos, también incluimos las respuestas del chuncho como un efecto corregido que podría afectar las respuestas del concón en un muestreo específico, y viceversa.

Para cada especie, identificamos el modelo más parsimonioso usando el Criterio de Información de Akaike (AIC). Primero comparamos el AIC y BIC (Criterio de Información Bayesiana) de los modelos sin una estructura aleatoria versus un modelo sólo con pendiente e intercepto aleatorios. Después buscamos un modelo con la mejor estructura corregida, dada la estructura aleatoria identificada en la etapa previa (es decir, el modelo con todas las variables independientes como efectos corregidos), y luego reducimos cada modelo completo con el valor del menor AIC, eliminando variables cuyas retenciones causaran mayores valores de AIC que el de su eliminación.

Para ambas especies también comparamos el segundo mejor modelo y el mejor modelo usando los pesos AIC calculados como $w = \exp(-AIC/2)$, donde la variación de AIC es la diferencia entre el AIC del segundo y del mejor modelo. Los análisis de los datos y modelos se ajustaron usando la librería `lm4` R.

RESULTADOS

Las características estructurales de los ocho sitios estudiados se presentan en la tabla 1. Ambas especies se detectaron en los bosques antiguos, secundarios y fragmentados a lo largo del gradiente, aunque esto varió entre estaciones y sitios (Figura 1). Detectamos un total de 34 concones y 21 chunchos individuales durante las cuatro estaciones. Del total de las llamadas, las de los concones se encontraron principalmente en los sitios de bosque antiguo de *Araucaria-Nothofagus* (32,4%), seguido por el bosque secundario (29,4%), bosque siempreverde (26,5%) y menor número de registros en el bosque perturbado de múltiples especies (11,8%). Los chunchos se encontraron principalmente en bosques antiguos siempreverdes (52,4%), seguido por bosques de antiguos de *Araucaria-Nothofagus* (19,1%), y con menor número de registros para el bosque secundario y el perturbado (ambos con un 14,3%). Para ambas especies, se observó un efecto estacional en las respuestas, con una caída en las respuestas en otoño y en invierno (Tablas 2,3, Figura 1).

Concón

El modelo de estructura aleatoria con menor AIC fue uno con función de pendiente aleatoria y temporalidad como intercepto.

El modelo sin estructura aleatoria tuvo un AIC=76.5 versus 49.6 para un modelo aleatorio con sólo una temporada de intercepto aleatorio y 48.6 para un modelo con pendiente e intercepto aleatorio. Entre temporadas hubo una varianza de 2.9 mientras que la varianza entre sitios fue de 0.25.

El modelo más parsimonioso para estas especies fue uno con las variables ambientales incluidas (efectos fijo) la densidad arbórea, inversamente relacionado con la respuesta del concón, y la altura de los árboles. El segundo mejor modelo incluyó la densidad de bambú con un valor de probabilidad de 0.39 versus 0.61 del mejor modelo.

Chuncho

El AIC para modelos sin estructura aleatoria tuvo un AIC=92.3, con pendiente aleatoria e intercepto, arrojó un AIC=44.7, y un modelo con temporalidad con intercepto aleatorio arrojó un AIC=35.03. Por lo tanto, se prefirió este último modelo. Entre las variables con efectos fijos, sólo la altura de los árboles fue significativa en el modelo más parsimonioso para esta especie. El segundo mejor modelo también incluyó la densidad de árboles. Similar al caso de la primera especie, el valor de la probabilidad de este modelo fue 0.39 versus 0.61 del mejor modelo.

No hubo evidencia de que la ocurrencia de una u otra especie afectara la respuesta de la otra.

DISCUSIÓN

Relación entre búhos y hábitat

Este estudio muestra que, en el bosque andino del centro-sur de Chile, el concón habita en sitios con condiciones de hábitat más específicas que el chuncho. Nosotros encontramos que el concón seleccionó bosques con árboles altos, densidades relativamente bajas de árboles, y altas densidades de bambú. En nuestra área de estudio, los árboles más altos y grandes se encuentran más disponibles, principalmente, en bosques antiguos protegidos donde domina la araucaria. Aquí, los árboles más grandes están correlacionados con un mayor diámetro a la altura de pecho (DAP) y podrían tener funciones importantes en el hábitat de los búhos, proporcionando condiciones térmicas óptimas para la percha y reproducción en cavidades.

