

Boletín Chileno de Ornitología 14(2): 81-91
Unión de Ornitólogos de Chile 2008

DESCRIPCIÓN DEL ENSAMBLE DE AVES EN UN AGROECOSISTEMA DEL SUR DE CHILE

Description of the bird assemblage of an agro-ecosystem in southern Chile

EDUARDO A. SILVA-RODRÍGUEZ¹, GABRIEL R. ORTEGA-SOLÍS² & JAIME E. JIMÉNEZ³

¹Department of Wildlife Ecology and Conservation & School of Natural Resources and Environment, University of Florida, 110 Newins-Ziegler Hall, Gainesville, FL 32611-0430, USA

²Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile, Casilla 567, Valdivia, Chile.

³Laboratorio de Ecología, Universidad de Los Lagos, Casilla 933, Osorno, Chile.

✉: eduardosilva@ufl.edu

RESUMEN.- La pérdida de hábitat como consecuencia de las actividades productivas humanas genera impactos negativos elevados sobre la biodiversidad. Sin embargo, los cambios en el uso de la tierra no sólo se asocian a la destrucción del ambiente original, sino que a la creación de nuevos hábitats que podrían ser utilizados por especies generalistas. En este trabajo describimos la composición de especies de una comunidad de aves en diversos tipos de hábitat presentes en un agroecosistema en el sur de Chile. Nuestros resultados sugieren que existen diferencias importantes entre la composición de especies de bosque nativo con relación a las de matorral-pradera y plantaciones de trigo. Estos últimos se caracterizan por la ausencia de aves endémicas y por la dominancia de aves poco frecuentes en ambientes de bosque. Las mayores riquezas y abundancias se registraron en los cercos, donde las especies detectadas correspondían tanto a especies de bosque como a especies características de ambientes más abiertos. Por último, las plantaciones de eucalipto presentaron escasas abundancias y riquezas de especies, lo que sugiere que este sistema no es utilizado como hábitat por la mayor parte de las especies que se encuentran presentes en el área. **PALABRAS CLAVE.-** Agroecosistemas, bosques templados sudamericanos, cercos, comunidades de aves, fragmentación.

ABSTRACT.- Habitat loss, as a consequence of the expansion of human activities, is one of the major threats to biodiversity conservation. Land use changes are not only associated to habitat destruction, but also to the creation of new habitat types that could be used by habitat-generalist species. In this note, we describe the species composition of bird communities in an agro-ecosystem in Southern Chile. Our results suggest that there are important differences in the composition of species in native forest relative to prairies with scattered shrubs and wheat plantations. The later habitat type is characterized by the absence of endemic species and by the dominance of bird species that are infrequent in native forest. The highest bird abundance and species richness was recorded associated to hedgerows, where the species observed correspond to native forest as well as to open habitats birds. Finally, eucalyptus plantations presented low bird abundance and species

richness, suggesting that this system is perceived as non-habitat by most of the species that inhabit the area. **KEY WORDS.-** Agricultural countryside, bird communities, fragmentation, hedgerows, South-American temperate forests

Manuscrito recibido el 24 de septiembre de 2008, aceptado el 27 de noviembre de 2008.

INTRODUCCIÓN

La pérdida y transformación de hábitats ha sido descrita como la mayor amenaza para la conservación de la biodiversidad, llevando a la reducción de poblaciones de múltiples especies, particularmente de aquellas especialistas de hábitats (Millennium Ecosystem Assessment 2005). El proceso de pérdida de hábitat puede crear mosaicos de fragmentos menos perturbados inmersos en una matriz antropogénica, proceso conocido como fragmentación (Andrén 1994, Harrison & Bruna 1999). Los efectos de la pérdida así como fragmentación del hábitat varían ampliamente entre especies y ecosistemas haciendo difícil generalizar (Noss *et al.* 2006). Estos procesos afectan en forma diferencial a las distintas especies que componen las comunidades del hábitat original. Los rasgos de historia de vida tales como tamaños de ámbitos de hogar, capacidad de dispersión, requerimientos específicos y respuesta a los bordes de hábitat suelen identificarse como factores relevantes en la respuesta de las especies a la pérdida y fragmentación del hábitat (Noss *et al.* 2006). Como consecuencia de estos procesos la comunidad original es sometida a importantes cambios en términos de composición, donde las especies especialistas de hábitat se verán significativamente reducidas a escala de paisaje (Stouffer & Bierregard 1995), mientras que aquellas generalistas o características de otros tipos de hábitat prosperarán tanto en los bordes como en la matriz (Wilcove 1985, Crooks 2002).

