

VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA RIQUEZA, FRECUENCIA RELATIVA Y DIVERSIDAD DE AVES EN HUMEDALES URBANOS DE LLANQUIHUE, SUR DE CHILE

Seasonal variation in the richness, relative frequency and diversity of birds in urban wetlands of Llanquihue, southern Chile

JORGE GALLARDO¹, JAIME RAU¹, ALEJANDRO DE LA FUENTE¹, FIORENZA MARINKOVIC² & CAMILA TEUTSCH²

¹Laboratorio de Ecología, Departamento de Ciencias Biológicas & Biodiversidad, Universidad de Los Lagos, Campus Osorno, Casilla 933, Osorno, Chile

²Patagua Consultores Ltda., Santa Rosa 632, piso 2, Puerto Varas, Chile

Correspondencia: Jaime Rau, jrau@ulagos.cl

RESUMEN.- Entre 2017 y 2018 evaluamos la variación estacional en la riqueza, frecuencia de observación, diversidad proporcional y similitud comunitaria de aves en tres humedales ubicados al interior de la ciudad de Llanquihue: Río Maullín, Laguna Las Ranas y Laguna El Loto. La riqueza de especies y la frecuencia de observación de cada especie la determinamos mediante registros en nueve puntos de conteo (tiempo de observación = 10 min, ángulo visual = 170°, radio de detección = 40 m) localizados en el borde de cada humedal (tres puntos por humedal). Todos los conteos los realizamos durante la mañana (08:30-12:00). Determinamos la diversidad local y estacional de aves sobre la base de dos índices: equitatividad (J') y dominancia (λ) de especies. La similitud comunitaria la determinamos mediante el coeficiente de Jaccard (C_j). Registramos 50 especies de las cuales el 55% son residentes, 20% se reproducen en Llanquihue y 24% fueron vistas con individuos juveniles. La Laguna El Loto presentó la menor riqueza (30 especies) y la Laguna Las Ranas la mayor riqueza (35 especies). La diversidad tendió a ser alta en todos los humedales estudiados ($0,50 < J' < 0,78$; $0,09 < \lambda' < 0,30$) y sus ensambles de aves fueron muy similares entre sí ($C_j > 0,77$ en todos los pares comparados). La mayor riqueza de especies la observamos en primavera y la más baja en otoño (35 y 24 especies, respectivamente). Durante todas las estaciones climáticas las especies más frecuentemente observadas fueron el yeco, huairavo, queltehue, pato jergón chico y la gaviota cahuil. La diversidad de especies fue alta a lo largo de todo el año ($0,10 < \lambda' < 0,25$; $0,56 < J' < 0,78$). Nuestro estudio demuestra que la red de humedales de la ciudad de Llanquihue contiene una alta diversidad avifaunística y que, a pesar del efecto de la urbanización, sigue siendo un ecosistema ecológicamente productivo.

PALABRAS CLAVE: Aves acuáticas, *Chroicocephalus maculipennis*, *Nycticorax nycticorax*, *Phalacrocorax brasilianus*, similitud comunitaria.

ABSTRACT.- Between 2017 and 2018 we evaluated the seasonal variation in richness, recorded frequency, proportional diversity, and community similarity of birds in three wetlands located within of Llanquihue city. We estimate the richness and recorded the frequency of birds observed in nine count points (observation time = 10 min, visual angle = 170°, detection radius = 40 m) located at the edge of each wetland (three points per wetland). All counts were made during the morning (08:30-12:00). We determined the local and seasonal avian diversity based on two indices: species evenness (J') and species dominance (λ). We used the Jaccard coefficient (C_j) to determine the community similarity. We registered 50 species of which 55% are residents and 20% breed in Llanquihue. The Laguna El Loto showed the lowest richness (30 species), and the Laguna Las Ranas the higher richness (35 species). The diversity tended to be high in all studied wetlands ($0.50 < J' < 0.78$; $0.09 < \lambda' < 0.30$), and their bird assemblages were very similar to each other ($C_j > 0.77$ in all pairs compared). We registered the highest species richness in spring and the lowest in autumn (35 and 24 species, respectively). During all the seasons, the most frequently observed species were the Neotropic Cormorants, Black-crowned Night-heron,

Southern Lapwing, Speckled Teal, and Brown-hooded Gull. Species diversity was high throughout the year ($0.10 < \lambda' < 0.25$, $0.56 < J' < 0.78$). Our study shows that the wetland network of Llanquihue city contains a high avifaunal diversity, and despite the effect of urbanization, it remains an ecologically productive ecosystem.

KEYWORDS: Community similarity, *Chroicocephalus maculipennis*, *Nycticorax nycticorax*, *Phalacrocorax brasilianus*, waterfowl.

Manuscrito recibido el 2 de enero 2018, aceptado el 14 de junio 2018.

INTRODUCCIÓN

La población mundial aumenta aceleradamente, particularmente en países en vías de desarrollo, expandiendo los límites de las ciudades y causando irreversiblemente la pérdida de áreas naturales (Morello *et al.* 2000, McKinney 2002). El impacto de la expansión urbana va más allá de los límites de la ciudad, generando cambios ambientales a escala local e incluso a escala global (Grimm *et al.* 2008, Liu *et al.* 2014). Dichos cambios afectan negativamente a la fauna local, ya sea por causa de colisiones con infraestructuras humanas, cambios en la estructura del hábitat y la disponibilidad de alimento, cambios en la abundancia de los depredadores naturales, introducción de especies invasoras y contaminación ambiental (Gómez 2005, Chace & Walsh 2006). Existe innegable evidencia que la urbanización altera las comunidades locales de aves cambiando su riqueza, composición y abundancia (Clergeau *et al.* 1998, Blair 1999). De hecho, las áreas más urbanizadas dentro de una misma región tienden a presentar comunidades de aves similares debido a un proceso de homogenización biótica (McKinney 2006, Clergeau *et al.* 1998), lo cual es el resultado de la reducción de la riqueza de especies combinado con el aumento en la biomasa de aves (Chace & Walsh 2006). Lo anterior se debe en parte a que la urbanización conlleva la alteración y destrucción inmediata de los hábitats originales y su posterior sustitución por vegetación pobre en especies y estructuralmente simple. Inversamente, los indicadores ecológicos de riqueza, abundancia, diversidad y equitatividad aumentan a medida que disminuye el grado de urbanización (Hohtola 1978, Lancaster & Rees 1979, Blair 1999, McKinney 2008). Concordantemente, en un estudio realizado en un área costera del sur de Chile, Cursach & Rau (2008) detectaron que la riqueza de aves disminuye en la medida que aumenta la perturbación humana.