Recientemente, el concón ha sido reportado utilizando grandes árboles (92 – 170 cm de DAP y 18 – 32.5 m de altura) para su anidamiento en el bosque templado andino y, para esto, han seleccionado cavidades excavadas por el pájaro carpintero gigante (*Campephilus magellanicus*). En nuestra área de estudio, la mayor abundancia de estos carpinteros excavadores se encuentra en bosques antiguos de araucaria y lenga en sitios a mayor altitud (Ibarra, Gálvez, Altamirano, Rojas & Bonacic, datos sin publicar). Nuestras observaciones de que el concón está fuertemente asociado con el mismo tipo vegetal, sugieren que la presencia del carpintero gigante podría ser un factor relevante para la selección de sitios por el concón. Esto podría ser importante de investigar si es que quisiéramos en el futuro entender la co-ocurrencia espacial de estas dos especies especialistas de bosques.

En el bosque lluvioso valdiviano, al sur de nuestra área de estudio, Martínez y Jaksic (1996) encontraron que solamente la cobertura del dosel superior sería la mejor variable predictora de la abundancia de concones. Esta variable no fue significativa en nuestra área de estudio, pero las características estructurales de nuestros bosques antiguos difieren de los bosques lluviosos valdivianos situados más al sur. En nuestros bosques antiguos, *A. araucana* forma un dosel de árboles dispersos de 25-30 m de altura, por sobre unos 10-20 m de un estrato de *N. pumilio* (Veblen 1982), con doseles relativamente abiertos alcanzando cuberturas entre 54% y 81%. Sin embargo, estos bosques también se caracterizan por presentar un denso sotobosque dominado por bambú o *Chusquea* y otros arbustos pequeños (Veblen 1982). Se encontró que la densidad de bambú era una importante variable adicional en el segundo mejor modelo y, por esto, subrayamos la importancia de incluir este componente estructural del hábitat en todos los análisis de hábitat de concón. Las principales presas (pequeños mamíferos arbóreos y trepadores) del concón en bosques de *A. araucaria* del centro-sur de Chile están fuertemente asociados al sotobosque de bambú, así como con los árboles viejos (Figueroa et al. 2006). Aunque nuestros datos indicaron que el concón también estuvo presente en bosques perturbados de múltiples especies arbóreas bajo una constante presión del ganado y cosecha forestal, el menor número de registros en dichos bosques sugieren que estos sitios proporcionan un hábitat marginal para este búho en el mejor de los casos. De hecho, dentro de estas áreas perturbadas, se observó que los árboles viejos residuales o remanentes siempre fueron los utilizados por los concones que respondieron a nuestros llamados.

Nuestros resultados sugieren que el chuncho es una especie más generalista que el concón en términos de los componentes estructurales específicos del hábitat que explicaron sus abundancias relativas. Sin embargo, y al igual que el concón, el chuncho estuvo más fuertemente asociado con bosques antiguos. Estos bosques ofrecen un mayor número de cavidades, una mayor diversidad y abundancia de aves passeriformes diurnas y otras potenciales presas de mamíferos para este depredador oportunista, que aquellos bosques perturbados que se presentan en altitudes más bajas

(Ibarra, Gálvez, Altamirano, Rojas & Bonacic, datos no publicados). Las abundancias de chuncho también mostraron relaciones positivas con la altura de árboles. Como se mencionó anteriormente, la altura de los árboles es un elemento estructural que se encuentra correlacionado con el diámetro a la altura de pecho (DAP) y, ambos en conjunto, son un indicador de bosques antiguos (Call et al. 1992). Descripciones previas del hábitat del chuncho sugieren que esta especie puede ser encontrada en hábitat con variedad de componentes estructurales y grados de complejidad (Jiménez & Jaksic 1989). Sin embargo, nuestros resultados indican que, aunque esta especie fue también registrada en bosques perturbados y secundarios, los bosques antiguos, especialmente los bosques siempreverdes, podrían sustentar un mayor número de individuos de esta especie.