Los bosques templados sudamericanos de Chile y Argentina (BTS, 35°-55°S), han sido reconocidos globalmente como un ecosistema prioritario para la conservación de la biodiversidad (ver Olson & Dinerstein 1998, Myers *et al.* 2000). Los BTS se caracterizan por sus altos niveles de endemismos en diversos taxones (Armesto *et al.* 1998), incluyendo al de las aves (Vuilleumier 1985). A pesar de su alto valor biológico, amplias zonas cubiertas originalmente por bosque nativo han sido transformadas en tierras de uso agrícola y/o forestal donde el bosque nativo ha quedado relegado a fragmentos, en muchos casos aislados (Smith-Ramírez 2004). Los efectos de la matriz sobre las comunidades de aves en el sur Chile han sido muy bien documentados en términos de sus efectos sobre la conectividad del paisaje (Sieving *et al.* 1996, 2000, Castellón & Sieving 2006a, Vergara & Simonetti 2006, Tomasevic & Estades 2008). Sin embargo, las comunidades de aves que ocupan la matriz han sido descritas escasamente (ver Figueroa & Quintana 2001, Figueroa & Corales 2004). Si bien existen varios trabajos que describen la composición de especies de aves en plantaciones de pino (*Pinus radiata*), (Estades 1994, Estades & Temple 1999, Vergara & Simonetti 2004, Lantscher *et al.* 2008, Paritsis & Aizen 2008), pocos describen la avifauna en plantaciones de eucaliptos (*Eucalyptus* spp.) así como en hábitats que carecen de la complejidad estructural de los ambientes forestales tales como praderas y plantaciones de cereales (pero ver Estades & Temple 1999, Figueroa & Quintana 2001). El objetivo de este trabajo es describir la composición de especies de una comunidad

de aves en un agroecosistema del sur de Chile. Nuestro interés particular fue proporcionar información preliminar respecto a los efectos de diversos tipos de hábitat que configuran los agroecosistemas sobre la composición de comunidades de aves en una localidad del sur de Chile.

MATERIALES Y MÉTODOS

Nuestro estudio se realizó entre febrero y marzo (verano austral) del año 2006 en la localidad rural de Centinela (40°14'S; 73°04'O, ver <http://bbs.keyhole.com/ubb/showflat.php/Cat/0/Number/1188801/an/0/page/7>), ubicada 6 km al norte de la ciudad de La Unión, Región de Los Ríos. El clima local es de tipo mesotemplado húmedo, con precipitaciones y temperaturas anuales medias de 1.267 mm y 11,6 °C, respectivamente (Luebert & Pliscoff 2005). La configuración del paisaje es un mosaico de praderas agrícolas, remanentes de bosque nativo, plantaciones forestales y cultivo de trigo. El hábitat dominante son las praderas de pastos exóticos (*Festuca* spp., *Agrostis* spp. entre otros) con matorrales de zarzamora (*Rubus* spp.) y rosa mosqueta (*Rosa moschata*) en proporciones variables (matorral-pradera). El matorral-pradera es utilizado para la crianza de ganado bovino y ovino que son importantes para las economías domésticas (Silva-Rodríguez 2006). Los remanentes de bosque nativo se encuentran compuestos principalmente por roble (*Nothofagus obliqua*), laurel (*Laurelia sempervirens*) y lingue (*Persea lingue*) mezclado con matorral de quila (*Chusquea quila*). En el área de estudio existe un fragmento de gran tamaño (aproximadamente 270 ha) y varios de pequeño tamaño. Para los propósitos de este trabajo sólo muestreamos en el fragmento mayor. Las plantaciones forestales corresponden a monocultivos de eucaliptos y

en menor proporción a pinos. Estas plantaciones poseen un sotobosque ralo, aunque pueden encontrarse algunos sitios con matorrales de zarzamora o maqui (*Aristotelia chilensis*). En este trabajo sólo utilizamos plantaciones de eucaliptos de ocho años o más. Finalmente, las plantaciones de trigo se encontraban en fase de cosecha durante la realización de este estudio. Para los propósitos de este trabajo definimos un quinto tipo de hábitat constituidos por cercos vivos. Los cercos eran elementos lineales del paisaje, de al menos 50m de longitud, 2m de ancho y 1,5m de altura. Estos estaban constituidos por hebras de alambre de púas sostenidas por estacas y en los cuales ha crecido vegetación, usualmente zarzamora, rosa mosqueta y maqui.

