HISTORIA NATURAL Y AUTOECOLOGÍA DEL CHUNCHO (*Glaucidium nana*) EN EL BOSQUE TEMPLADO ANDINO DE LA ARAUCANÍA, SUR DE CHILE

Natural history and autecology of the Austral Pygmy-Owl (*Glaucidium nana*) in the Andean temperate forest of the La Araucanía region, southern Chile

JOSÉ TOMÁS IBARRA[1,2,3], TOMÁS A. ALTAMIRANO[2], GONZALO VERGARA[4,5], ALEJANDRA VERMEHREN[2], F. HERNÁN VARGAS[3] & KATHY MARTIN[1,6]

[1]Centre for Applied Conservation Research, Department of Forest and Conservation Sciences, University of British Columbia, BC, Canada
[2]Centro de Desarrollo Local, Educación e Interculturalidad (CEDEL), Campus Villarrica & Laboratorio Fauna Australis, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile.
[3]The Peregrine Fund, Boise, ID, USA
[4]Instituto de Geografía, Facultad de Historia, Geografía y Ciencia Política, Pontificia Universidad Católica, Santiago, Chile
[5]Centro de Estudios y Conservación del Patrimonio Natural (CECPAN), Ancud, Chile.
[6]Environment Canada, Pacific Wildlife Research Centre, BC, Canada

Correspondencia: J.T. Ibarra, jtibarra@uc.cl

RESUMEN.- En este artículo documentamos información sobre la historia natural y autoecología del chuncho (*Glaucidium nana*), recopilada durante seis años (2008–2013), en los bosques de la cuenca del lago Villarrica, región de La Araucanía, sur de Chile. Realizamos muestreos sistemáticos de búhos mediante señuelos acústicos, evaluaciones del hábitat a escala de rodal y de paisaje, y búsqueda y monitoreo de nidos. Nuestros resultados sugieren que el chuncho es una especie generalista de hábitat que utiliza el interior y borde de bosques, matorrales arborescentes, zonas periurbanas y parques urbanos. A escala de rodal, la abundancia relativa de este búho tendió a ser mayor en sitios con árboles viejos de gran tamaño y con alta densidad de árboles. A escala de paisaje, los sitios que tuvieron parches de bosque con forma más irregular, mayor cobertura boscosa y menor cobertura de matorral, presentaron una mayor probabilidad de ocupación por chunchos, aunque los intervalos de confianza a un 95% para los estimadores de estas tres covariables incluyeron el valor cero. En nuestra área de estudio, el chuncho es un residente anual, aunque sus registros vocales presentaron variaciones estacionales registrándose una caída en las respuestas durante otoño e invierno. La detectabilidad del chuncho estuvo positivamente asociada a la luminosidad lunar y a la detección simultánea del concón (*Strix rufipes*), y negativamente asociada a la velocidad del viento y el ruido ambiental. La detectabilidad aumentó exponencialmente a lo largo de la estación reproductiva, alcanzando un valor máximo al final de ésta. De los tres nidos registrados, dos estuvieron ubicados en una cavidad originada por procesos de descomposición y uno en una cavidad excavada por pitío (*Colaptes pitius*). Los nidos tuvieron cuatro a cinco huevos blancos y redondos. Los polluelos fueron alimentados con aves y mamíferos nativos y exóticos de tamaño pequeño. Todos los nidos fueron exitosos y produjeron tres volantones. Aun cuando el chuncho es un búho generalista de hábitat, nuestros resultados enfatizan la importancia de los bosques antiguos y secundarios para su persistencia poblacional. La presencia de árboles viejos de gran tamaño y muertos en pie ("legados biológicos") en sus hábitats son importantes ya que aseguran sustratos de anidamiento y refugio tanto para el chuncho como para sus presas. **PALABRAS CLAVE.-** Chuncho, detectabilidad, estructura del bosque, hábitos reproductivos, legados biológicos, uso de hábitat.

ABSTRACT.- In this paper we report information on the natural history and autecology of the Austral Pygmy-

Owl (*Glaucidium nana*) obtained over six years (2008–2013) in forests of the Villarrica Lake basin, La Araucanía region, southern Chile. We conducted systematic owl surveys using playbacks, habitat assessments at the stand- and landscape-levels, and nest searching and monitoring. Our results suggest that the Austral Pygmy-Owl is a habitat-generalist species that inhabits both interior and edges of forests, arboreal shrublands, exurban zones, and urban parks. At the stand level, the relative abundance of Austral Pygmy-Owls tended to be higher in sites with large old trees and with high density of trees. At the landscape level, sites with forest patches more irregular in shape, higher forest cover, and lower shrubland cover showed higher probabilities of occupancy by Austral Pygmy-Owls, although the 95% confidence intervals for the parameter estimates of these three covariates overlapped zero. In our study area, the Austral Pygmy-Owl is a year-round resident; however, vocal responses to playbacks showed seasonal variations with a decline in autumn and winter. Detectability of Austral Pygmy-Owls increased exponentially throughout the breeding season, reaching a peak at the end of this period. Detectability was positively associated with moonlight and with the simultaneous detection of Rufous-legged Owls (*Strix rufipes*), and negatively associated with wind speed and environmental noise. From three nests found, two were located in a tree cavity generated by decay processes, and one was located in a cavity excavated by the Chilean Flicker (*Colaptes pitius*). Nests had four to five rounded and white eggs. Nestlings were fed with birds and small native and exotic mammals. All three nests were successful and resulted in three fledglings. Despite being a habitat-generalist owl, our results emphasize the importance of old-growth and secondary forests for the persistence of Austral Pygmy-Owl populations. The presence of large decaying and dead trees ("biological legacies") in their habitats are important as they secure nesting substrates and refuge for both Pygmy-Owls and their prey. **KEY WORDS.-** Austral Pygmy-Owl, biological legacies, breeding habits, detectability, forest structure, habitat use.

Manuscrito recibido el 3 de noviembre de 2013, aceptado el 4 de junio de 2014.

INTRODUCCIÓN

Las aves rapaces nocturnas (orden Strigiformes) de la región neotropical han sido relativamente poco estudiadas, por lo que el conocimiento de sus historias de vida, relaciones con el hábitat y tamaños poblacionales es aún limitado (Bierregaard 1998, Enríquez *et al*. 2006, Figueroa *et al*. 2015). Un conocimiento profundo sobre la historia natural y autoecología de las especies de búhos es esencial para responder a preguntas ecológicas más complejas, anticipar sus respuestas a cambios ambientales (e.g., pérdida de hábitat) y generar protocolos eficientes para su monitoreo y manejo (König & Weick 2008, Takats *et al*. 2001).

El chuncho o caburé grande (*Glaucidium nana*), conocido también como chucho o kill-kill en el sur de Chile, es la especie más pequeña de búho que habita el bosque templado austral (Figueroa *et al*. 2015). Este búho se distribuye desde el norte de Chile hasta los ecosistemas subantárticos del archipiélago Cabo de Hornos y, en Argentina, desde la Provincia de Neuquén hasta Tierra del Fuego (Barros 1950, Jaramillo 2003, Narosky & Yzurieta 2003). El chuncho es considerado un búho generalista de hábitat que puede cazar y/o anidar dentro del bosque (Trejo *et al*. 2006, Figueroa *et al*. 2015), siendo una de las 29 especies de aves del bosque templado austral que ocupa cavidades de árboles para reproducirse (Altamirano *et al*. 2012a). El chuncho es un nidificador secundario de cavidades (i.e., no excava cavidades por sí mismo), por lo que la disponibilidad de cavidades generadas por la descomposición de los árboles o excavadas por otras aves (e.g., carpinteros) podría ser un factor limitante para la persistencia de sus poblaciones (Newton 1998, Aitken & Martin 2008).