Dado que los asentamientos urbanos son establecidos comúnmente cerca o alrededor de cursos y/o cuerpos de agua permanentes, éstos son los primeros ecosistemas que sufren el impacto negativo de la actividad humana intensa. Estos ecosistemas son particularmente importantes para muchas especies de aves que habitan o usan temporalmente los humedales a lo largo de su ciclo anual como sitios de anidación y forrajeo, transformándose en

áreas importantes de concentración de aves, tanto residentes como migratorias (Bildstein *et al.* 1991, Gauthier *et al.* 2005).

Pese al valor ecológico y social de los humedales a escala global, estos ecosistemas están disminuyendo tanto en extensión como en cantidad (Retamal *et al.* 2013). Las principales causas de esto son el drenaje para las actividades agrícolas, la urbanización y la contaminación (Dugan & Dugan 1990, Zhu & Ehrenfeld 1999). En Chile, el Código de Aguas de 1981 cambió radicalmente el sistema de derechos de aprovechamiento, fortaleciendo la propiedad privada, generando con ello externalidades sociales y medioambientales (Alegria Calvo *et al.* 2000).

Los humedales, ubicados al interior de una ciudad o cercanos a ella, adquieren aún mayor importancia ya que cumplen funciones ecológicas no solo para la vida silvestre sino también para las comunidades humanas. Dentro de estas funciones destacan la regulación de los regímenes hidrológicos y la provisión de recursos de los cuales dependen las comunidades locales vecinas (Zedler & Leach 1998, Bolund & Hunhammar 1999). Casos como el desastre ecológico del Santuario del Río Cruces, donde por acción de la celulosa CELCO más de mil cisnes de cuello negro murieron en el período 2004-2005, generan un punto de quiebre histórico donde los ciudadanos parecen ya no estar dispuestos a pagar los costos ambientales, económicos y de salud ante decisiones mal tomadas, que pasan a llevar sus derechos, su dignidad y sus proyectos de un futuro sustentable (Sepúlveda & Bettati 2005, Ramírez *et al.* 2006).

En Chile, existe escasa información sobre el valor biótico de los humedales localizados dentro de las ciudades. De esta manera, poco sabemos sobre cómo las especies se adaptan a los cambios generados por la urbanización y cuál es el valor ecológico de los humedales urbanos a escala local y regional. Aquí documentamos los resultados de un estudio sobre la variación temporal de la riqueza, diversidad y frecuencia relativa de aves en un sistema de humedales al interior de la ciudad de Llanquihue, sur de Chile. Nuestro objetivo fue determinar el valor avifaunístico de dicho sistema y conocer la dinámica temporal de su ensamble de especies.



Figura 1. Localización de la red de humedales de la ciudad de Llanquihue, sur de Chile. Puntos de conteo: Laguna El Loto, L1, L2 y L3; Laguna Las Ranas, R1, R2 y R3; Río Maullín, M1, M2 y M3.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a un sistema de humedales interconectados localizado al interior de la ciudad de Llanquihue ($41^{\circ}15'00''S$, $73^{\circ}01'00''O$; Fig. 1), sur de Chile. Este sistema de humedales es alimentado superficial y subterráneamente por el lago Llanquihue y Río Maullín. Los cuerpos y cursos de agua que conforman este sistema incluyen la Laguna Baquedano, Laguna El Loto, Laguna Los Helechos, Laguna Las Ranas y el nacimiento del Río Maullín. Para nuestro estudio seleccionamos tres unidades de la red de humedales: las lagunas El Loto y Las Ranas, y el Río Maullín. Los tipos de humedales los determinamos de acuerdo a los criterios de la Convención de Ramsar (Hauenstein *et al.* 2002). El Río Maullín cae en la tipificación M, que incluye ríos y arroyos permanentes y las lagunas El Loto y Las Ranas caen en la tipificación Tp, correspondiente a pantanos, esteros o charcas permanentes de agua dulce. Las unidades muestreadas las seleccionamos por presentar un espejo de agua constante durante todo el año (Fig. 1). Las otras lagunas son temporales y corresponden a zonas de inundación. Para los cálculos de la superficie de cada humedal utilizamos una imagen satelital de Google Earth (19/05/2017), proyectada en UTM, y las operaciones estándar de cálculo geomé-

trico las obtuvimos mediante calculadora de campos en QGIS, versión 2.14 (Team 2012). Además, registramos todos los tipos de actividades antrópicas asociadas a los humedales dentro del período mayo 2017-marzo 2018.

Características de los humedales estudiados

Río Maullín.- Este río divide a la ciudad en dos partes y constituye el único desagüe del lago Llanquihue. El río Maullín presenta un flujo de agua constante todo el año, siendo navegable hasta el punto donde se compenetra con el bosque. El espejo de agua estudiado fue de 3,3 ha, presentando dos islas fluviales de 0,1 y 1,8 ha, respectivamente. Entre las actividades humanas registradas en el lugar de estudio, destaca la pesca por ser una actividad constante todo el año. Esta actividad está basada en la extracción de peces nativos (*e.g.*, puyes [*Galaxias maculatus*]), ejecutándose a las orillas del río y compartiendo las zonas de extracción con los sitios de forrajeo de la garza cuca (*Ardea cocoi*), garza chica (*Egretta thula*) y garza grande (*Ardea alba*). En uno de los puntos de conteo (M1) observamos una pequeña caleta donde los pescadores acumulan los desechos del fileteado de peces, lo cual aumenta la oferta de alimento para aves piscívoras tales como la gaviota cáhuil (*Chroicocephalus maculipennis*), gaviota dominicana (*Larus dominicanus*), huairavo (*Nycticorax nycticorax obscurus*) y yeco (*Phalacrocorax olivaceus*). Además, registramos la presencia frecuente de perros vagos y vertido de basura en las orillas de este río. Durante la época estival observamos actividades recreativas asociadas al turismo local, kayakismo y paseos en bote (remo y/o motor).