En un área de aproximadamente 600 ha establecimos un total de 15 puntos de conteo separados entre sí por al menos 300 m de modo de evitar dobles conteos. Usamos tres puntos por cada tipo de hábitat descrito, los que con la excepción de cercos se ubicaron al menos a 100 m del borde de hábitat más próximo. Cada punto de conteo fue muestreado en tres días diferentes, por un período de 10 min registrándose todas las aves detectadas de manera visual o auditiva en un radio de 40 m por dos observadores con experiencia previa (Bibby *et al.* 1993, Jiménez 2000). Los conteos se realizaron en días sin lluvia ni viento entre 7:30 y 10:30 h, completando en total 7,5 hr de monitoreo. No calculamos funciones de detectabilidad para las especies observadas debido a los bajos tamaños muestrales. En cambio, usamos la riqueza de especies y abundancia relativa (expresada como número de individuos por conteo) de acuerdo al tipo de hábitat y a los endemismos.

Los datos son presentados en términos de riqueza de especies y abundancia total de individuos de acuerdo al tipo de

hábitat y nivel de endemismo (ver abajo). Los valores de riqueza y abundancia son expresados como media y su error estándar. Las abundancias relativas de las distintas especies de aves en cada tipo de hábitat son presentadas utilizando curvas de dominancia/diversidad (gráficos de Whittaker, ver Magurran 2003). Este tipo de curvas ordena a las especies desde más a menos abundante en el eje horizontal asociadas a sus respectivas abundancias relativas (transformadas utilizando \log_{10}) en el eje vertical. Los gráficos de Whittaker son altamente informativos en términos de riqueza de especies y sus respectivas abundancias relativas. La pendiente de las curvas provee información adicional referente a la uniformidad de la composición de la comunidad. De esta forma, curvas de pendiente más pronunciada indican dominancia de unas pocas especies mientras que curvas con escasa pendiente indican una mayor uniformidad entre especies (Magurran 2003). Debido al reducido tamaño muestral no realizamos análisis estadísticos.

Las especies fueron clasificadas como endémicas y no endémicas del BTS según Rozzi *et al.* (1996). De acuerdo a este criterio, especies tales como la tenca (*Mimus thenca*), consideradas endémicas desde una perspectiva geopolítica (Jaramillo 2003) pero no a escala ecoregional, no fueron consideradas como tal. Por otro lado especies tales como el chucao (*Scelorchilus rubecula*), que no son exclusivas del territorio chileno, pero si lo son para los BTS fueron considerados endémicas.

RESULTADOS

Durante los censos registramos un total de 30 especies de aves (Tabla 1). Los valores de riqueza y abundancia más altos fue-

ron registrados en hábitat de cercos, en tanto que las plantaciones de eucaliptus presentaron los valores más bajos en ambos índices. Si sólo se consideran las especies endémicas del BTS, estas fueron más numerosas y abundantes en el bosque nativo. Detectamos cinco de las ocho especies endémicas registradas durante los conteos en asociación a cercos, aún cuando su importancia relativa en términos de abundancia fue baja (Fig. 1). No detectamos aves endémicas en matorral-pradera ni en plantaciones de trigo.

El análisis de las curvas de dominancia/diversidad muestra importantes diferencias en términos de riqueza y composición de especies, así como en términos de especies dominantes en los distintos hábitats analizados (Fig. 2). Los cercos presentaron el mayor número de especies así como también mayor uniformidad en términos de abundancia relativa. En el caso del bosque nativo, las especies más abundantes fueron el fío-fío (*Elaenia albiceps*), zorzal (*Turdus falcklandii*) y picaflor (*Sephanoides sephaniodes*) que representaron el 20,4%, 17,6% y 15,4% de las aves detectadas, respectivamente. Las plantaciones de eucaliptus presentaron la menor riqueza de especies así como también una importante desigualdad en términos de abundancia relativa de las especies presentes. En este tipo de hábitat dos especies (fío-fío y picaflor, Fig. 2) representaron sobre el 86% de los individuos detectados. En el caso del hábitat matorral-pradera, la comunidad se encontró dominada numéricamente por el chincol (*Zonotrichia capensis*) y la diuca (*Diuca diuca*), las que en conjunto representaron casi el 52% de las aves detectadas. En las plantaciones de trigo las especies dominantes numéricamente fueron el chirihue (*Sicalis luteola*; 40,6%) y la tórtola (*Zenaida auriculata*; 23,1%).