Por otra parte, la falta de un efecto del llamado de respuesta entre ambas especies sugiere que no existiría una evasión entre estos búhos simpátricos (e.g., Hayward & Garton 1988; Crozier et al. 2006). Sin embargo, más estudios experimentales y observaciones de interacciones directas son necesarios con el fin de dilucidar los factores responsables para esta posible asociación no negativa.

Influencia de las estaciones del año sobre las respuestas de llamada y uso de hábitat

Ambas especies mostraron un significativo efecto estacional en sus llamadas, lo que podría explicarse por procesos de selección de hábitat y/o detectabilidad (esta última podría ser afectada por el ambiente o condiciones climáticas y comportamiento individual). Si asumimos detección perfecta (i.e. detección segura de la especie si es que ella está en el bosque en el momento del muestreo), los cambios estacionales en el hábitat seleccionado podría estar asociado a los cambios en las presas disponibles, a la vulnerabilidad a la depredación o a necesidades de termorregulación (Barrow y Barrows 1978; Forsman et al. 1984; Call et al. 1992). La ausencia de concón en sitios en zonas altas (i.e. bosques antiguos de *Araucaria-Nothofagus* y siempreverdes) durante el invierno, podría estar relacionado con una migración altitudinal local. Estos movimientos altitudinales han sido descritos para otras especies de *Strix* (e.g. Laymon 1989). Para el concón, estos potenciales movimientos estacionales necesitarían una futura evaluación porque la conectividad entre bosques en zonas altas y zonas bajas del valle podría ser un aspecto clave para la conservación de esta especie. El sotobosque de *Araucaria-Nothofagus* está completamente cubierto de nieve durante los meses de invierno (Ibarra et al. 2010), lo cual puede afectar la disponibilidad de presas e inducir a que el búho abandone el área, moviéndose a zonas más bajas.

Por otro lado, la detección perfecta de los individuos es poco probable de que sea así, debido a la naturaleza elusiva de los búhos, aunque las probabilidades de detección para otras especies de *Strix* en ambientes de bosque templado de Norteamérica son altas (e.g., 0.53-0.76; Olson et al 2005). En cualquier caso, podría ser un efecto de selección de hábitat/detectabilidad, el que no se puede diferenciar con nuestros datos ni esquema de muestreo. Sería relevante desarrollar futuros estudios que consideren detectabilidad usando muestreos repetidos de los sitios en cada temporada para explorar la variación temporal en la ocupación de los sitios (Olson et al. 2005; Mackenzie et al. 2002).

Implicancias para la conservación de búhos

Nuestros resultados destacan la importancia de los componentes estructurales de los bosques antiguos para ambas especies de búhos. En nuestra área, los bosques antiguos están ubicados en zonas de mayor altitud, tanto en áreas protegidas públicas como privadas. Sin embargo, ambas especies están presentes en hábitats de tierras bajas adyacentes o rodeando a las áreas protegidas. Nuestro trabajo sugiere que la mantención de árboles grandes y de la vegetación de sotobosque en áreas tampones (adyacentes a áreas protegidas) es indispensable para asegurar un balance apropiado entre la conservación de las rapaces nocturnas y actividades productivas (actividad forestal,

agricultura, ganadería). Con un manejo apropiado, las áreas productivas podrían jugar un papel importante en la conservación de aves rapaces nocturnas y en los planes de manejo integrales de los bosques templados andinos del centro-sur de Chile.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la Iniciativa Darwin (Proyecto 15-006) y el Ministerio del Medio Ambiente de Chile (Proyectos FPA 9-040-09, 9-078-10, y 9-I-009-12). También recibió el apoyo de Cleveland Metroparks Zoo, Cleveland Zoological Society, Rufford Small Grants for Nature Conservation, de Peregrine Fund. Agradecemos al Dr. Hernán Vargas, la Corporación Nacional Forestal (CONAF), Fundación Lahuen, Guías Cañe, y el Santuario Privado Kawelluco. Agradecemos sinceramente a D. Altamirano, A. Barreau, F. Hernández, O. Ohrens, R. Petitpas, C. Ríos, R. Sanhueza y M. Venegas por todo el apoyo en terreno. J.T.I, N.G., T.A.A., e I. R. son apoyados por becas de la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT). Tres revisores anónimos hicieron valiosas contribuciones a versiones tempranas del manuscrito. Este trabajo es una contribución al Programa de Conservación y Anillamiento de Aves de Fauna Australis (PUC) en el bosque templado andino de la región de La Araucanía.