El conocimiento actual sobre el chuncho proviene principalmente de estudios realizados en la zona semiárida de Chile central (e.g., Jiménez & Jaksic 1989, 1993, Jaksic *et al*. 1992). Más recientemente, Santillán *et al*. (2010) documentaron registros de nidificación en cajas nido en la estepa árida de la Patagonia oriental de Argentina. A pesar de su amplia distribución y abundancia local, el conocimiento sobre la biología del chuncho en el bosque templado austral es relativamente escaso. Contribuciones recientes sobre uso de hábitat, nidificación, dieta y conducta vocal han complementado lo que se sabe sobre su historia natural (Ibarra *et al*. 2012, 2014a, b, c; Norambuena & Muñoz-Pedreros 2012, Figueroa *et al*. 2015).

En este artículo resumimos la información, tanto publicada como no publicada, que hemos obtenido durante seis años (2008–2013) sobre varios aspectos de la historia natural y autoecología del chuncho en el bosque templado andino de la región de La Araucanía, sur de

Figura 1. Visión panorámica del bosque templado andino, región de La Araucanía, mostrando el gradiente de hábitats boscosos y altitudinales. El área se caracteriza por tener una topografía accidentada y condiciones climáticas extremas en invierno. Las asociaciones vegetacionales varían y los niveles de perturbación de origen antrópico disminuyen en función de la altitud. Fotografía: Benjamín Bossi.

Chile. Específicamente, presentamos información sobre la detectabilidad de la especie, relaciones con el hábitat a distintas escalas espaciales, presencia estacional, hábitos reproductivos y presas. Basados sobre esta información, también sugerimos algunas pautas para el monitoreo de este búho y el manejo de su hábitat en la ecorregión del bosque templado austral.

MATERIAL Y MÉTODOS

Nuestro estudio se realizó entre 2008 y 2013 en la cuenca del lago Villarrica (2585 km^2; 39º16' S, 71º48' O), región de La Araucanía, sur de Chile. El área presenta un clima templado con una corta temporada seca (enero-marzo), con una media anual de precipitación de 2000 mm, la que cae en forma de nieve en altitudes > 750 m s.n.m. (Di Castri & Hajek 1976). La temperatura media es de 16,4 ºC para el mes más cálido (enero) y 6,1 ºC para el mes más frío (julio; Estación Meteorológica de Pucón, Ilustre Municipalidad de Pucón 2005). La vegetación comprende bosques con dominio de roble (*Lophozonia obliqua*) y coihue (*Nothofagus dombeyi*) en las zonas bajas (< 500 m s.n.m), asociados principalmente a laurel (*Laurelia sempervirens*), olivillo (*Aextoxicon punctatum*), ulmo (*Eucryphia cordifolia*) y lingue (*Persea lingue*). En las zonas intermedias (500–900 m s.n.m), los bosques son dominados por tepa (*Laureliopsis philippiana*) y mañío hembra (*Saxegothaea conspicua*), con presencia de árboles emergentes de coihue (Gajardo 1993). En las zonas montañosas más elevadas (> 900 m s.n.m.), los bosques son dominados por araucaria (*Araucaria araucana*) y lenga (*Nothofagus pumilio*) (Gajardo 1993; Fig. 1).

En el área de estudio, más del 90% de los remanentes de bosque se encuentran en zonas altas de la cordillera (> 700 m s.n.m.), incluyendo aquellos dentro de áreas protegidas públicas y privadas. Los bosques en zonas bajas (< 700 m s.n.m.) presentan distintos grados de alteración y fragmentación (Rojas *et al*. 2011). Estos últimos son considerados una prioridad de conservación, especialmente durante el invierno cuando las áreas protegidas de altura están en su mayoría cubiertas de nieve (Armesto *et al.* 1998, Ibarra *et al*. 2010, Gálvez *et al*. 2013). Los asentamientos humanos más grandes en el área de estudio son Pucón (227 m s.n.m) con una población de 13.925 habitantes, Caburgua (700 m s.n.m.) con una población de 1731 habitantes y Villa San Pedro (380 m s.n.m.) con una población de 187 habitantes (Ilustre Municipalidad de Pucón 2005).

Registro de chunchos

Entre 2008 y 2009, registramos estacionalmente la presencia de chunchos mediante señuelos acústicos (i.e., "playbacks") en ocho sitios de muestreo, distribuidos a través de un gradiente altitudinal y de perturbación de hábitat. El gradiente altitudinal alcanzó desde los 627 a 1280 m s.n.m. El gradiente de perturbación de hábitat incluyó zonas alteradas en condición de matorral arborescente con un uso constante de ganado doméstico y extracción de madera y leña (N = 2), rodales de bosque secundario de coihue y roble (35–70 años, N = 2), rodales de bosque antiguo siempreverde de mañío hembra y tepa (> 200 años, N = 2) y rodales de bosque antiguo de araucaria y lenga (> 200 años; N = 2). Por razones de accesibilidad, los sitios de muestreo fueron establecidos principalmente a lo largo de caminos y senderos.

Siguiendo a Sutherland *et al*. (2010), un sitio de muestreo fue definido espacialmente por un "radio de detección" de 500 m; más allá de esa distancia sería poco probable que el investigador detecte a un búho que vocalice o que el búho escuche los llamados emitidos por los

señuelos acústicos. Para esto último, el volumen de las grabaciones fue ajustado a 100 db a 1 m frente al amplificador usando un medidor digital de nivel de sonido (Extech 407730; Fuller & Mosher 1987). La duración de los llamados de los señuelos acústicos se restringió a 12–14 min. Para mayores detalles sobre este procedimiento ver Ibarra *et al*. (2012).

Con el objetivo de examinar las tasas de detección del chuncho y sus relaciones con el hábitat a escala de paisaje, el año 2011 incrementamos el tamaño de muestra a 101 sitios dentro de un gradiente más amplio de hábitat y altitud. En este caso, incluimos sitios de muestreo con otras formaciones vegetacionales y otros con mayores niveles de perturbación que los monitoreados entre 2008 y 2009. El rango de altitudes fue desde 221 a 1500 m s.n.m. (Fig. 2). Los sitios de muestreo más distantes fueron establecidos cerca de las cabeceras de micro-cuencas que conforman la cuenca del lago Villarrica. Tomando estos sitios de muestreo como punto de partida, descendimos a lo largo de cada micro-cuenca para establecer sistemáticamente los otros sitios cada 1,5–2 km (Martínez & Jaksic 1996). El último sitio de muestreo fue establecido a una distancia mínima de 500 m del camino pavimentado más cercano. Los 101 sitios de muestreo fueron muestreados siguiendo el protocolo descrito en Ibarra *et al*. (2012), aunque con visitas repetidas (media = 5,84 visitas/sitio, rango = 3–6 visitas) durante las temporadas reproductivas (octubre-febrero) de 2011–2012 y 2012–2013.

Para identificar si hubo alguna relación entre la detectabilidad de chunchos y las condiciones ambientales, durante el muestreo de cada sitio registramos la velocidad del viento, temperatura, cobertura de nubes en 'octas' u octavos de la bóveda celeste y ruido ambiental (i.e., aquel producido por ladridos de perros o corrientes de agua). La fase lunar en cada noche de muestreo se midió en porcentaje (%), donde luna llena = 100%; para obtener los valores respectivos se consultó el calendario de fase lunar Kwathabeng (http:// kwathabeng.co.za/travel/moon/moon-phase-calendar.html?country=Chile). Debido a que la cantidad de luz emitida por la luna es afectada negativamente por la cobertura de nubes, la luminosidad lunar (LL) fue estimada de la manera siguiente: LL = [(1–nubes) x (fase lunar/100)], donde LL es la cantidad de luz emitida por la luna durante un muestreo nocturno específico menos la cantidad de luz reducida por la presencia de nubes (Kissling *et al*. 2010).