Laguna Las Ranas.- Esta laguna está cercana al sector del Río Maullín descrito anteriormente (Fig. 1). Su espejo de agua alcanza una superficie de 1,9 ha. En esta laguna también registramos actividad de pesca, existiendo dos pequeñas caletas cercanas y un embarcadero esporádico de botes, todos cercanos a nuestros puntos de conteo. Sin embargo, en este caso no observamos congregaciones de aves. Otra actividad registrada fue la extracción de mimbre (*Salix viminalis*), una planta utilizada para elaborar productos artesanales. Además, registramos la acumulación de leña trozada obtenida río arriba, presencia constante de perros vagos, acumulación de desechos sólidos en los bordes (*e.g.*, electrodomésticos, chatarra automotriz), y paseos en bote y turismo de observación de aves a lo largo del año.

Laguna El Loto.- Esta laguna está ubicada a 800 m hacia el noroeste del desagüe del Río Maullín y posee un espejo de agua de 2,6 ha. Este cuerpo de agua está totalmente inmerso en la ciudad, rodeado en su totalidad por edi-

Tabla 1. Variación estacional de la composición, riqueza, frecuencia de observación y diversidad proporcional de aves durante los años 2017-2018 en un sistema de humedales de la ciudad de Llanquihue, sur de Chile. O = otoño, I = invierno, P = primavera, V = verano, A = anual. S = riqueza de especies, J' = equitatividad de especies, λ' = dominancia de especies.

Especies	Frecuencia Relativa de Observación														
	Río Maullín					Laguna Las Ranas					Laguna El Loto				
	O	I	P	V	A	O	I	P	V	A	O	I	P	V	A
<i>Rollandia rolland</i>	0	0,22	0	0	0,07	0	0,22	0,13	0,14	0,15	0	0	0	0	0
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	0,67	0,89	1	1	0,89	0,33	0,33	0,88	0,86	0,63	0,67	0,89	1	1	0,93
<i>Ardea cocoi</i>	0,67	0	0	0	0,07	0	0	0	0,14	0,04	0,33	0,44	0,38	0,14	0,33
<i>Ardea alba</i>	0,67	0,67	0	0,14	0,33	0	0,33	0,13	0,57	0,33	0	0	0,13	0,14	0,11
<i>Egretta thula</i>	0,33	0,56	0,88	0,14	0,52	0	0	0	0,43	0,11	0,33	0	0,13	0,43	0,15
<i>Bubulcus ibis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,14	0,07
<i>Nycticorax nycticorax</i>	1	0,44	0,75	0,86	0,7	0	0,11	0,88	0,57	0,44	0,67	1	0,63	0,57	0,74
<i>Theristicus melanopus</i>	0	0,22	0	0	0,07	0	0	0	0,14	0,04	0,67	0,78	1	0,57	0,78
<i>Anas flavirostris</i>	0	0	0,38	0	0,11	0,67	0,78	1	1	0,89	0,67	0,44	0,75	0,86	0,67
<i>Anas georgica</i>	0	0,22	0	0,29	0,15	0,67	1	0,88	0,29	0,74		0,78	0,13	0	0,41
<i>Anas sibilatrix</i>	0	0,22	0,25	0	0,15	0,67	0,67	0,5	1	0,7	0	0,11	0,13	0	0,07
<i>Fulica armillata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,43	0,07	0	0	0	0	0
<i>Fulica leucoptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0,07	0	0	0	0	0
<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	0	0	0	0,14	0,04	0	0,33	0	0	0,11	0	0	0	0,14	0,04
<i>Vanellus chilensis</i>	0,33	0,67	0,5	0,86	0,63	1	0,56	0,25	0,71	0,56	0,67	1	0,5	0,57	0,7
<i>Gallinago paraguaiiae</i>	0	0	0	0,14	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	0,33	0,78	0,63	0,71	0,67	0	0,44	0,63	0,57	0,48	0	0,56	0,88	0,29	0,52
<i>Larus dominicanus</i>	0,67	0,67	0,63	0,86	0,7	0	0	0,25	0,14	0,11	0,33	0,22	0,13	0	0,15
<i>Patagioenas araucana</i>	0	0	0	0,14	0,04	0	0	0	0	0	0,33	0,11	0,13	0	0,11
<i>Sephanoides sephaniodes</i>	0,67	0,22	0,13	0	0,19	0,67	0	0	0	0,07	0,67	0,89	0	0	0,37
<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,33	0,11	0,13	0	0,11
<i>Anairetes parulus</i>	0	0,22	0,38	0,14	0,22	0,33	0	0	0	0,04	0	0,33	0,25	0	0,19
<i>Elaenia albiceps</i>	0	0	0,5	0,86	0,37	0	0	0,38	0,43	0,22	0	0	0,5	0,14	0,19
<i>Hymenops perspicillatus</i>	0	0	0,75	0,14	0,26	0	0	0,88	1	0,52	0	0	0	0	0
<i>Tachuris rubrigastra</i>	0,33	0,33	0,13	0,14	0,3	0,33	0,33	0,13	0,14	0,22	0	0	0	0	0
<i>Xolmis pyrope</i>	0	0,11	0,13	0,14	0,11	0,33	0,67	0,13	0	0,3	0	0,22	0	0	0,07
<i>Phytotoma rara</i>	0,33	0	0	0	0,07	0	0,11	0,13	0,29	0,15	0	0,11	0,13	0	0,07
<i>Tachycineta meyeni</i>	0	0,22	1	1	0,63	0	0,44	1	1	0,7	0	0,11	0,75	1	0,52
<i>Cistothorus platensis</i>	0	0,11	0,13	0,43	0,22	0	0,11	0,25	0,57	0,26	0	0	0	0	0
<i>Troglodytes aedon</i>	0,33	0,44	0,5	0	0,33	0,33	0,22	0,25	0,14	0,22	0,33	0,11	0,25	0	0,15
<i>Turdus falcklandii</i>	0,33	0,78	0,25	0,86	0,59	0	0,44	0,5	0	0,33	0,33	0,67	0	0,29	0,33
<i>Mimus thenca</i>	0	0	0	0	0	0	0,11	0,25	0	0,11	0	0	0,13	0	0,04
<i>Sicalis luteola</i>	0	0	0,38	0,86	0,33	0	0,67	0,5	0,86	0,59	0	0	0,13	0	0,04
<i>Zonotrichia capensis</i>	0	0	0,13	0	0,04	0	0,22	0,13	0	0,15	0,33	0	0	0	0,04
<i>Agelasticus thilius</i>	0	0	0	0,14	0,04	0	0	0,13	0,29	0,11	0	0	0	0	0
<i>Curaeus curaeus</i>	0	0	0	0	0	0,33	0,33	0,13	0	0,19	0	0	0	0	0
<i>Sturnella loyca</i>	0	0,11	0	0	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spinus barbata</i>	0	0	0,25	0,14	0,11	0	0,11	0,88	0,57	0,44	0	0,22	0	0,29	0,15
<i>Cinclodes patagonicus</i>	0,33	0,67	0,5	0,14	0,44	0,67	0,33	0,13	0,14	0,26	0,67	0	0,13	0,14	0,15
<i>Passer domesticus</i>	0	0,67	0,75	0,71	0,63	0	0,11	0,38	0,29	0,22	0	0,67	1	0,71	0,74
S	14	21	23	24	32	12	24	28	28	35	16	21	23	17	30
J'	0,84	0,84	0,8	0,8	0,78	0,79	0,69	0,76	0,77	0,8	0,74	0,7	0,39	0,39	0,5
λ'	0,13	0,1	0,11	0,1	0,09	0,19	0,19	0,12	0,11	0,1	0,19	0,18	0,4	0,57	0,3