REFERENCIAS

- Andersen DE. 2007. Survey techniques. In: Bird DM, Bildstein KM, editors. Raptor research and management techniques. Surrey, Canada: Hancock House Publishers. p. 89-100.
- Armesto JJ, Rozzi R, Smith-Ramírez C, Arroyo MTK. 1998. Conservation targets in South-American temperate forests. *Science*. 282: 1271-1272.
- Barrows C, Barrows K. 1978. Roost characteristics and behavioral thermoregulation in the Spotted Owl. *West Birds*. 9: 1-8.
- Beaudoin F, Ojeda V. 2011. Nesting of Rufous-legged owls in evergreen *Nothofagus* forests. *J Raptor Res*. 45: 75-77.
- Call DR, Gutiérrez RJ, Verner J. 1992. Foraging habitat and home-range characteristics of California Spotted owls in the Sierra Nevada. *Condor*. 94: 880-888.
- Carrera JD, Fernández FJ, Kacoliris FP, Pagano L, Berkunsky I. 2008. Field notes on the breeding biology and diet of Ferruginous pygmy-owl (*Glaucidium brasilianum*) in the dry Chaco of Argentina. *Ornitol Neotrop*. 19: 315-319.
- Crozier ML, Seamans ME, Gutierrez RJ, Loschl PJ, Horn RB, Sovern SG, Forsman ED. 2006. Does the presence of barred owls suppress the calling behavior of spotted owls? *Condor*. 108: 760-769.
- Díaz IA, Armesto JJ, Reid S, Sieving KE, Willson MF. 2005. Linking forest structure and composition: avian diversity in successional forests of Chiloé Island, Chile. *Biol Conserv*. 123: 91-101.
- Díaz IA, Armesto JJ, Willson MF. 2006. Mating success of the endemic Des Murs' Wiretail (*Sylviorthorhynchus desmursii*, Furnariidae) in fragmented Chilean rainforests. *Austral Ecol*. 31: 13-21.
- Di Castri F, Hajek ER. 1976. Bioclimatología de Chile. Santiago, Chile: Ediciones de la Universidad Católica de Chile.
- Egli G. 2002. Voces de aves chilenas [Compact disc]. Unión de Ornitólogos de Chile (UNORCH). Santiago, Chile. 1 compact disc: sound.
- Enríquez PL, Rangel-Salazar JL. 2001. Owl occurrence and calling behavior in a tropical rain forest. *J Raptor Res*. 35: 107-114.