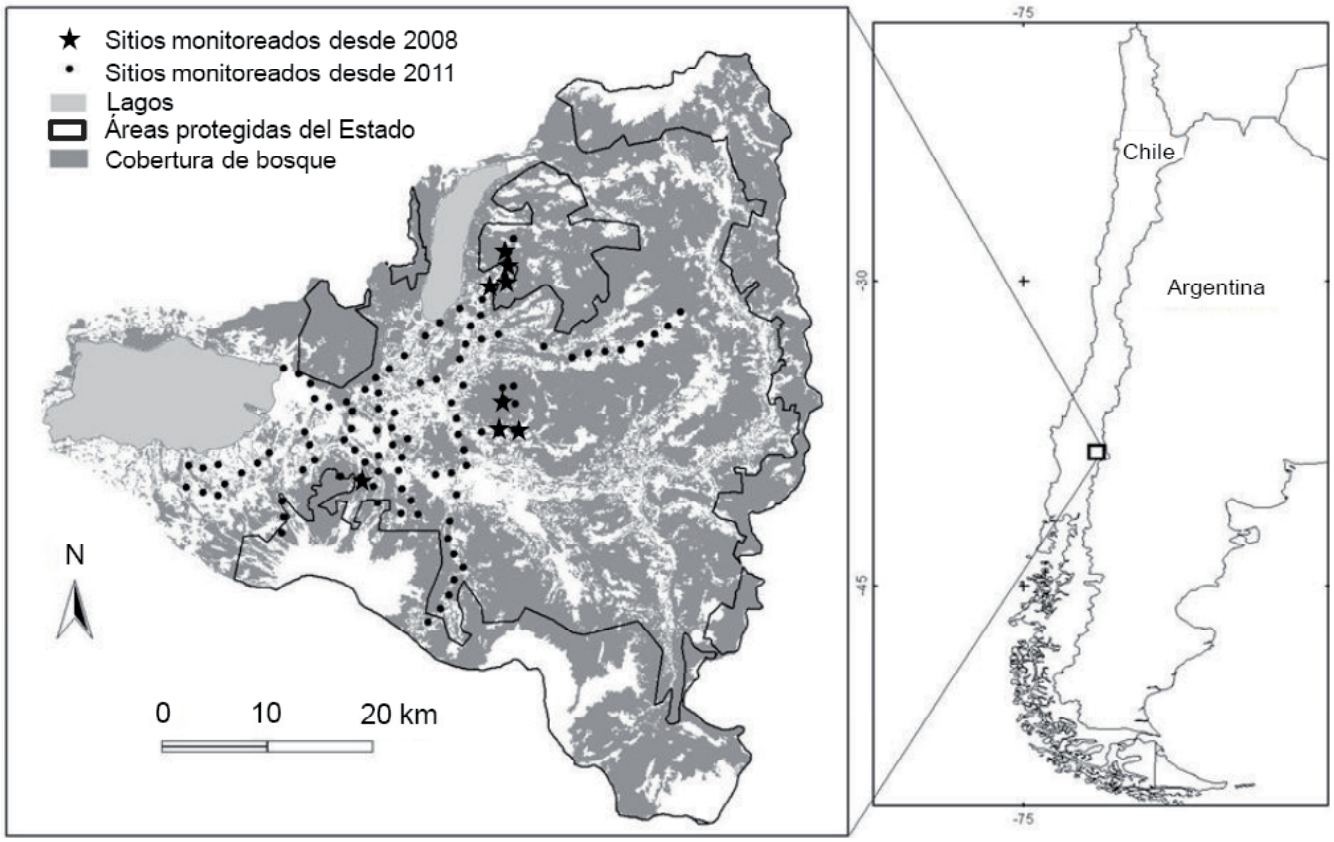

Figura 2. Distribución espacial de los 101 sitios de muestreo utilizados para determinar la presencia de chunchos (*Glaucidium nana*) en remanentes de bosque templado andino de la cuenca del lago Villarrica, región de La Araucanía, Chile.

Caracterización del hábitat

Para caracterizar el hábitat de los chunchos medimos aquellos componentes estructurales descritos en estudios previos sobre uso de hábitat por búhos (e.g., Martínez & Jaksic 1996, Blakesley *et al*. 2005, Piorecky & Prescott 2006, Flesch & Steidl 2010).

Mediciones a escala de rodal.– En cada uno de los sitios de muestreo establecimos ocho parcelas a lo largo de un transecto de 140 m, con cada parcela separada a 20 m de la siguiente. En cada parcela evaluamos: (i) cobertura del dosel superior (%); (ii) densidad de la cobertura del bambú austral (*Chusquea* spp.) hasta los 3 m de altura utilizando el método descrito por Díaz *et al*. (2006); (iii) diámetro a la altura del pecho (d.a.p., en cm) del fuste de los árboles; (iv) altura de los árboles (en m); (v) densidad de árboles con un d.a.p. > 10 cm, usando el método de los cuartos descrito en Mueller-Dombois & Ellenberg (1974); y (vi) densidad de árboles muertos en pie (n° individuos/ha).

Mediciones a escala de paisaje.– Las características del hábitat medidas a escala de paisaje incluyeron (i) la cobertura espacial de la vegetación boscosa, (ii) cobertura espacial del matorral, (iii) diversidad de hábitats según los tipos de uso de suelo (e.g., bosque, matorral, asentamientos humanos, suelo desnudo) y (iv) diversidad de la forma de los parches de bosque (Ibarra *et al.* 2014c). Estas variables fueron medidas en áreas circulares de 180 y 1206 ha alrededor de cada uno de los 101 sitios de muestreo, siendo cada sitio el centro del círculo.

La diversidad de hábitats fue cuantificada mediante el uso del índice de diversidad de Shannon-Wienner (H´). Este índice es igual a cero cuando hay sólo un tipo de hábitat y aumenta a medida que más tipos de hábitats se presentan en un área o su distribución proporcional se hace mayor. La irregularidad geométrica de los parches boscosos fue medida mediante el índice de forma: IF = 0,25 x P/√A, donde P = perímetro del parche de bosque y A = área del parche de bosque. El IF es un estimador de la complejidad y del efecto de borde de los parches de bosque, y describe la magnitud con la que los parches se alejan de una configuración geométrica compacta simple (e.g., un cuadrado tiene un IF = 1).

Las variables de paisaje fueron obtenidas a partir de una composición de tres imágenes satelitales Landsat (Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus ETM+). Estas imágenes fueron corregidas y procesadas en una clasificación temática mixta para obtener la cobertura de suelo mediante el programa IDRISI Selva (Eastman 2012). Finalmente, se utilizó el programa Fragstat 4.1 (McGarigal *et al*. 2002) para cuantificar las métricas de los parches de bosque y del paisaje para cada sitio de muestreo.

Los historiales de detección (i.e., detección vs no detección) de cada sitio de muestreo fueron analizados mediante el uso de modelos de ocupación para poblaciones abiertas (MacKenzie *et al*. 2003). Estos modelos permitieron evaluar lo siguiente: (a) asociación entre las variables ambientales medidas en cada visita a cada uno de los sitios de muestreo con la detectabilidad de chunchos (Kissling *et al*. 2010), y (b) asociación entre las variables cuantificadas a escala de paisaje con la probabilidad de ocupación de los sitios de muestreo por esta especie de búho (Blakesley *et al*. 2005).