ficaciones urbanas. Dentro del área de la laguna registramos un muelle utilizado como lugar de esparcimiento, observándose en sus orillas desechos sólidos (*e.g.*, plásticos, latas, botellas) y la presencia esporádica de perros vagos.

Composición, riqueza y frecuencia relativa de especies

Para determinar la diversidad de aves establecimos tres puntos de conteo en la ribera de cada uno de los cuerpos de agua descrito anteriormente. Estos puntos estuvieron separados 150-200 m entre sí (Fig.1). Todos los conteos fueron realizados durante la mañana (08:30-12:00 h) en todas las estaciones climáticas: otoño, invierno y primavera de 2017, y verano de 2018. En cada punto de conteo el tiempo de observación fue de 10 min y la observación de aves la hicimos dentro de un ángulo visual de 180° y un radio de 40 m hacia el espejo de agua (modificado de Gantz & Rau 1999, Vergara *et al.* 2010). Registramos a toda ave avistada sobre el espejo de agua y en los bordes, incluyendo playas despejadas y vegetación arbustiva y/o arbórea. Para una mejor identificación de las especies, en todas las observaciones utilizamos binoculares (10 x 42 mm). En total realizamos 27 rondas de muestreo: tres en otoño, nueve en invierno, ocho en primavera y siete en verano. Todas las especies registradas fuera de los puntos de conteo no fueron consideradas en los análisis estadísticos, pero las consideramos al describir su estatus de residencia.

Como un indicador de abundancia relativa, determinamos la frecuencia de observación de cada especie sobre la base de los muestreos totales del periodo para cada humedal (Tabla 1). La frecuencia de observación fue calculada siguiendo a Simeone *et al.* (2008): $FRO = SO/ST$, donde FRO es la frecuencia relativa de observación, SO es el número de puntos de observación en los que registramos a una determinada especie y ST es el número total de puntos de observación utilizados. Así, una $FRO = 0$ indicó que la especie estuvo ausente en todas las visitas realizadas a los humedales, mientras que una $FRO = 1$ indicó que la especie fue avistada en todas las ocasiones en todos los puntos de conteo visitados.

Índices de diversidad y similitud comunitaria

La caracterización de los ensamblajes de aves de cada humedal la hicimos sobre la base de los siguientes índices (Tabla 1): riqueza de especies (S), dominancia de Simpson (λ') y equitatividad de Pielou (J'). El índice de Simpson se basa en la siguiente fórmula, $\lambda' = \sum(n/N)^2$, donde n es el número total de organismos de una especie particular y N es el número total de organismos de todas las especies. Los valores obtenidos por este índice resumen el grado de dominancia que puede tener una especie en el ensam-

ble respecto de las demás. El valor de λ' va de 0 a 1, y mientras más cercano a 1 indica mayor dominancia y, por tanto, menor diversidad. El índice de Pielou se basa en el siguiente cálculo, $J' = H'/\log_2 S$, donde H' es el índice de diversidad absoluta de Shannon Wiener y $\log_2 S$ es la diversidad máxima que se obtendría si la distribuciones de abundancia de las especies de toda la comunidad fuesen perfectamente equitativas. Este índice mide la equitatividad entre la abundancia de las especies que conforman un ensamble y considera valores que van desde 0 a 1, donde 1 corresponde a la máxima equitatividad (*i.e.*, todas las especies son igualmente dominantes). Para evaluar que tan similares fueron los ensamblajes de aves entre los tres humedales estudiados, utilizamos el coeficiente de Jaccard (C_j ; Krebs 1989): $C_j = C / (A+B-C)$, donde C es el número de especies comunes a ambas unidades, A y B corresponden al número de especies respectivas en cada par comparado. Este índice está basado en una escala que va desde 0 (disimilitud total) a 1 (similitud total).

Estatus de residencia de las especies

Para determinar el estatus de residencia de las especies consideramos tres categorías: i) residente; *i.e.*, aquella especie con presencia en las cuatro estaciones del año, ii) visitante; *i.e.*, aquella especie con registros en tres o menos estaciones, y iii) esporádica; especie registrada en un punto de observación (ver Anexo 1). Consideramos que una especie tuvo reproducción evidente en el lugar cuando observamos conducta de cortejo, cópulas, construcción de nido, o vimos aves juveniles acompañadas de aves adultas.