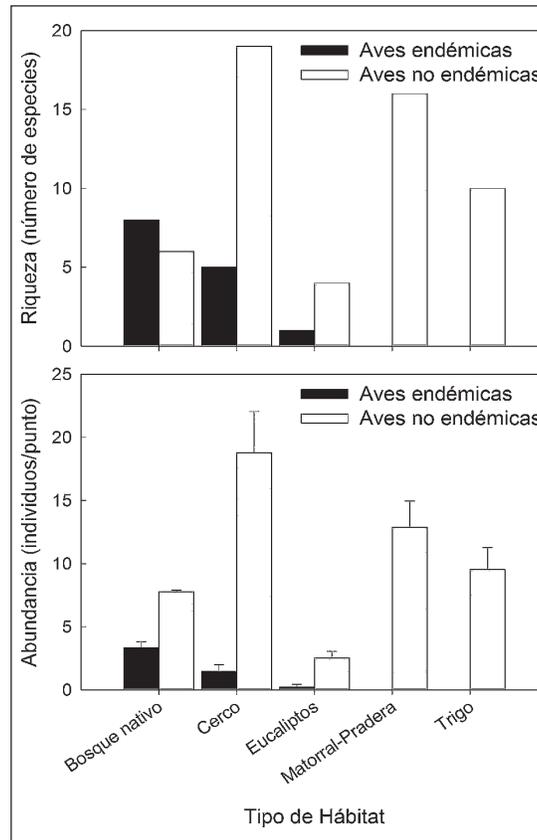


Figura 1. Riqueza y abundancia de aves según tipo de hábitat y endemismo en un área rural del sur de Chile. Riqueza corresponde al número total de especies de aves registrada en cada tipo de hábitat. Abundancia corresponde al número promedio de aves (\pm EE) registrada por punto de conteo.

DISCUSIÓN

El principal hallazgo de este trabajo es que en el área agrícola estudiada las aves endémicas del BTS representaron una fracción menor del total de aves registradas y esto se mantiene tanto en términos de riqueza como de abundancia y en todos los tipos de hábitat con la excepción del bosque nativo y en menor medida cercos (Fig. 1). Esto implica que la mayor parte de los hábitats creados como consecuencia de los procesos de pérdida y

transformación de hábitat, no constituirían hábitat para una parte importante de las aves de mayor valor en términos de conservación.

Las especies endémicas fueron más abundantes en bosque nativo (Fig. 1). Si bien en Centinela este tipo de hábitat fue dominado numéricamente por el fío-fío, zorzal y picaflor coincidiendo con estudios previos (ver Willson *et al.* 1994, Jiménez 2000), es interesante la presencia escasa del chucao y rayadito (*Aphrastura spinicauda*) en el fragmento de bosque estudiado (Tabla 1). Estas dos especies

endémicas representan usualmente una alta proporción de las aves detectadas (Willson *et al.* 1994, Jiménez 2000). Tanto en el caso del rayadito como del chucao, nuestros datos no permiten establecer las causas de sus bajas abundancias. Sin perjuicio de lo anterior, la escasez del rayadito podría ser una consecuencia de la disponibilidad disminuida de sitios de nidificación debido al cambio en la estructura del bosque (Cornelius 2007) causado por la extracción selectiva de árboles por parte de los lugareños (obs. pers.). En el caso del

chucao, a la escasez observada en el fragmento muestreado se suma su ausencia en muchos fragmentos de menor tamaño (Silva-Rodríguez *et al.* datos no publicados). Similar situación ha sido reportada para un paisaje fragmentado en las proximidades de la ciudad de Osorno, donde los chucaos sólo fueron detectados en un 21% de los fragmentos muestreados (Castellón & Sieving 2006b). Si bien las tasas de ocupación de fragmentos son más altas en paisajes fragmentados de Chiloé (ca. 67%, ver Castellón & Sieving 2006b), las diferencias