Hábitos reproductivos y consumo de presas

Durante las temporadas reproductivas de 2011–2012 y 2012–2013, buscamos nidos de chuncho en 15 de los 101 sitios de muestreo mediante la exploración de cavidades y la observación del comportamiento reproductivo. Debido a que el chuncho también tiene actividad diurna (Norambuena & Muñoz-Pedreros 2012), la búsqueda de nidos se realizó desde el inicio de la mañana hasta el inicio de la tarde (07:00–15:00 h). Cada nido encontrado fue monitoreado cada 4–7 días usando un sistema de cámara portátil para la inspección interna de cavidades, hasta que los volantones abandonaron los nidos. Además, se instalaron 10 cámaras trampa (Reconyx RC55) tanto frente a los nidos activos de chuncho como al de otras especies no rapaces que nidifican en cavidades con el objetivo de evidenciar eventos de depredación sobre estas últimas por parte del chuncho.

Al finalizar cada temporada reproductiva, caracterizamos las cavidades y árboles utilizados por el chuncho para nidificar. Cada cavidad fue caracterizada por la altura a la que estuvo ubicada con respectos a la base del árbol y su origen (i.e., si fue formada por procesos de descomposición o excavación). Los árboles correspondientes fueron caracterizados según la especie, el estado de descomposición (i.e., vivo sano, vivo no sano, muerto en pie), el d.a.p. y el diámetro a la altura de la cavidad (d.a.c., en cm).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Detectabilidad

Debido a que los búhos tienden a ser crípticos y presentan densidades bajas, los estudios sobre su ecología son susceptibles de incurrir en "ausencias falsas" (i.e., no son detectados cuando en realidad sí están presentes) y, de esa forma, obtener estimaciones sesgadas de sus distribuciones y abundancias (MacKenzie *et al*. 2006). Estas detecciones incompletas pueden producirse por dificultades en las condiciones de detección, una respuesta nula o muy baja de los individuos debido a variables de comportamiento, o por otros factores aleatorios (Wintle *et al*. 2005).

De esta manera, la identificación de fuentes de variación asociadas a la detección de búhos es necesaria para asignar eficientemente los recursos de investigación y obtener estimadores confiables sobre su distribución, abundancia y uso de hábitat (Kissling *et al*. 2010).

La probabilidad de detectar un individuo de chuncho en nuestra área de estudio fue igual a 0,40 ± 0,05 (media ± EE; Ibarra *et al*. 2014b). Nuestro análisis indicó que la detectabilidad del chuncho estuvo asociada a cinco variables ambientales: tres de tipo abióticas, una de tipo biótica y una de tipo temporal. Las variables abióticas incluyeron la luminosidad lunar, ruido ambiental y velocidad del viento. La primera se asoció positivamente con la probabilidad de detección. Posiblemente, los chunchos son más activos durante las noches iluminadas ya que esto aumentaría su eficiencia en la detección y captura de presas (Clarke 1983, Clark & Anderson 1997, Penteriani *et al*. 2010). El ruido ambiental y la velocidad del viento se asociaron negativamente con la probabilidad de detección. Ambos factores afectan negativamente tanto el alcance de los señuelos acústicos como la capacidad del investigador de escuchar las respuestas de los búhos (Hardy & Morrison 2000).

La variable biótica que afectó la detectabilidad del chuncho fue la presencia del concón (*Strix rufipes*), otro búho de bosque que habita en el área de estudio. La probabilidad de detección del chuncho aumentó cuando un concón fue detectado en el mismo sitio durante el mismo muestreo, y vice versa. La detectabilidad varió de 0,17 a 0,40 cuando un concón no fue detectado y de 0,34 a 0,62 cuando un concón fue detectado. Este resultado fue contrario a nuestra predicción que la presencia de una especie podría silenciar a la otra al incrementar la probabilidad de una interacción negativa entre ellas (e.g., eventual depredación por parte del concón o desplazamiento competitivo del concón por parte del chuncho; Ibarra *et al*. 2014b). Sin embargo, nuestro análisis sólo exploró el efecto de la detección de una especie sobre la probabilidad de detectar a la otra, y no los patrones de co-ocupación de sitios. Estos patrones de co-ocupación son también influenciados por otros factores no relacionados a la depredación o comportamiento antagonista entre especies, tales como los mecanismos de selección de hábitat (Brambilla *et al*. 2010).

El número de días transcurridos mostró una relación no lineal con la detectabilidad, aumentando esta última exponencialmente a lo largo del periodo de muestreo y alcanzando un máximo al final de la temporada (inicio del muestreo: 15 de octubre, detectabilidad = 0,36 ± 0,04 [media ± EE]; final del muestreo: 23 de enero–7 de febrero, detectabilidad = 0,47 ± 0,08). El máximo de registros de las vocalizaciones de chuncho coincidió con el periodo en que los polluelos abandonan sus nidos y son frecuentemente estimulados por los adultos para que se dispersen en busca de sus propios territorios (Ibarra *et al*. 2014a, b, Norambuena & Muñoz-Pedreros 2012).

Relaciones con el hábitat

En nuestra área de estudio, el chuncho fue registrado ya sea en el interior o borde de bosques, en matorrales arborescentes, y en zonas periurbanas y urbanas. En el último caso, los chunchos fueron observados en dos plazas con grandes árboles nativos dentro de la ciudad de Pucón y en un roble adulto dentro de la Villa San Pedro. La distribución altitudinal de esta especie abarcó desde los 220 m s.n.m. hasta el límite arbóreo cercano a los 1500 m s.n.m.

Relaciones a escala de rodal.– Entre 2008 y 2009, Ibarra *et al*. (2012) encontraron que los registros de chuncho fueron más frecuentes en bosques antiguos siempreverdes dominados por mañío hembra y tepa (52,4% del total de registros fueron obtenidos en este tipo de bosque), seguidos por bosques de araucaria y lenga (19,1% del total de registros), y bosques secundarios y matorrales arborescentes (14,3% del total de registros para ambos; Fig. 3). Sin embargo, el uso de estos hábitats varió estacionalmente (Fig. 3). Ibarra *et al*. (2012) registraron un mayor uso de aquellos rodales que tenían árboles de gran tamaño (altura = 23,3 ± 10,1 m; d.a.p. = 67,7 ± 44,9 cm [media ± EE]), y una alta densidad de árboles (> 170 individuos/ha). Posiblemente, los árboles de gran envergadura sirven como plataformas que facilitan la defensa de los territorios y la comunicación entre parejas y entre individuos de territorios adyacentes, como ocurre en otras especies de *Glauci-*

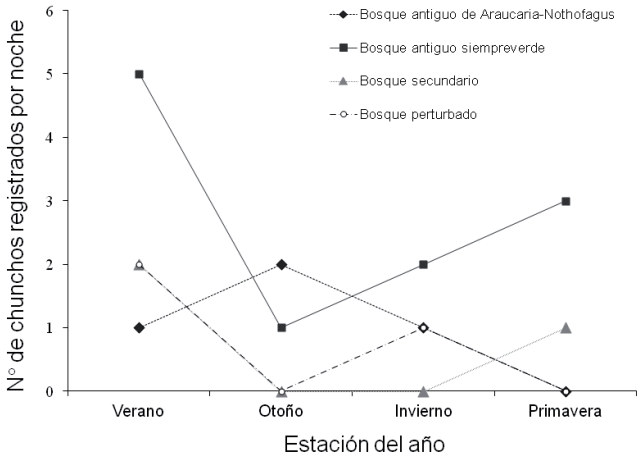

Figura 3. Variación estacional en el número de registros nocturnos de chunchos (*Glaucidium nana*) en bosques templados andinos de la cuenca del lago Villarrica, región de La Araucanía, sur de Chile. El gráfico muestra los resultados combinados de todos los sitios de muestreo durante los años 2008–2009 (modificado de Ibarra *et al.* 2012).

dium (Flesch 2003, Flesch & Steidl 2006). A su vez, por su grado de antigüedad, los árboles de gran tamaño tienden a contener un mayor número de cavidades apropiadas para la nidificación del chuncho (ver más adelante).