RESULTADOS

Composición, riqueza y frecuencia relativa de especies

La riqueza total de especies de aves registradas en el área de estudio fue de 50 (Anexo 1). La mayor riqueza la presentó la Laguna Las Ranas con 35 especies, seguida por el Río Maullín con 32 y la Laguna El Loto con 30 especies (Tabla 1). Las especies observadas con mayor frecuencia en el Río Maullín fueron el yeco, huairavo, la gaviota dominicana, gaviota cáhuil, el gorrión (*Passer domesticus*), la golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*), el queltehue (*Vanellus chilensis*), zorzal (*Turdus falcklandii*) y la garza chica (Tabla 1). En la Laguna Las Ranas, las especies observadas con mayor frecuencia fueron pato jergón chico (*Anas flavirostris*), pato jergón grande (*Anas georgica*), golondrina chilena, pato real (*Anas sibilatrix*), yeco, chirihue (*Sicalis luteola*), queltehue y run-run (*Hymenops perspicillatus*) (Tabla 1). En la Laguna El Loto, el yeco, la bandurria (*Theristicus melanopis*), huairavo, gorrión, queltehue, pato jergón chico, la golon-

drina chilena y la gaviota cáhuil fueron las especies más frecuentemente observadas (Tabla 1).

A lo largo del año detectamos cambios temporales en la riqueza y frecuencia de especies. La mayor riqueza la observamos en primavera y la más baja en otoño (35 y 24 especies, respectivamente). Durante todas las estaciones climáticas, las especies más frecuentemente observadas fueron yeco, huairavo, queltehue, pato jergón chico y gorrión. Algunas especies fueron observadas más frecuentemente en ciertas estaciones climáticas. El churrete (*Cinclodes patagonicus*), pato jergón grande y picaflores chico (*Sephanoides sephaniodes*) fueron registrados más frecuentemente durante otoño. El zorzal fue muy frecuente en invierno. El run-run, fio-fio (*Elaenia albiceps*), golondrina chilena, jilguero (*Spinus barbata*) y chirihue fueron más observados en primavera y verano.

Dominancia, diversidad de especies y similitud comunitaria

La dominancia numérica de especies en los tres humedales tendió a ser baja ($0,09 < \lambda' < 0,30$), mientras la equitatividad numérica de especies tendió a ser alta ($0,50 < J' < 0,78$). En general, la similitud de los ensambles de aves de los tres humedales fue muy alta ($> 0,77$ en todos los pares comparados; Tabla 2). La dominancia fue baja en todas las estaciones climáticas ($0,10 < \lambda' < 0,25$), mientras que la equitatividad fue alta ($0,56 < J' < 0,78$). La menor similitud entre los ensambles estacionales de aves la registramos entre el otoño y el verano ($C_j = 0,58$) y la mayor entre la primavera y el invierno ($C_j = 0,86$; Tabla 2).

Estatus de residencia de las especies

El 56% ($N = 28$) de las especies fue “residente”, el 32% ($N = 16$) fue “visitante” y el 12% (6) de las especies fue “accidental”. Registramos 10 especies con reproducción evidente y observamos 12 especies con individuos juveniles en Llanquihue. Durante los conteos detectamos cuatro especies incluidas en alguna categoría de conservación: becacina (*Gallinago paraguaiiae*), bandurria, cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y garza cuca (República de Chile, 2018). La garza cuca fue avistada en todas las estaciones del año, incluyendo individuos juve-

nils. Las otras especies fueron esporádicas. Registramos 18 especies consideradas como acuáticas (Delany & Scott 2002), pero no observamos especies migrantes boreales. Respecto de la gaviota cáhuil, la cual es considerada una “migrante austral” (Marín 2004), detectamos que es una especie residente en el área de estudio y que nidifica de manera gregaria en la Laguna El Loto.

DISCUSIÓN

La riqueza de especies registrada en nuestro sitio de estudio representa al 11% (50) del total de las especies descritas para el país (438, Marín 2014). Durante nuestras observaciones logramos detectar el 90% de las especies previamente documentadas para la red de humedales de la ciudad de Llanquihue (55 especies, Tapia 2017). Todas las especies observadas en este sistema de humedales han sido también registradas en otros humedales del país tales como en el humedal de Mantagua (Simeone *et al.* 2008), la bahía de Coquimbo (Tabilo *et al.* 2001), la laguna El Peral (Riveros *et al.* 1981), el humedal El Yali (Vilina 1994), las lagunas urbanas de la Inter-comuna Concepción-Talcahuano-San Pedro (González-Gajardo *et al.* 2009) y el humedal Río Cruces (Schlatter & Sielfeld 2006). Una observación interesante al comparar la riqueza de aves entre estos humedales es que parece no haber una relación consistente entre el número de especies y el tamaño del humedal. Claramente, los humedales más extensos (*e.g.*, Río Cruces: 103 especies en 5.000 ha, El Yali: 96 especies en 520 ha; Mantagua: 78 especies en 269 ha) contienen una riqueza de especies considerablemente más alta que el sistema de humedales de Llanquihue (87 ha). Sin embargo, la Laguna El Peral con una superficie de solo 25 ha contiene casi la misma riqueza de aves (55 especies) registrada en Llanquihue. Es posible que esto se deba a que esta laguna, al ser un Santuario de la Naturaleza, tiene medidas de protección permanente y una baja tasa de intervención humana. Por otra parte, las lagunas urbanas de la Inter-comuna Concepción-Talcahuano-San Pedro, con una superficie casi tres veces mayor a la de la red de humedales de Llanquihue (286 ha), solo contienen 26 especies (González-Gajardo *et al.* 2009). Es posible que lo anterior se deba a que esos cuerpos de aguas están inmersos en una matriz altamente urbanizada.