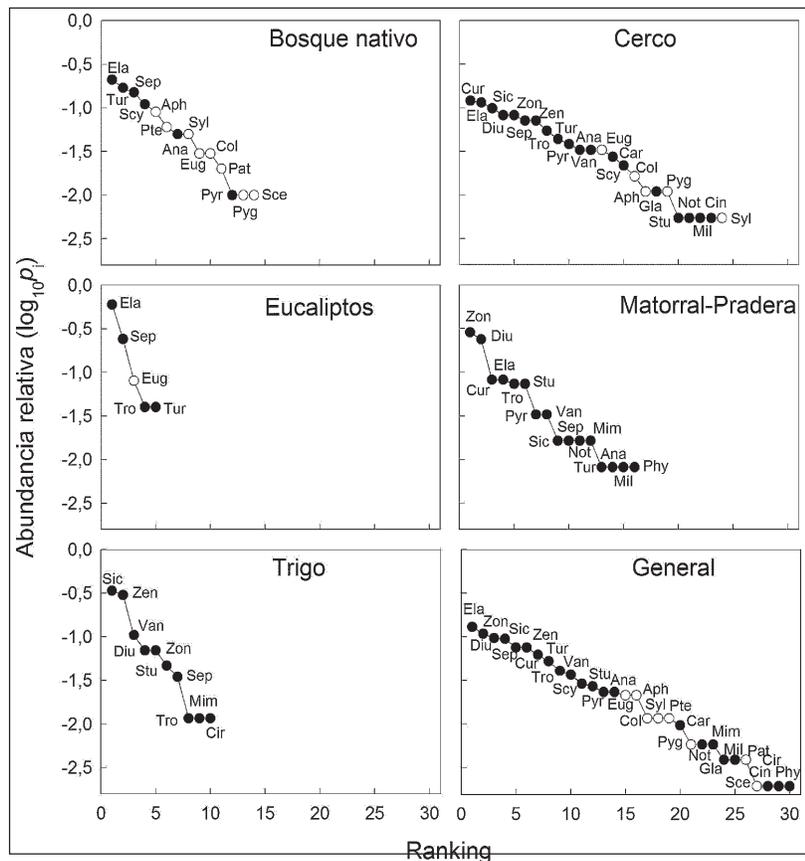


Figura 2. Relación entre el orden de abundancia y la abundancia relativa de las aves censadas en cinco tipos de hábitat en un área rural del sur de Chile. La nomenclatura utilizada corresponde a las tres primeras letras del género de las especies detectadas (ver nombres científicos completos en Tabla 1). Las especies endémicas de los bosques templados sudamericanos son representadas con círculos blancos y las especies no endémicas con círculos negros

Tabla 1. Aves detectadas durante conteos puntuales en distintos tipos de hábitat en Centinela, sur de Chile. Se presenta el número promedio de aves por conteo (\pm EE) de acuerdo a tipo de hábitat.* Especie endémica de los bosques templados sudamericanos (ver Rozzi *et al.* 1996).

Nombre común	Nombre científico	Cerco	Matorral pradera	Bosque nativo	Plantación trigo	Plantación Eucaliptos
Cachudito	<i>Anairetes parulus</i>	0,7 \pm 0,3	0,1 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Chercán	<i>Troglodytes musculus</i>	1,1 \pm 0,2	1,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1
Chincol	<i>Zonotrichia capensis</i>	1,7 \pm 0,4	3,9 \pm 0,6	0,0 \pm 0,0	0,7 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0
Chirihue	<i>Sicalis luteola</i>	2,0 \pm 0,7	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	3,2 \pm 0,7	0,0 \pm 0,0
Chucao*	<i>Scelorchilus rubecula</i>	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Chuncho	<i>Glaucidium nanum</i>	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Churrete	<i>Cinclodes patagonicus</i>	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Churrín	<i>Scytalopus magellanicus</i>	0,4 \pm 0,3	0,0 \pm 0,0	1,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Churrín de la Mocha*	<i>Eugralla paradoxa</i>	0,7 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1
Colilarga*	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,6 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Comesebo grande*	<i>Pygarrhythas albogularis</i>	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Diuca	<i>Diuca diuca</i>	1,7 \pm 0,2	3,2 \pm 0,4	0,0 \pm 0,0	0,7 \pm 0,3	0,0 \pm 0,0
Diucón	<i>Pyrope pyrope</i>	0,8 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Fio fio	<i>Elaenia albiceps</i>	2,3 \pm 0,1	1,1 \pm 0,3	2,3 \pm 0,5	0,0 \pm 0,0	1,7 \pm 0,2
Hued hued*	<i>Pteroptochos tarnii</i>	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,7 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Jilguero	<i>Carduelis barbata</i>	0,6 \pm 0,3	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Loica	<i>Sturnella loyca</i>	0,1 \pm 0,1	1,0 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,4 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Perdiz	<i>Nothoprocta perdicaria</i>	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Picaflor	<i>Sephanoides sephanioides</i>	1,4 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	1,7 \pm 0,2	0,3 \pm 0,1	0,7 \pm 0,1
Queltehue	<i>Vanellus chilensis</i>	0,7 \pm 0,4	0,4 \pm 0,3	0,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,3	0,0 \pm 0,0
Rara	<i>Phytotoma rara</i>	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Rayadito*	<i>Aphrastura spinicauda</i>	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	1,0 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Tenca	<i>Mimus thenca</i>	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Tiuque	<i>Milvago chimango</i>	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Torcaza*	<i>Patagioenas araucana</i>	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,2 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Tordo	<i>Curaeus curaeus</i>	2,4 \pm 0,5	1,1 \pm 0,6	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Tórtola	<i>Zenaida auriculata</i>	1,4 \pm 0,3	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	2,9 \pm 1,6	0,0 \pm 0,0
Vari	<i>Circus cinereus</i>	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1	0,0 \pm 0,0
Viudita*	<i>Colorhampus parvirostris</i>	0,3 \pm 0,2	0,0 \pm 0,0	0,3 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0	0,0 \pm 0,0
Zorzal	<i>Turdus falklandii</i>	0,9 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	1,9 \pm 0,3	0,0 \pm 0,0	0,1 \pm 0,1
TOTAL		20,6 \pm 5,1	13,7 \pm 3,1	11,1 \pm 2,3	9,6 \pm 3,5	2,8 \pm 0,6