Relaciones a escala de paisaje.– Entre 2011 y 2013, obtuvimos 334 detecciones de chuncho en toda el área de estudio (173 durante 2011–12 y 161 durante 2012–13). De este total, 133 fueron detecciones simultáneas de chuncho y concón. El 88,1% de todos los sitios de muestreo (89 de 101) tuvieron al menos un registro de la presencia de chuncho.

La evaluación de la relación del chuncho con el hábitat a escalas espaciales mayores (180 ha y 1206 ha) nos permitió verificar que la probabilidad de ocupación por parte de esta especie aumentó cuando la irregularidad de los parches de bosque se hace mayor, aunque el intervalo de confianza a un 95% para el estimador incluyó el valor cero (Fig. 4a; J.T. Ibarra *et al*. 2014c). Este hallazgo fue similar al documentado por Farías & Jaksic (2011) en la isla de Chiloé, quienes señalaron que los parches de bosque de forma irregular y ocupados por chunchos incluyeron franjas largas y angostas de bosque asociadas a quebradas, barrancos y estructuras lineales de origen antrópico (e.g., caminos y cercos). Estas estructuras lineales aumentarían la heterogeneidad espacial del hábitat del chuncho, mediante el incremento de zonas perimetrales en los parches de bosque (Farías & Jaksic 2011). La irregularidad en los parches de bosque podría permitir al chuncho tener vías expeditas de vuelo dentro y entre remanentes de bosques lo cual facilitaría la persecución, captura y consumo de presas (T. A. Altamirano & J. T. Ibarra, datos no publicados), tal como ocurre con otras especies de *Glaucidium* (Cartron *et al*. 2000).

La asociación positiva, aunque débil, del chuncho con una mayor irregularidad de los parches de bosque sustentaría su condición de especie generalista de hábitat, ya que es esperable que este tipo de especies presenten una mayor tasa de ocupación bajo condiciones relativamente heterogéneas en el paisaje (Futuyma & Moreno 1988, Devictor *et al*. 2010, Campioni *et al*. 2013). Sin embargo, este mismo análisis espacial nos permitió verificar que la probabilidad de ocupación por el chuncho disminuyó al incrementar el área de matorral (Fig. 4b) y aumentó al incrementar el área de bosque en sus territorios (Fig. 4c). No obstante, los intervalos de confianza a un 95% para los estimadores de ambos coeficientes β también incluyeron el valor cero (Ibarra *et al*. 2014c).

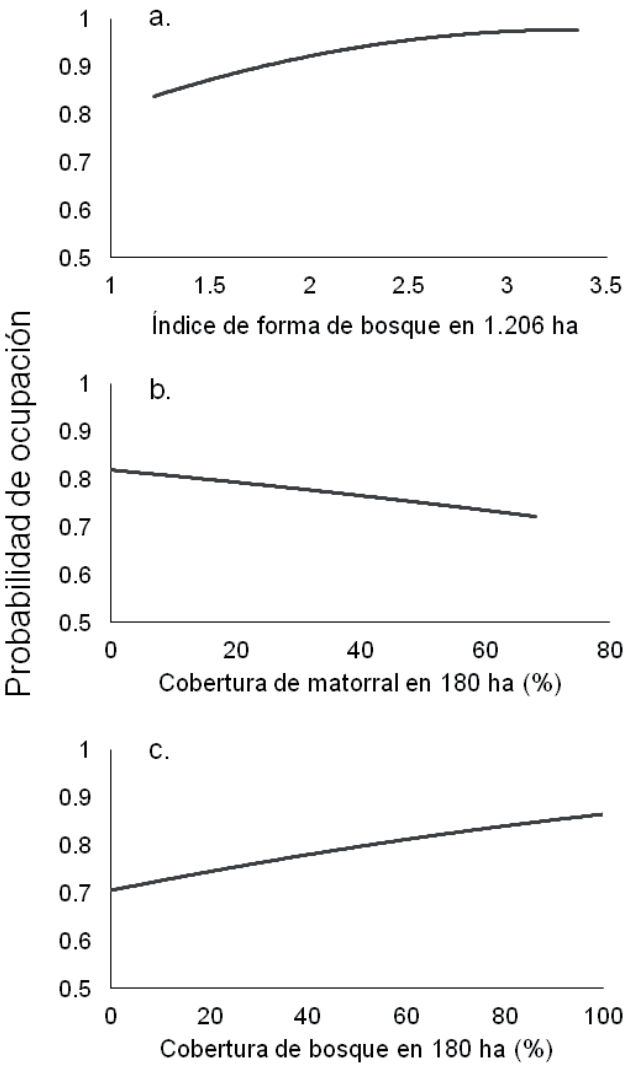

Figura 4. Probabilidades de ocupación estimadas para el chuncho (*Glaucidium nana*) en los bosques templado andinos con relación a: (a) índice de forma de los parches de bosque, (b) porcentaje de cobertura de matorral en un área circular de 180 ha alrededor de cada sitio, y (c) porcentaje de la cobertura de bosque en un área circular de 180 ha alrededor de cada sitio.

Presencia estacional

En nuestra área de estudio, el chuncho mostró fluctuaciones estacionales en el número de individuos. Estas fluctuaciones ocurrieron tanto en los distintos tipos de bosque como en distintas altitudes (Fig. 3). Esto nos hace presumir que ocurrirían migraciones intra-anuales en el área. Ibarra *et al*. (2012) registraron al chuncho durante todo el año en los rodales de bosque que ellos estudiaron en la cuenca del lago Villarrica, sugiriendo que la especie es residente en el área. Incluso, algunos individuos permanecieron en las partes altas de las montañas ocupando bosques de araucaria y lenga durante el invierno. No obstante, este período coincide con la disminución en la disponibilidad de presas asociadas al bambú austral en los bosques de altura ya que el sotobosque se cubre de nieve (Ibarra *et al*. 2010). Esta condición sugiere que los bosques de

altura serían hábitats sub-óptimos durante el invierno para los chunchos. Sin embargo, aún es necesario determinar si ocurre una migración de individuos entre rodales a través del gradiente altitudinal y de hábitat en la cuenca del lago Villarrica.

La ocurrencia de migraciones altitudinales fue documentada para el búho moteado (*Strix occidentalis*) en bosques templados de Norte América (e.g., Laymon 1989). Migraciones altitudinales de búhos y otras especies de aves han sido asociadas a condiciones climáticas adversas, cambios en la densidad de especies competidoras, variaciones espaciales y temporales en los recursos tróficos (e.g., hipótesis de limitación del forrajeo; Boyle 2011), entre otros.

Hábitos reproductivos

A lo largo de dos temporadas reproductivas (2011–2012 y 2012–2013), encontramos tres nidos de chuncho en el interior de rodales de bosque secundario caracterizados por la presencia de árboles viejos y muertos en pie.

Los chunchos comenzaron su puesta de huevos entre octubre y noviembre. En cada nido encontramos entre cuatro y cinco huevos blancos y redondos, coincidiendo con lo documentado por otros autores (Santillán *et al*. 2010, Figueroa *et al*. 2015). Los nidos fueron incubados entre 15 y 17 días por la hembra, confirmando lo observado por Housse (1945) y contradiciendo lo indicado por otros autores (ver Figueroa *et al*. 2015, para una discusión sobre la fenología reproductiva del chuncho).