Aunque la diferencia en la riqueza de especies entre los cuerpos de agua estudiados dentro de la ciudad de Llanquihue no fue considerable, la mayor riqueza observada en la Laguna Las Ranas podría explicarse en parte debido a su régimen de agua léntico, el cual atrae a especies adeptas a nadar y buscar alimento sobre el agua (*e.g.*, pato jergón chico, pato jergón grande y pato real). Además, fue el único humedal donde avistamos a la tagua común

Tabla 2. Similitud comunitaria entre los ensambles de aves de tres humedales al interior de la ciudad de Llanquihue, sur de Chile.

	Laguna El Loto	Laguna Las Ranas	Río Maullín
Río Maullín	0,76	0,89	-
Laguna Las Ranas	0,77	-	0,89
Laguna El Loto	-	0,77	0,76

Tabla 3. Similitud comunitaria entre los ensamblajes estacionales de aves en la red de humedales de la ciudad de Llanquihue, sur de Chile a lo largo de un año.

	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Verano	0,583	0,783	0,837	-
Primavera	0,767	0,885	-	0,837
Invierno	0,718	-	0,885	0,783
Otoño	-	0,718	0,767	0,583

(*Fulica armillata*) y a la tagua chica (*Fulica leucoptera*). Por otra parte, la menor riqueza de especies registrada en la Laguna El Loto es explicable por la ausencia de varias especies observadas en los otros cuerpos de agua (Tabla 1). A pesar que su espejo de agua es mayor al de la Laguna Las Ranas, la Laguna El Loto alcanza la menor extensión entre los humedales estudiados y se encuentra totalmente inmersa en la matriz urbana, lo cual pudo haber impedido la presencia de varias especies sensibles a la presencia humana permanente.

Los altos valores anuales de J' en los tres humedales estudiados indican que la red de humedales urbanos de Llanquihue es un sitio de alta diversidad aviar. Esto es a pesar del impacto de las actividades humanas observadas en cada humedal. Tal vez el grado de urbanización actual no es suficiente para disminuir considerablemente la riqueza y/o abundancia de especies. Con excepción del bajo valor de J' durante la primavera y el verano en la Laguna El Loto la diversidad aviar fue alta también durante todas las estaciones climáticas lo que sugiere que hay cierta estabilidad ecológica a lo largo del año. La baja diversidad estival en la Laguna El Loto es explicable en parte por el anidamiento gregario del yeco y gaviota cáhuil, lo cual genera una alta dominancia numérica de estas especies dentro del ensamblaje. De hecho, observamos hasta 150 individuos por cada especie durante ese periodo. La alta similitud comunitaria entre los tres humedales estudiados es explicable por el hecho que todos ellos comparten una gran proporción de especies que mantienen abundancias similares.

Nuestro estudio demuestra que la red de humedales de la ciudad de Llanquihue es un ecosistema que contiene una alta diversidad de especies de aves y que la mayor parte de ellas son residentes. Esto indica que los humedales urbanos de Llanquihue, a pesar del efecto de la urbanización, siguen siendo productivos desde el punto de vista ecológico. Sin embargo, a diciembre del año 2017, la Municipalidad correspondiente aún no presenta la ordenanza para la protección formal de los humedales, lo cual ha permitido que todavía las empresas inmobiliarias construyan encima de estos ecosistemas. De hecho, la ciudad de Llanquihue presenta un aumento sustancial en la

construcción de viviendas en la última década (40% de incremento; Municipalidad de Llanquihue, 2015), ocurriendo un proceso de reemplazo de terrenos con humedales por coberturas vegetales que luego son convertidos a suelos de uso urbano (Parra 1989, Rau & Gantz 2001, Smith Guerra & Romero Aravena 2009).

CONCLUSIONES

El sistema de humedales de Llanquihue presenta un ensamblaje de aves temporalmente estable siendo su variación estacional baja con un leve incremento de especies en la época estival. Por otra parte, los tres humedales estudiados presentaron ensamblajes de aves altamente similares. Considerando solo las características estructurales de los humedales, pudimos detectar que ciertas especies estuvieron presentes únicamente en aquellos más extensos. En términos de conservación biológica, podemos destacar la importancia de estos humedales para las especies que presentan migraciones australes (18 especies con migraciones australes totales o parciales), además de las especies residentes que se reproducen o utilizan la zona durante todo el año. Indiscutiblemente, la red de humedales de la ciudad de Llanquihue está sufriendo un deterioro progresivo mediante el cambio de uso del suelo para la edificación urbana y la contaminación (e.g., residuos domiciliarios, mobiliario urbano, chatarra automotriz). Considerando que esta red de humedales posee un alto potencial para actividades recreativas, educativas y turísticas, y de ahí un alto valor social, es necesaria la urgente participación colaborativa entre las instituciones públicas y/o privadas pertinentes en la elaboración de un programa de conservación y manejo, incluyendo medidas de mitigación, de todo el sistema de humedales, incluyendo el lago Llanquihue.

AGRADECIMIENTOS.- Este estudio fue posible gracias al proyecto “Mapa Interactivo de Humedales Urbanos”, desarrollado por Patagua Consultores Ltda., con el apoyo como organismo asociado del Laboratorio de Ecología de la Universidad de Los Lagos y co-financiado por InnovaChile-Corfo, a través de su línea de Prototipos de Innovación Social. Agradecemos a Jaime E. Jiménez, Cristóbal Pizarro y Soraya Sade, por la revisión de diferentes versiones del manuscrito y, muy especialmente, al Editor Asociado de la RChO, Ricardo Figueroa, por su paciencia y atinentes comentarios y revisiones editoriales. Finalmente, hacemos un reconocimiento a las organizaciones que ya se encuentran desarrollando actividades en pro de la conservación de la avifauna local. Estas organizaciones son la Junta de Vecinos Villa Palena, Fundación para la Superación de la Pobreza, Birds Chile, Fundación

Legado Chile, Programa CORFO de Innovación Social y la Organización Comunitaria “La Rueda”.