- Figuerola RA, Corales S, Martínez DR, Figuerola RM, González-Acuña D. 2006. Diet of the Rufous-legged owl (*Strix rufipes*) in an Andean *Nothofagus-Araucaria* forest, southern Chile. *Stud Neotrop Fauna Environ.* 41: 179-182.
- Forsman ED, Meslow EC, Strub MJ. 1977. Spotted owl abundance in young versus old growth forests, Oregon. *Wildl Soc Bull.* 5: 43-47.
- Forsman ED, Meslow EC, Wight HM. 1984. Distribution and biology of the spotted owl in Oregon. *Wildl Monogr.* 87: 1-64.
- Fuller MR, Mosher JA. 1981. Methods for detecting and counting raptors: a review. *Stud Avian Biol.* 6: 235-246.
- Gajardo R. 1993. La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Santiago, Chile: Editorial Universitaria.
- Goodall JD, Johnson AW, Philippi RA. 1957. Las aves de Chile. Volume 2. Buenos Aires, Argentina: Platt Establecimientos Gráficos.
- Hayward GD, Garton EO. 1988. Resource partitioning among forest owls in the River of No Return Wilderness, Idaho. *Oecologia.* 75: 253-265.
- Ibarra JT, Altamirano TA, Gálvez N, Rojas I, Laker J, Bonacic C. 2010. Avifauna de los bosques templados de *Araucaria araucana* del sur de Chile. *Ecol Austral.* 20: 33-45.
- Jaksic FM, Jiménez JE. 1986. The conservation status of raptors in Chile. *Bird Prey Bull.* 3: 96-104.
- Janes SW. 1985. Habitat selection in raptorial birds. In: Cody ML, editor. *Habitat selection in birds.* Orlando, FL: Academic Press., p. 159-188.
- Jiménez JE, Jaksic FM. 1989. Biology of the Austral pygmy-owl. *Wilson Bull.* 101: 377-389.
- Jiménez JE, Jaksic FM. 1993. Variación estacional de la dieta del Caburé grande (*Glaucidium nanum*) en Chile y su relación con la abundancia de presas. *Hornero.* 13: 265-271.
- Johnson AW. 1967. The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia and Peru. Volume 2. Buenos Aires, Argentina: Platt Establecimientos Gráficos.
- Kochert MN 1986. Raptors. In: Cooperrider AY, Boyd RJ, Stuart HR, editors. *Inventory and monitoring of wildlife habitat.* Denver, U.S.A: Bureau of Land Management Service Center. p. 313-349.
- Laymon SA. 1989. Altitudinal migration movements of Spotted Owls in the Sierra Nevada, California. *Condor.* 91: 837-841.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, Langtimm CA. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology.* 83: 2248-2255.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines, JE. 2006. *Occupancy estimation and modeling.* Boston, U.S.A: Academic Press.
- Martínez DR. 2005. El concón (*Strix rufipes*) y su hábitat en los bosques templados australes. In: Smith-Ramírez C, Armesto JJ, Valdovinos C, editors. *Historia, biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile.* Santiago, Chile: Editorial Universitaria., p. 477-484.
- Martínez DR, Jaksic FM. 1996. Habitat, relative abundance, and diet of Rufous-legged owls (*Strix rufipes* King) in temperate forest remnants of southern Chile. *Ecoscience.* 3: 259-263.
- Martínez DR, Jaksic FM. 1997. Selective predation on scansorial and arboreal mammals by Rufous-legged owls (*Strix rufipes*) in southern Chilean rainforests. *J Raptor Res.* 31: 370-375.
- Morris DW. 1996. Coexistence of specialist and generalist rodents via habitat selection. *Ecology* 77: 2352-2364.
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology.* New York, U.S.A.: John Wiley & Sons.
- Olson GS, Anthony RG, Forsman ED, Ackers SH, Loschl PJ, Reid JA, Dugger KM, Glenn EM, Ripple WJ. 2005. Modeling of site occupancy dynamics for northern Spotted owls, with emphasis on the effects of Barred owls. *J Wildl Manage.* 69: 918-932.
- Pauchard A, Villarreal P. 2002. Protected areas in Chile: history, current status, and challenges. *Nat Areas J.* 22: 318-330.
- Pincheira-Ulbrich J, Rodas-Trejo J, Almanza VP, Rau JR. 2008. Estado de conservación de las aves

- rapaces de Chile. *Hornero*. 23: 5-13.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reid S, Díaz IA, Armesto JJ, Willson MF. 2004. The importance of native bamboo for understory birds in Chilean temperate forests. *Auk*. 121: 515-25.
- Richards SA. 2005. Testing ecological theory using the information-theoretic approach: examples and cautionary Results. *Ecology*. 86: 2805-2814.
- Ripple WJ, Lattin PD, Hershey KT, Wagner FF, Meslow EC. 1997. Landscape composition and pattern around Northern Spotted Owl nest sites in southwest Oregon. *J Wildl Manage*. 61: 151-158.
- Rosenzweig ML. 1987. Habitat selection as a source of biological diversity. *Evol Ecol* 1: 315-330.
- Thome DM, Zabel CJ, Diller LV. 1999. Forest stand characteristics and reproduction of Northern Spotted Owls in managed north-coastal California forests. *J Wildl Manage*. 63: 44-59.
- Trejo A, Figueroa RA, Alvarado S. 2006. Forest-specialist raptors of the temperate forests of southern South America: a review. *Rev Brasil Ornitol*. 14: 317-220.
- Trejo A, Beaudoin F, Ojeda V. 2011. Response of Rufous-legged owls to broadcast of conspecific calls in southern temperate forests of Argentina. *J Raptor Res*. 45: 71-74.
- Veblen T. 1982. Regeneration patterns in *Araucaria araucana* forests in Chile. *J Biogeogr*. 9: 11-28.
- Zabel CJ, Dunk JR, Stauffer HB, Roberts LM, Mulder BS, Wright A. 2003. Northern Spotted Owl habitat models for research and management application in California (USA). *Ecol Applic*. 13: 1027-1040.