Todas las nidadas fueron exitosas, observándose al inicio del verano (21 de diciembre–01 de enero) tres polluelos volantones en dos nidos y más de tres en uno. Este éxito reproductivo fue similar al registrado por Santillán *et al*. (2010) en parejas de chunchos que ocuparon cajas nido en la Patagonia argentina (media = 3,6 volantones/nido). Dos de las nidadas fueron localizadas en la misma cavidad durante dos temporadas consecutivas, confirmando la reutilización de cavidades por parte del chuncho para reproducirse (Housse 1945). Sin embargo, debido a que los chunchos adultos no fueron marcados desconocemos si la cavidad fue reutilizada por una misma pareja.

La cavidad reutilizada estuvo ubicada a 8,2 m de altura en un coihue adulto muerto en pie (d.a.p. = 113,2 cm; d.a.c. = 45,9 cm). La forma de la entrada fue ovalada (12,0 x 9,5 cm). Según nuestras observaciones, la cavidad fue originada por procesos de descomposición a partir del desgarro de una rama.

El tercer nido fue localizado a 7,2 m de altura en un roble vivo cuya base estaba quemada y que se encontraba en un estado avanzado de madurez (d.a.p. = 83,3 cm; d.a.c. = 55,5 cm). La entrada de la cavidad tuvo una forma redonda (6,0 x 6,8 cm) y fue excavada por un pitío (*Colaptes pitius*), justo en la zona en que una rama se había desgarrado.

Nuestra información sugiere que el chuncho puede reproducirse exitosamente en remanentes de bosque secundario cercanos a asentamientos humanos. Sin embargo, la especie requeriría de cavidades naturales o excavadas en árboles de gran talla que presenten un estado de descomposición avanzado o estén muertos en pie (Ibarra *et al*. 2014a).

Consumo de presas

El uso de cámaras trampa nos permitió registrar a los chunchos intentando depredar polluelos en cavidades usadas por rayadito (*Aphrastura spinicauda*) y golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*, Fig. 5), aunque sin éxito. En uno de los nidos registramos a los chunchos adultos alimentando a sus polluelos con individuos de zorzal (*Turdus falcklandii*), chucao (*Scelorchilus rubecula*), fío fío (*Elaenia albiceps*), jilguero (*Carduelis barbata*), monito del monte (*Dromiciops gliroides*), rata negra (*Rattus rattus*) y de otros micro-mamíferos no identificados (Ibarra *et al*. 2014a).

Este evidente consumo de aves y mamíferos pequeños es coincidente con lo observado por otros autores en la zona central y sur de Chile (Jiménez & Jaksic 1993, Figueroa *et al*. 2015).

Monitoreo y manejo del hábitat

La detectabilidad relativamente baja del chuncho durante nuestro estudio sugiere la necesidad de corregir el

Figura 5. Polluelo volantón de chuncho (*Glaucidium nana*; primer plano) registrado al inicio de la noche (21:03 h) durante la temporada reproductiva de 2012–2013 (11 de febrero de 2013). En el mismo lugar, un chuncho adulto intentó depredar polluelos de golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*) dentro de una cavidad excavada (segundo plano).

sesgo de detección en los muestreos de este búho. Esta corrección permitiría aumentar la eficiencia de los recursos humanos y materiales, y obtener estimadores más confiables sobre su distribución, abundancia y uso de hábitats (Ibarra *et al*. 2014b).

Sobre la base de nuestra experiencia y de la evaluación de las fuentes de variación asociadas a la detectabilidad del chuncho, sugerimos que futuros estudios o programas de monitoreo consideren las siguientes recomendaciones: (a) realizar muestreos simultáneos de chuncho y concón para determinar de manera efectiva la ocupación simultánea de sitios por ambas especies, ya que la detección de concón en un sitio durante un muestreo puede aumentar la probabilidad de detectar un chuncho si es que éste último está presente, y vice versa; (b) establecer los sitios de muestreo lejos de zonas potencialmente ruidosas (e.g., residencias humanas con perros que ladran, cerca de ríos y arroyos); (c) considerar un mínimo de tres a cuatro visitas por sitio por cada temporada para incrementar la probabilidad de detección (MacKenzie & Royle 2005); (d) realizar los muestreos bajo condiciones ambientales favorables (e.g., velocidad de viento < 5 km/h, cielo relativamente despejado, días sin precipitación) para aumentar la detectabilidad de los individuos; y (e) realizar los muestreos bajo distintas fases lunares para no restringir la ventana del tiempo de muestreo a las noches sólo con luna llena, justo cuando la detectabilidad tiende a ser mayor. En este último caso, es importante registrar siempre la fase lunar durante cada noche de muestreo. Los calendarios lunares son de fácil acceso en Internet (Takats *et al*. 2001).

Ya que las aves rapaces de bosque generalmente requieren diferentes parches de hábitats para su reproducción y forrajeo, y pueden volar largas distancias, ellas seleccionan características del hábitat a distintas escalas espaciales (Flesch & Steidl 2010, Krüger 2002). Nuestra investigación sobre el chuncho en remanentes de bosque templado andino de La Araucanía nos ha permitido aumentar el conocimiento sobre un búho generalista de hábitat que utiliza una amplia variedad de ambientes (Figueroa *et al*. 2015). Sin embargo, nuestro análisis a distintas escalas espaciales enfatiza la importancia de ciertos componentes estructurales del hábitat dentro de los territorios del chuncho (Ibarra *et al*. 2012).

En nuestra área de estudio, los bosques antiguos están ubicados en zonas de mayor altitud (> 700 m s.n.m) en áreas protegidas públicas y privadas. Sin embargo, el chuncho también utiliza y se reproduce en bosques localizados en zonas bajas, muchos de los cuales tienen distintos usos productivos (e.g., manejo forestal, agricultura, ganadería) o presentan crecientes niveles de sub-urbanización. A escala de rodal, nuestros resultados sugieren mantener "legados biológicos" tales como árboles grandes vivos y muertos en distintos grados de descomposición (Perry & Amaranth 1997, Altamirano *et al*. 2012b) los cuales son claves para la reproducción exitosa de este búho.

A escala de paisaje, en nuestra área de estudio predominan los remanentes de bosque secundario en distintos estados sucesionales y niveles de irregularidad en sus formas. Muchos de estos remanentes han comenzado paulatinamente a conectarse con los bosques cercanos a la cordillera y áreas protegidas debido a un aumento de la superficie de bosque nativo en el área en las últimas décadas (CONAF 2009, Petitpas 2010). Corredores de bosque en quebradas naturales y en áreas de uso humano (e.g., redes de caminos, potreros), que aumenten la conectividad de bosques de zonas altas con zonas bajas, podrían favorecer al chuncho y a otras especies que presentan desplazamientos altitudinales y que tienen ámbitos de hogar amplios en el bosque templado (Simonetti 1995, Gálvez *et al*. 2013, Ibarra *et al*. 2014c).