LITERATURA CITADA

- ALEGRÍA, M.A., V.L. POZO, M.F. ROJAS & A. LILLO. 2000. Protección de humedales (vegas y bofedales) en el Norte de Chile. Disponible en: www.cartografia.cl/download/mariaalegría.pdf. Consultado el 11 de junio del 2018.
- BILDSTEIN, K.L., G.T. BANCROFT, P.J. DUGAN, D.H. GORDON, R.M. ERWIN, E. NOL & S.E. SENNER. 1991. Approaches to the conservation of coastal wetlands in the Western Hemisphere. *Wilson Bulletin* 103: 218-254.
- BLAIR, R.B. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9: 164-170.
- BOLUND, P. & S. HUNHAMMAR. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29: 293-301.
- CAPLLONCH, P., M.E. ÁLVAREZ & P.G. BLENDINGER. 2011. Sobre la migración de *Elaenia albiceps chilensis* (Aves: Tyrannidae) en Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 55: 229-246.
- CHACE, J.F. & J.J. WALSH. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46-69.
- CLARKE, K.R. & R.N. GORLEY. 2006. PRIMER v6: user manual/tutorial (Plymouth routines in multivariate ecological research). *Plymouth: Primer-E Ltd*.
- CLERGEAU, P., J.P.L. SAVARD, G. MENNECHEZ & G. FALARDEAU. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100: 413-425.
- CURSACH, J. & J.R. RAU. 2008. Influencia de las perturbaciones humanas sobre la diversidad del ensamble de aves costeras en el Seno de Reloncaví, sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 14: 92-97.
- DELANY, S. & D. SCOTT. 2002. *Waterbird population estimates*. Wetlands International Global Series No. 12, Wageningen, Holanda. 226 pp.
- DUGAN, P.J. (Ed.). 1990. *Wetland conservation: a review of current issues and required action*. IUCN, Gland, Suiza. 96 pp.
- GANTZ, A. & RAU, J. 1999. Relación entre el tamaño mínimo de fragmentos boscosos y su riqueza de especies de aves en el sur de Chile. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 24: 85-90.
- GAUTHIER, G., J.F. GIROUX, A. REED, A. BECHET & L. BÉLANGER. 2005. Interactions between land use, habitat use, and population increase in Greater Snow Geese: what are the consequences for natural wetlands? *Global Change Biology* 11: 856-868.
- GÓMEZ, M.H. 2005. Avifauna del campus de la Universidad del Quindío. *Boletín SAO* 15: 42-60.
- GONZÁLEZ, A.L., M.A. VUKASOVIC & C.F. ESTADES. 2011. Variación temporal en la abundancia y diversidad de aves en el humedal del Río Itata, región del Bío-Bío, Chile. *Gayana Zoológica* 75: 170-181.
- GONZÁLEZ-GAJARDO, A., P. VICTORIANO & R. SCHLATTER. 2009. Waterbird assemblages and habitat characteristics in wetlands: influence of temporal variability on species-habitat relationships. *Waterbirds* 32: 225-233.
- GRIMM, N.B., S.H. FAETH, N.E. GOLUBIEWSKI, C.L. REDMAN, J. WU, X. BAI & J.M. BRIGGS. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756-760.
- HAUENSTEIN, E., M. GONZALEZ, F. PEÑA-CORTÉS & A. MUÑOZ-PEDREROS. 2002. Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de la costa de Toltén (IX región, Chile). *Gayana Botánica* 59: 87-100.
- HOHTOLA, E. 1978. Differential changes in bird community structure with urbanisation: a study in central Finland. *Ornis Scandinavica* 9: 94-100.
- KREBS, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins Publishers, New York, USA. 654 pp.
- LANCASTER, R.K. & W.E. REES. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology* 57: 2358-2368.
- LIU, Z., C. HE, Y. ZHOU & J. WU. 2014. How much of the world's land has been urbanized, really? A hierarchical framework for avoiding confusion. *Landscape Ecology* 29: 763-771.
- MARÍN, M. 2004. *Lista comentada de las aves de Chile/Annotated checklist of the birds of Chile*. Lynx Edicions, Barcelona, España. 144 pp.
- MARZLUFF, J.M. & K. EWING. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology* 9: 280-292.
- McKINNEY, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161-176.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- McKINNEY, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation: the impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience* 52: 883-890.
- MORELLO, J.H., G.D. BUZAI, C. BAXENDALE, A. RODRÍGUEZ, S.D. MATTEUCCI, R.E. GODAGNONE & R.R. CASAS. 2000. Urbanización y consumo de tierra fértil. *Ciencia Hoy* 10: 50-61.
- MUNICIPALIDAD DE LLANQUIHUE. 2015. *Plan de desarrollo comunal PLADECO 2015-2018*. Disponible en: <http://www.munillanquihue.cl/assets/pladeco-comuna-llanquihue-2015-2018.pdf>. Consultado el 13 de abril de 2018.
- PARRA, O. 1989. La eutroficación de la Laguna Grande de San Pedro, Concepción, Chile: un caso de estudio. *Ambiente y Desarrollo* 1: 117-136.