FIGURAS

Figura 1. Número de concones (barras negras) y chunchos (barras blancas), registrados por noche de muestreo. Se muestran los registros por estación del año: verano (Ver), otoño (Oto), invierno (Inv), y primavera (Pri), en el centro-sur de Chile. (a, b) dos bosques antiguos de *Araucaria-Nothofagus*; (c, d) dos bosques antiguos siempreverdes; (e, f) dos bosques secundarios; (g, h) dos bosques perturbados de múltiples especies.

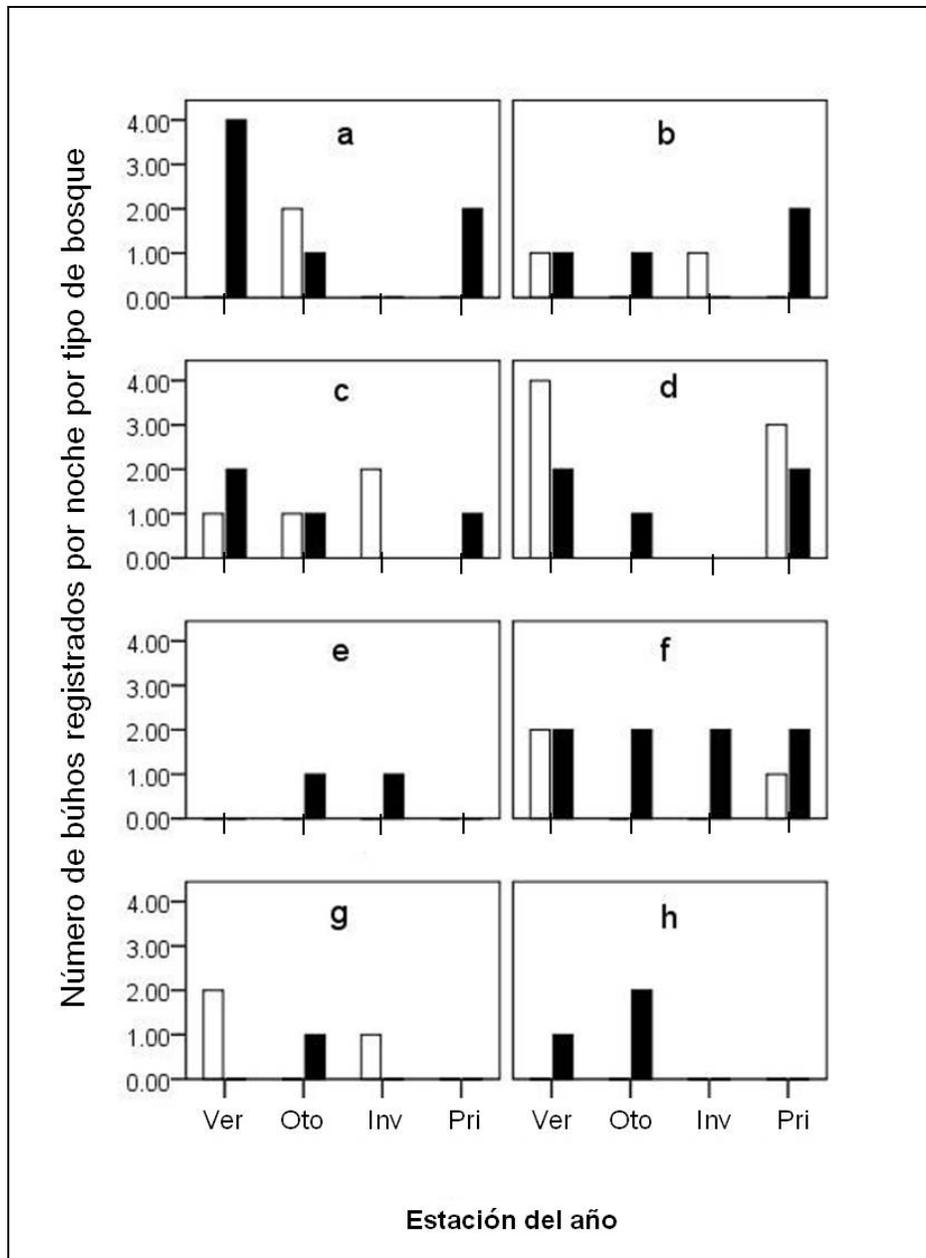


Tabla 1. Promedio \pm DE de los elementos estructurales del hábitat disponibles para búhos en bosques del Parque Nacional Huerquehue (PNH), Parque Privado El Cañi (PPC), Parque Privado Kawellucó (PPK) y sus áreas adyacentes privadas en la Región de La Araucanía, centro-sur de Chile.

Tipo de bosque	Área	Altitud (m.s.n.m)	Cobertura del dosel (%)	Densidad de bambú (NC/3 m)	DAP (cm)	Altura árboles (m)	Densidad árboles (árboles/ha)	Densidad árboles muertos en pie (No./ha)
a. Antiguo <i>Araucaria- Nothofagus</i>	PNH	1250.2 \pm 14.8	54.7 \pm 40.7	3.4 \pm 0.7	52.5 \pm 33.5	20.8 \pm 8.9	207.9	46.0
b. Antiguo <i>Araucaria- Nothofagus</i>	PPC	1280.6 \pm 9.7	81.3 \pm 21.7	2.1 \pm 1.1	48.9 \pm 36.6	18.91 \pm 9.9	616.3	14.0