AGRADECIMIENTOS.- Los resultados publicados aquí fueron parte de un proyecto de investigación apoyado por el Ministerio del Medio Ambiente (Proyecto FPA 9–I–009–12), Darwin Initiative (Proyecto 15–006), Cleveland Metroparks Zoo, Cleveland Zoological Society, Rufford Small Grants for Nature Conservation, Environment Canadá, Donald S. McPhee Fellowship, Mary and David Macaree Fellowship, Werner and Hildegard Hesse Fellowship in Ornithology, NSERC CREATE Training Program in Biodiversity Research, The Peregrine Fund, François Vuilleumier Fund for Research on Neotropical Birds y Centro de Desarrollo Local (CEDEL - Campus Villarrica PUC). La Corporación Nacional Forestal (CONAF), Jerry Laker (Kodkod: Lugar de Encuentros), Manuel Venegas y Roberto Sanhueza (Guías-Cañe), Francisco Poblete, Mónica Sabugal, Santuario de la Naturaleza Kawelluco y muchos otros propietarios nos permitieron acceder a sus terrenos. Voluntarios, pobladores y estudiantes nos brindaron una invaluable ayuda en el trabajo de campo. Un especial agradecimiento a los administradores y guardaparques de las áreas protegidas de la región de La Araucanía. También agradecemos a Antonia Barreau, Gonzalo Valdivieso, Alberto Dittborn, Antonio Hargreaves, Isabel Rojas, Isabel Mujica, Nicolás Gálvez y Cristián Bonacic, por su apoyo durante todos los años que duró nuestro estudio. JTI y TAA son apoyados por becas de la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT). Los comentarios de Letizia Campioni, Paula L. Enríquez, Jaime E. Jiménez, Miguel A. Santillán y Ricardo A. Figueroa contribuyeron a enriquecer y mejorar la primera versión del manuscrito.

LITERATURA CITADA

AITKEN, K. E. H. & K. MARTIN. 2008. Resource selection plasticity and community responses to experimental reduction of a critical resource. Ecology 89: 971–980.

ALTAMIRANO, T. A., J. T. IBARRA, K. MARTIN & C. BONACIC. 2012a. Southern temperate forest cavity–nest web structure: species richness and the role of tree decay in Patagonia, Chile. V North American Ornithological Conference. Vancouver, BC. Canada. Pp. 41.

ALTAMIRANO, T. A., J. T. IBARRA, K. MARTIN & C. BONACIC. 2012b. Árboles viejos y muertos en pie: un recurso vital para la fauna del bosque templado de Chile. La Chiricoca 15: 25–30.

ARMESTO, J. J., R. ROZZI, C. SMITH–RAMÍREZ & M. T. K. ARROYO. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. Science 282: 1271–1272.

BARROS, R. 1950. La historia del chucho, *Glaucidium nanum* (King). Revista Universitaria (Universidad Católica de Chile, Santiago) 35: 17–30.

BIERREGAARD, R. O., Jr. 1998. The conservation status of birds of prey in the South American tropics. Journal of Raptor Research 32: 19–27.

BLAKESLEY, J. A., B. R. NOON & D. R. ANDERSON. 2005. Site occupancy, apparent survival, and reproduction of California Spotted Owls in relation to forest stand characteristics. Journal of Wildlife Management 69: 1554–1564.

BOYLE, W. A. 2011. Short–distance partial migration of Neotropical birds: a community-level test of the foraging limitation hypothesis. Oikos 120: 1803–1816.

BRAMBILLA, M., E. BASSI, C. CECI & D. RUBOLINI. 2010. Environmental factors affecting patterns of distribution and co-occurrence of two competing raptor species. Ibis 152: 310–322.

CAMPIONI, L., J. H. SARASOLA, M. SANTILLÁN & M. M. REYES. 2013. Breeding season habitat selection by Ferruginous Pygmy Owls *Glaucidium brasilianum* in central Argentina. Bird Study 60: 35–43.

CARTRON, J. L. E., W. S. RICHARDSON & G. A. PROUDFOOT. 2000. The Cactus Ferruginous Pygmy-owl: taxonomy, distribution, and natural history. Pp. 5–15, *en* Cartron, J. L. E. & D. M. Finch (eds.). Ecology and conservation of the Cactus Ferruginous Pygmy-Owl in Arizona. General Technical Report. RMRS-GTR-43. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Ogden, Utah, USA.

CLARK, K. A. & S. H. ANDERSON. 1997. Temporal, climatic and lunar factors affecting owl vocalizations of western Wyoming. Journal of Raptor Research 31: 358–363.

CLARKE, J. A. 1983. Moonlight's influence on predator/prey interactions between Short-eared Owls (*Asio flammeus*) and Deer mice (*Peromyscus maniculatus*). Behavioral Ecology and Sociobiology 13: 205–209.

CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF). 2009. Catastro de uso del suelo y vegetación, período 1993–2007: monitoreo y actualización, Región de La Araucanía. Descargado el 21 de Agosto de 2013 de http://sit.conaf.cl/.

DEVICTOR, V., J. CLAVEL, R. JULLIARD, S. LAVERGNE, D. MOUILLOT, W. THUILLER, P. VENAIL, S. VILLÉGER & N. MOUQUET. 2010. Defining and measuring ecological specialization. Journal of Applied Ecology 47: 15–25.

DI CASTRI, F. & E. R. HAJEK. 1976. Bioclimatología de Chile. Dirección de Investigación, Vicerrectoría Académica, Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 161 pp.

DÍAZ, I. A., J. J. ARMESTO & M. F. WILLSON. 2006. Mating success of the endemic Des Murs' Wiretail (*Sylviorthorhynchus desmursii*, Furnariidae) in fragmented Chilean rainforests. Austral Ecology 31: 13–21.

EASTMAN, J. R. 2012. IDRISI Selva. Worcester, UK: Clark University. Consultado el 25 de octubre de 2013: http://www.clarklabs.org/products/idrisi.cfm.

ENRÍQUEZ, P., D. H. JOHNSON & J. L. RANGEL-SALAZAR. 2006. Taxonomy, distribution, and conservation of owls in the Neotropics: a review. Pp. 254–307, *en* Rodríguez-Estrella, R. (ed.). Current raptors studies in México. CIBNOR SC, CONABIO, México, DF.

FARÍAS, A. & F. M. JAKSIC. 2011. Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile. Journal of Animal Ecology 80: 809–817.

FIGUEROA, R. A., S. A. ALVARADO, S. CORALES, D. GONZÁLEZ-ACUÑA, R. SCHLATTER & D. R. MARTÍNEZ. 2015. Los búhos de Chile. Pp. 173–273, *en* Enríquez–Rocha, P. L. (ed.). Búhos neotropicales: diversidad y conservación. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), San Cristóbal de las Casas, México.

FLESCH, A. D. 2003. Perch-site selection and spatial use by Cactus Ferruginous Pygmy-Owl in south-central Arizona. Journal of Raptor Research 37: 151–157.

FLESCH, A. D. & R. J. STEIDL. 2006. Population trends and implications for monitoring Cactus Ferruginous Pygmy-Owls in northern Mexico. Journal of Wildlife Management 70: 867–871.

FLESCH, A. D. & R. J. STEIDL. 2010. Importance of environmental and spatial gradients on patterns and consequences of resource selection. Ecological Applications 20: 1021–1039.

FULLER, M. R. & J. A. MOSHER. 1987. Raptor survey techniques. Pp. 37–65, *en* Giron Pendleton, B. A., B.

A. Millsap, K. W. Cline & D. M. Bird (eds.). Raptor management techniques manual. National Wildlife Federation, Washington DC, USA.

FUTUYMA, D. J. & G. MORENO. 1988. The evolution of ecological specialization. Annual Review of Ecology and Systematics 19: 207–233.

GAJARDO, R. 1993. La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165 pp.

GÁLVEZ, N., F. HERNÁNDEZ, J. LAKER, H. GILABERT, R. PETITPAS, C. BONACIC, A. GIMONA, A. HESTER & D. W. MACDONALD. 2013. Forest cover outside protected areas plays an important role in the conservation of the Vulnerable guiña *Leopardus guigna*. Oryx 47: 251–258.