podrían ser explicadas por el avanzado estado de pérdida de hábitat (Castellón & Sieving 2006b) así como por características de la matriz (Castellón & Sieving 2006a) en áreas como Osorno y Centinela.

Nuestros resultados sugieren que las plantaciones de eucaliptos sostienen a un reducido número de especies. Las especies detectadas en eucaliptos corresponden a un

subconjunto de aquellas que ocupan el bosque nativo, similar a lo reportado en algunas plantaciones de pino (Paritsis & Aizen 2008). Sin embargo, este subconjunto se caracteriza por una baja riqueza de especies, y donde aquellas especies dominantes (fío-fío y picaflor, Fig. 2) son generalistas en términos de preferencias de hábitat (ver Cofré *et al.* 2007). Similares resultados han

sido publicados previamente en otras áreas (Figuroa & Quintana 2001). Otros estudios, realizados en plantaciones de pino, sugieren que las plantaciones forestales podrían sostener una riqueza de aves de bosque importante (Estades & Temple 1999, Vergara & Simonetti 2004, Lantschner *et al.* 2008, pero ver también Estades 1994, Paritsis & Aizen 2008). Diferencias estructurales entre ambos tipos de plantaciones, particularmente baja cobertura de sotobosque en plantaciones de eucalipto podrían explicar las diferencias.

Como era esperable, la composición de especies en matorral-pradera y cultivos de trigo difirió de manera importante de la observada en bosque nativo, lo que es coincidente con los resultados documentados en otros trabajos previos (Willson *et al.* 1994, Estades & Temple 1999, Jiménez 2000, Vergara & Simonetti 2004). Ninguna de las especies endémicas del BTS fue registrada durante los muestreos en estos hábitats. Esto corrobora las observaciones de otros autores referentes a que hábitats simples estructuralmente no sólo no constituyen hábitat para aves de bosque sino que también son barreras para su movimiento (Sieving *et al.* 1996, 2000, Castellón & Sieving 2006a). Por otro lado, aquellas especies relativamente abundantes en praderas y cultivos agrícolas (e.g., chincol, diuca, chirihue, loica) se encuentran ausentes o presentan abundancias reducidas en bosques nativos (ver Willson *et al.* 1994, Estades & Temple 1999, Jiménez 2000, Sepúlveda-Fuentes 2004, Vergara & Simonetti 2004). Asimismo, algunas especies de aves rapaces tales como el vari (*Circus cinereus*), bailarín (*Elanus leucurus*) y nuco (*Asio flammeus*) que fueron registradas frecuentemente en praderas y plantaciones (aunque fuera de los muestreos, ver lista en Silva-Rodríguez *et al.* 2006) son típicas de ambientes abiertos y no

son endémicas del BTS. Esto sugiere que los procesos de transformación del hábitat podrían ser favorables para dichas especies que podrían percibir la degradación del bosque nativo como la creación de nuevo hábitat, favoreciendo la expansión de sus áreas de distribución (McGehee *et al.* 1999).