- PAVLACKY, D.C. & S.H. ANDERSON. 2007. Does avian species richness in natural patch mosaics follow the forest fragmentation paradigm? *Animal Conservation* 10: 57-68.
- PENNINGTON, D.N. 2003. *Land use effects on urban riparian bird communities during the migratory and breeding season in the greater Cincinnati Metropolitan area*. Tesis Master en Ciencias Ambientales, Miami University, Oxford, EE.UU. 117 pp.
- RAMÍREZ, C., E. CARRASCO, S. MARIANI & N. PALACIOS. 2006. La desaparición del lucheillo (*Egeria densa*) del Santuario del Río Cruces (Valdivia, Chile): una hipótesis plausible. *Ciencia & Trabajo* 20: 79-86.
- RAU, J. & A. GANTZ. 2001. Fragmentación del bosque nativo del sur de Chile: efectos del área y la forma sobre la biodiversidad de aves. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* 72: 109-119.
- REPÚBLICA DE CHILE. 2018. *Inventario nacional de especies de Chile*. Disponible en: <http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/Default.aspx>. Consultado el 13 de abril 2018.
- RETAMAL, M.R., A. ANDREOLI, J.L. ARUMI, J. ROJAS & O. PARRA, O. 2013. Gobernanza del agua y cambio climático: fortalezas y debilidades del actual sistema de gestión del agua en Chile. Análisis interno. *Interciencia* 38: 8-16.
- RIVEROS, G., I. SEREY & P. DROUILLY. 1981. Estructura y diversidad de la comunidad de aves acuáticas de la laguna El Peral, Chile central. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 14: 189-196.
- SCHLATTER, R.P. & W. SIELFELD. 2006. Avifauna y mamíferos acuáticos de humedales en Chile. Capítulo V. *Macrófitos y Vertebrados de los Sistemas Limnícicos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 190 pp.
- SEPÚLVEDA, C. & B. BETTATI. 2005. El desastre ecológico del Santuario del Río Cruces: trizadura institucional y retroceso democrático. *Ambiente y Desarrollo* 20-21: 62-68.
- SIMEONE, A., E. OVIEDO, M. BERNAL & M. FLORES. 2008. Las aves del Humedal de Mantagua: riqueza de especies, amenazas y necesidades de conservación. *Boletín Chileno de Ornitología* 14: 22-35.
- SMITH GUERRA, P. & H. ROMERO. 2009. Efectos del crecimiento urbano del área metropolitana de Concepción sobre los humedales de Rocuant-Andalién, Los Batros y Lengua. *Revista de Geografía Norte Grande* 43: 81-93.
- STRATFORD, J.A. & W.D. ROBINSON. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 85-92.
- TABILO, E. & V. MONDACA. 2001. Aves acuáticas en humedales costeros de la región de Coquimbo, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 8: 13-17.
- TAPIA, R. 2017. *Las aves del Maullín: catálogo y guía para el reconocimiento y protección de las aves del río Maullín, humedales urbanos y costanera del lago Llanquihue*. ONG Corporación Cultural Ciudad de Llanquihue. Llanquihue, Chile. 26 pp.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM. 2012. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- VERGARA, P.M., J.E. JIMÉNEZ & R.P. SCHLATTER. 2010. Effective point-count duration for estimating bird species' richness in Chilean forests. *Zoological Studies* 49: 381-391.
- VICTORIANO, P.F., A.L. GONZÁLEZ & R. SCHLATTER. 2006. Estado de conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. *Gayana Zoología* 70: 140-162.
- VILINA, Y.A. 1994. Apuntes para la conservación del humedal "Estero El Yali". *Boletín Chileno de Ornitología* 1: 15-20.
- WALCOTT, C.F. 1974. Changes in bird life in Cambridge, Massachusetts from 1860 to 1964. *Auk* 91: 151-160.
- ZEDLER, J.B. & M.K. LEACH. 1998. Managing urban wetlands for multiple use: research, restoration, and recreation. *Urban Ecosystems* 2: 189-204.
- ZHU, W.X. & J.G. EHRENFELD. 1999. Nitrogen mineralization and nitrification in suburban and undeveloped Atlantic white cedar wetlands. *Journal of Environmental Quality* 28: 523-529.

ANEXO

Anexo 1. Variación estacional de la composición, riqueza, frecuencia de observación y diversidad proporcional de aves durante los años 2017-2018 en un sistema de humedales de la ciudad de Llanquihue, sur de Chile. O = otoño, I = invierno, P = primavera, V = verano, A = anual, ^b = con reproducción en Llanquihue, ^c = con presencia de juveniles.

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Status
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas flavirostris</i>	Pato jergón chico	R ^b
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas georgica</i>	Pato jergón grande	R ^b
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas sibilatrix</i>	Pato real	R ^b
Anseriformes	Anatidae	<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne de cuello negro	A
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Rollandia rolland</i>	Pimpollo	V

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Status
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Yeco	R ^b
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea cocoi</i>	Garza cuca	R ^c
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	Garza grande	R ^c
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta thula</i>	Garza chica	R
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	Garza boyera	V
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Huairavo	R ^c
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Theristicus melanopus</i>	Bandurria	R ^c
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Jote cabeza negra	R ^c
Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Jote cabeza colorada	V
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>	Bailarín	A
Falconiformes	Falconidae	<i>Milvago chimango</i>	Tiuque	R ^c
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Traro	V
Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica armillata</i>	Tagua	V
Gruiformes	Rallidae	<i>Fulica leucoptera</i>	Tagua chica	V
Gruiformes	Rallidae	<i>Pardirallus sanguinolentus</i>	Pidén	V
Charadriiformes	Laridae	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota cáhuil	R ^b
Charadriiformes	Laridae	<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota dominicana	R ^c
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Queltehue	R ^c
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Gallinago paraguayae</i>	Becacina	A
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas araucana</i>	Torcaza	A
Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucidium nana</i>	Chuncho	A
Apodiformes	Trochilidae	<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Picaflor chico	R
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i>	Martín pescador	V
Passeriformes	Furnariidae	<i>Sylviorthorhynchus desmursii</i>	Colilarga	V
Passeriformes	Furnariidae	<i>Leptasthenura aegithaloides</i>	Tijeral	V
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Anairetes parulus</i>	Cachudito	R ^c
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia albiceps</i>	Fío-fío	V
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Hymenops perspicillatus</i>	Run-run	V
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tachuris rubrigastra</i>	Siete colores	R ^c
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Xolmis pyrope</i>	Diucón	R
Passeriformes	Cotingidae	<i>Phytotoma rara</i>	Rara	R
Passeriformes	Hirundinidae	<i>Tachycineta meyeri</i>	Golondrina chilena	V
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Cistothorus platensis</i>	Chercán de las vegas	R ^b
Passeriformes	Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Chercán	R ^b
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal	R ^c
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus thenca</i>	Tenca	V
Passeriformes	Thraupidae	<i>Sicalis luteola</i>	Chirihue	R ^b
Passeriformes	Emberizidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chincol	R ^b
Passeriformes	Icteridae	<i>Agelasticus thilius</i>	Trile	V
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	Mirlo	A
Passeriformes	Icteridae	<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo	V
Passeriformes	Icteridae	<i>Sturnella loyca</i>	Loica	A
Passeriformes	Fringillidae	<i>Spinus barbata</i>	Jilguero	R ^c
Passeriformes	Fringillidae	<i>Cinclodes patagonicus</i>	Churrete	R
Passeriformes	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	R ^b