HARDY, P. C. & M. L. MORRISON. 2000. Factors affecting the detection of Elf Owls and Western Screech Owls. Wildlife Society Bulletin 28: 333–342.

HOUSSE, R. E. 1945. Las aves de Chile en su clasificación moderna: su vida y costumbres. Ediciones de la Universidad de Chile, Santiago, Chile. 384 pp.

IBARRA, J. T., T. A. ALTAMIRANO, K. MARTIN, F. H. VARGAS & C. BONACIC. 2014a. Tree cavity-nesting of Austral Pygmy-Owls (*Glaucidium nana*) in Andean temperate forests of southern Chile. Journal of Raptor Research 48: 82–85.

IBARRA, J. T., T. A. ALTAMIRANO, N. GÁLVEZ, I. ROJAS, J. LAKER & C. BONACIC. 2010. Avifauna de los bosques templados de *Araucaria araucana* del sur de Chile. Ecología Austral 20: 33–45.

IBARRA, J. T., N. GÁLVEZ, A. GIMONA, T. A. ALTAMIRANO, I. ROJAS, A. HESTER, J. LAKER & C. BONACIC. 2012. 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. Studies on Neotropical Fauna and Environment 47: 33–40.

IBARRA, J. T., K. MARTIN, T. A. ALTAMIRANO, F. H. VARGAS & C. BONACIC. 2014b. Factors associated with the detectability of owls in South-American temperate forests: implications for nocturnal raptor monitoring. Journal of Wildlife Management 78: 1078−1086.

IBARRA, J. T., K. MARTIN, M. C. DREVER & G. VERGARA. 2014C. Occurrence patterns and niche relationships of sympatric owls in South American temperate forests: a multi-scale approach. Forest Ecology and Management 331: 281−291.

ILUSTRE MUNICIPALIDAD DE PUCÓN. 2005. Actualización del Plan Regulador Comunal de Pucón, Chile. http://www.municipalidadpucon.cl/index.php/plan-regulador/197

JAKSIC, F., J. JIMÉNEZ, S. CASTRO & P. FEINSINGER. 1992. Numerical and functional response of predators to a long-term decline in mammalian prey at a semi-arid Neotropical site. Oecologia 89: 90–101.

JARAMILLO, Á. 2003. Birds of Chile. Princeton University Press, New Jersey, USA. 240 pp.

JIMÉNEZ, J. E. & F. M. JAKSIC. 1989. Biology of the Austral Pygmy-Owl. Wilson Bulletin 101: 377–389.

JIMÉNEZ, J. E. & F. M. JAKSIC. 1993. Variación estacional de la dieta del caburé grande (*Glaucidium nanum*) en Chile y su relación con la abundancia de presas. Hornero 13: 265–312.

KISSLING, M. L., S. B. LEWIS & G. PENDLETON. 2010. Factors influencing the detectability of forest owls in southeastern Alaska. Condor 112: 539–548.

KÖNIG, C. & F. WEICK. 2008. Owls of the world. 2nd edition. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA. 528 pp.

KRÜGER, O. 2002. Analysis of nest occupancy and nest reproduction in two sympatric raptors: Common Buzzard *Buteo buteo* and Goshawk *Accipiter gentilis*. Ecography 25: 523–532.

LAYMON, S. A. 1989. Altitudinal migration movements of Spotted owls in the Sierra Nevada. Condor 91: 837–841.

McGARIGAL, K., S. A. CUSHMAN, M. C. NEEL & E. ENE. 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. Amherst, Massachusetts, USA.: University of Massachusetts. Consultado el 13 de octubre de 2013: http://www.umass.edu/landeco/research/frag- stats/fragstats.html.

MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. E. HINES, M. G. KNUTSON & A. B. FRANKLIN. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. Ecology 84: 2200–2207.

MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, J. A. ROYLE, K. H. POLLOCK, L. L. BAILEY & J. E. HINES. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic Press, London, UK. 344 pp.

MACKENZIE, D. I. & J. A. ROYLE. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. Journal of Applied Ecology 42: 1105–1114.

MARTÍNEZ, D. R. & F. M. JAKSIC. 1996. Habitat, relative abundance, and diet of Rufous-legged Owls (*Strix rufipes* King) in temperate forest remnants of southern Chile. Ecoscience 3: 259–263.

MUELLER-DOMBOIS, D. & H. ELLENBERG. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons, New York, USA. 547 pp.

NAROSKY, T. & D. YZURIETA. 2003. Guía para la

identificación de las aves de Argentina y Uruguay: Asociación Ornitológica del Plata, Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires, Argentina. 345 pp.

NEWTON, I. 1998. Population limitation in birds. Academic Press, San Diego, California, USA. 608 pp.

NORAMBUENA, H. V. & A. MUÑOZ-PEDREROS. 2012. Diurnal activity of the Austral Pygmy-Owl (*Glaucidium nana*) in southern Chile. Wilson Journal of Ornithology 124: 633–635.

PENTERIANI, V., M. D. M. DELGADO, L. CAMPIONI & R. LOURENÇO. 2010. Moonlight makes owls more chatty. PloS One 5: e8696.

PERRY, D. A. & M. P. AMARANTH. 1997. Disturbance, recovery, and stability. Pp. 31–56, *en* Kohm, K. A. & J. F. Franklin (eds.). Creating a forestry for the 21st Century, the science of ecosystem management. Island Press, Washington DC, USA.

PETITPAS, R. 2010. Cambios en los patrones espaciales del paisaje: caso de estudio en un valle pre-cordillerano en la Región de La Araucanía, Chile. Tesis Ingeniería Forestal, Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile.

ROJAS, I., P. BECERRA, N. GÁLVEZ, J. LAKER, C. BONACIC & A. HESTER. 2011. Relationship between fragmentation, degradation and native and exotic species richness in an Andean temperate forest of Chile. Gayana Botánica 68: 163–175.

SANTILLÁN, M. Á., A. TRAVAINI, D. E. PROCOPIO, J. I. ZANÓN, M. YAYA, J. DE LA CRUZ MARTÍNEZ & R. MARTÍNEZ PECK. 2010. New records indicate that Austral Pygmy-Owl *Glaucidium nanum* breeds in eastern Patagonia. Cotinga 32: 1–4.

SIMONETTI, J. 1995. Wildlife conservation outside parks is a disease-mediated task. Conservation Biology 9: 454–456.

SUTHERLAND, G. D., J. R., SMITH, D. T., O`BRIEN, F. L., WATERHOUSE & A. S. HARESTAD. 2010. Validation of modelled habitat classifications for the Northern Spotted Owl in British Columbia using patterns of historical occupancy. BC Ministry of Forest Range, Forest Science Program, Victoria, Canada. 21 pp.

TAKATS, D. L., C. M. FRANCIS, G. L. HOLROYD, H. J. DUNCAN, K. M. MAZUR, R. J. CANNINGS, W. HARRIS & D. HOLT. 2001. Guidelines for nocturnal owl monitoring in North America. Beaverhill Bird Observatory and Bird Studies Canada, Edmonton, Alberta, Canada. 32 pp.

TREJO, A., R. A. FIGUEROA & S. A. ALVARADO. 2006. Forest-specialist raptors of the temperate forests of southern South America: a review. Revista Brasileira de Ornitología 14: 317–330.

WINTLE, B. A., R. P. KAVANAGH, M. A. MCCARTHY & M. A. BURGMAN. 2005. Estimating and dealing with detectability in occupancy surveys for forest owls and arboreal marsupials. Journal of Wildlife Management 69: 905–917.