Los hábitats de cerco presentaron una riqueza y abundancia alta de aves, lo que se explicaría por la presencia tanto de aves de bosque como de aves típicas de hábitats abiertos y de matorral. Esto sugiere que los cercos se comportan de forma similar a lo descrito para bordes (Murcia 1995). La presencia de aves endémicas de bosque en los cercos nos hace presumir que estos tienen un rol potencial como corredores de hábitat en áreas altamente fragmentadas. Este hallazgo parece ser apoyado también por los resultados de un estudio paralelo realizado en el mismo sector durante el cual encontramos que la presencia de cercos aumentaba significativamente la probabilidad de detectar churrín de la Mocha (*Eugralla paradoxa*) (Silva-Rodríguez *et al.* en preparación). Por otro lado los cercos son también utilizados por depredadores de aves tales como el zorro chilla (*Lycalopex griseus*, Silva-Rodríguez 2006), gato doméstico (*Felis catus*, Silva-Rodríguez en preparación) y algunas aves rapaces, así como por depredadores de nidos (principalmente roedores, Figuroa R.A. com. pers., Jiménez *et al.* datos no publicados) y por mirlos (*Molothrus bonariensis*). Estos últimos pueden parasitar proporciones altas de los nidos ubicados en estos elementos del paisaje (Willson *et al.* 2005). De este modo sería interesante en el futuro evaluar si los cercos constituyen hábitat, proveen conectividad o si por el contrario podrían constituir trampas ecológicas (ver Battin 2004) al menos para algunas de las aves que los utilizan.

AGRADECIMIENTOS.- Agradecemos a los pobladores de Centinela por permitirnos trabajar en sus propiedades, a la familia Jaramillo-Martínez y a la Sra. Hilda Fritz por ofrecernos alojamiento, y a Cintia Cornelius, Ricardo Figueroa y a un revisor anónimo por sus constructivos comentarios que permitieron mejorar este manuscrito. EAS agradece una beca Fulbright-Conicyt durante el período de escritura de este trabajo.

LITERATURA CITADA

- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- ARMESTO, J.J., R. ROZZI, C. SMITH-RAMÍREZ & M.T.K. ARROYO. 1998. Conservation targets in South American temperate forests. *Science* 282: 1271-1272.
- BATTIN, J. 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18: 1482-1491.
- BIBBY, C.J., N.D. BURGESS & D.A. HILL. 1993. *Bird census techniques*. 2^a ed. Academic Press, Nueva York.
- CASTELLÓN, T.D. & K.E. SIEVING. 2006a. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20: 135-145.
- CASTELLÓN, T.D. & K.E. SIEVING. 2006b. Landscape history, fragmentation, and patch occupancy: models for a forest bird with limited dispersal. *Ecological Applications* 16: 2223-2234.
- COFRE, H.L., K. BÖHNING-GAESE & P.A. MARQUET. 2007. Rarity in Chilean forest birds: which ecological and life-history traits matter? *Diversity and Distributions* 13: 203-212.
- CORNELIUS, C. 2007. Genetic and demographic consequences of human-driven landscape changes on bird populations: the case of *Aphrastura spinicauda* (Furnariidae) in the temperate rainforest of South America. Tesis Doctoral, Department of Biology, University of Missouri-St. Louis, EE.UU.
- CROOKS, K.R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology* 16: 188-452.
- ESTADES, C.F. 1994. Impacto de la sustitución del bosque natural por plantaciones de *Pinus radiata* sobre una comunidad de aves en la Octava Región de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 1: 8-14
- ESTADES, C.F. & S.A. TEMPLE. 1999. Deciduous-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations. *Ecological Applications* 9: 573-585.
- FIGUEROA, R.A. & V. QUINTANA. 2001. Comunidad invernal de aves en un paisaje agroforestal del centro-sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 8: 31-35.
- FIGUEROA, R.A. & E.S. CORALES. 2004. Summer diet comparison between the American Kestrel (*Falco sparverius*) and Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in an agricultural area of Araucanía, southern Chile. *Hornero* 19:53-60
- HARRISON, S. & E. BRUNA. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225-232.
- JARAMILLO, A. 2003. *Birds of Chile*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- JIMÉNEZ, J.E. 2000. Effect of sample size, plot size, and counting time on estimates of avian diversity and abundance in a Chilean rainforest. *Journal of Field Ornithology* 71: 66-87.
- LANTSCHNER, M.V., V. RUSCH & C. PEYROU. 2008. Bird assemblages in pine