c. Antiguo siempreverde	PNH	921 \pm 15.1	56.3 \pm 34.7	2.6 \pm 0.5	67.7 \pm 44.9	23.3 \pm 10.1	170.6	13.0
d. Antiguo siempreverde	PPK	878 \pm 12.0	57.3 \pm 41.5	1.0 \pm 0.3	44.1 \pm 25.7	19.3 \pm 5.2	193.3	15.0
e. Secundario	PNH	865.2 \pm 18.3	96.3 \pm 10.6	1.7 \pm 0.5	24.0 \pm 13.5	16.8 \pm 6.0	900.5	11.0
f. Secundario	Adyacente a PPC	852.2 \pm 23.0	95.6 \pm 8.6	0.3 \pm 0.1	34.2 \pm 15.0	26.2 \pm 3.7	869.8	7.0
g. Perturbado	Adyacente a PNH	753.4 \pm 65.2	15.0 \pm 33.5	0.8 \pm 1.2	19.4 \pm 12.9	9.2 \pm 3.4	152.3	0.0
h. Perturbado	Adyacente a PPC	627.4 \pm 16.7	28.1 \pm 42.1	0.5 \pm 0.2	30.5 \pm 17.6	13.1 \pm 5.7	180.6	0.0

Tabla 2. Mejor modelo para el concón, usando el Criterio de Información de Akaike.

Variables	Estimado	D.E.	Valor z	Valor p
Intercepto	-2.314	1.245	-1.857	0.0632
Densidad de árboles	-0.004	0.001	-3.344	0.0008
Altura árboles	0.136	0.066	2.042	0.0411
Términos aleatorios (varianza)				
Estación del año	2.912			
Sitio	0.253			

Tabla 3. Mejor modelo para el chuncho, usando el Criterio de Información de Akaike.

Variablen	Estimado	D.E.	Valor z	Valor p
Intercepto	-1.602	0.795	-2.015	0.0439
Altura árboles	0.084	0.037	2.239	0.0252
Términos aleatorios (varianza)				
Estación del año	0.04			