- plantations replacing native ecosystems in NW Patagonia. *Biodiversity and Conservation* 17: 969-989.
- LUEBERT, F. & P. PLISCOFF. 2005. Bioclimas de la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile. Pp. 60-72, en Smith-Ramirez C., J.J. Armesto & C. Valdovinos (eds) *Historia, Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- MAGURRAN, A.E. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, Reino Unido.
- MCGEHEE, S., R. ROZZI, J.C. TORRES-MURA & M. WILLSON. 1999. Observaciones del bailarín (*Elanus leucurus*) en Chiloé (X Región). *Boletín Chileno de Ornitología* 6: 23-24.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. World Resources Institution, Washington, D.C.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B. DA FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NOSS, R., B. CSUTI, & M.J. GROOM. 2006. Habitat fragmentation. Pp. 213-251, en Groom M.J., G.K. Meffe, & C.R. Carroll (eds.). *Principles of conservation biology*. Tercera edición, Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- OLSON, D.M. & E. DINERSTEIN. 1998. The Global 200: a representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. *Conservation Biology* 12:502-515.
- PARITSIS, J. & M.A. AIZEN. 2008. Effects of exotic conifer plantations on the biodiversity of understory plants, epigeal beetles and birds in *Nothofagus dombeyi* forests. *Forest Ecology and Management* 255: 1575-1583.
- QUINTANA, V., R. MARTÍNEZ, R.A. FIGUEROA, C. KLESSE, F. TORRES & P. CHANDÍA. 1998. Fauna terrestre, medio biótico. Pp. 97-104, en O. Parra y E. Habit (Eds.), *Documento de Síntesis Estudio de Línea Base para la Evaluación de Impacto Ambiental del Complejo Forestal Industrial Itata (Celulosa Arauco y Constitución S.A.)*. Centro Eula, Univ. Concepción, Chile.
- ROZZI, R., D. MARTÍNEZ, M.F. WILLSON & C. SABAG. 1996. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica. Pp. 135-152, en Armesto J.J., C. Villagrán, & M.K. Arroyo (eds.). *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- SEPÚLVEDA-FUENTES, M.A. 2004. Descripción del ensamble avifaunístico del Área Costera Protegida Punta Curiñanco, Valdivia, Chile. Tesis, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- SIEVING, K.E., M.F. WILLSON & T.L. DE SANTO. 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. *Auk* 113: 944-949.
- SIEVING, K.E., M.F. WILLSON & T.L. DE SANTO. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temperate rainforest. *Conservation Biology* 14: 1120-1132.
- SILVA-RODRÍGUEZ, E.A. 2006. Evaluación de conflictos entre zorros chilla (*Pseudalopex griseus*) y agricultura de subsistencia en una localidad rural del sur de Chile: ¿mito o realidad? Tesis, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.

- SILVA-RODRÍGUEZ, E.A., G.R. ORTEGA-SOLÍS & J.E. JIMÉNEZ. 2006. Aves silvestres: actitudes, prácticas y mitos en una localidad rural del sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 13: 2-14.
- SMITH-RAMÍREZ, C. 2004. The Chilean Coastal Range: a vanishing center of biodiversity and endemism in South American temperate forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 373-379.
- STOUFFER, P.C. & R.O. BIERREGAARD. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation and time since isolation. *Ecology* 76: 2429-2445.
- TOMASEVIC, J.A. & C.F. ESTADES. 2008. Effects of the structure of pine plantations on their "softness" as barriers for ground-dwelling forest birds in south-central Chile. *Forest Ecology and Management* 255: 810-816.
- VERGARA, P.M. & J.A. SIMONETTI. 2004. Avian responses to fragmentation of the Maulino forest in central Chile. *Oryx* 38: 383-388.
- VERGARA, P.M. & J.A. SIMONETTI. 2006. Abundance and movement of understory birds in a Maulino forest fragmented by pine plantations. *Biodiversity and Conservation* 15: 3937-3947.
- VUILLEUMIER, F. 1985. Forest birds of Patagonia: ecological geography, speciation, endemism, and faunal history. *Ornithological Monographs* 36: 255-305.
- WILCOVE, D.S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.
- WILLSON, M.F., T.L. DE SANTO, C. SABAG & J.J. ARMESTO. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology* 8: 508-520.
- WILLSON, M.F., T.L. DE SANTO, K.E. SIEVING & J.J. ARMESTO. 2005. Nest success of open-cup nesting birds in Chilean rainforest. *Boletín Chileno de Ornitología* 11: 11-17.