ISSN: 0719-7853

REVISTA CHILENA DE ORNITOLOGIA

VOLUMEN 30 NÚMERO 2 - DICIEMBRE DE 2024
PUBLICADA POR LA UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE
aveschile.cl

AvesChile
Unión de Ornitólogos de Chile

REVISTA CHILENA DE
ORNITOLOGÍA

PUBLICADA POR AVES CHILE / UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

La *Revista Chilena de Ornitología* (RChO) publica semestralmente (junio y diciembre) artículos inéditos sobre diversos aspectos de la historia natural, ecología, biología, conservación de aves, conducta y evolución. Esto incluye estudios sobre el rol de las aves en la sociedad (*e.g.*, etno-ornitología, ornitología económica, conflicto aves-humanos, educación ambiental). La revista da especial énfasis a las aves neotropicales, pero artículos de otras regiones son bienvenidos. Los idiomas oficiales de la RChO son el castellano y el inglés. La RChO publica trabajos en cuatro modalidades: Artículos, Comunicaciones Breves, Revisiones/Opiniones y Comentarios de Libros.

EDITOR JEFE

RICARDO A. FIGUEROA R. *Investigador independiente*

EDITORES ASISTENTES

LUCILA MORENO SALAS *Universidad de Concepción, Chile*
BENITO GONZÁLEZ *Universidad de Chile, Chile*

EDITOR ESTADÍSTICO

SERGIO ALVARADO *Universidad de Chile, Chile*

EDITORES ASOCIADOS

CRISTIÁN ESTADES MARFÁN *Universidad de Chile*, *Chile*
GONZALO GONZÁLEZ CIFUENTES *Birding Chile, Chile*
DOMINIQUE G. HOMBERGER *Louisiana State University, EE.UU.*
TOMÁS IBARRA ELIESSETCH *Universidad Católica de Chile, Chile*
SILVINA IPPI *Universidad Nacional del Comahue - CONICET, Argentina*
ALEX E. JAHN *Indiana University, EE.UU.*
ILENIA LAZZONI TRAVERSARO *Universidad de Chile, Chile*
ROY H. MAY *Northern Arizona Audubon Society, EE.UU.*
CRISTÓBAL PIZARRO PINOCHET *Universidad de Concepción, Chile*
ALEJANDRO SIMEONE CABRERA *Universidad Andrés Bello, Chile*
CHARIF TALA GONZÁLEZ *Ministerio del Medio Ambiente, Chile*
NELIDA R. VILLASEÑOR *Universidad de Chile, Chile*

Aves Chile (Unión de Ornitólogos de Chile) es una corporación de derecho privado sin fines de lucro, surgida a inicios de los ochenta y que cuenta con personalidad jurídica desde 1989. Nuestro principal objetivo es promover la conservación y protección de las aves y de sus ambientes; su estudio e investigación, así como también la difusión y educación en la comunidad nacional.

Diseño y diagramación - Marcos Navarro

DIRECTORIO DE LA UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

Presidente	**Director Científico**	**Director**
Cristian Estades Marfán	Francisco Santander	Francisca Izquierdo
Vicepresidente	**Tesorera**	**Secretaria Directiva**
Juan Carlos Torres-Mura	María Angélica Vukasovic	Ilenia Lazzoni Traversaro

Aves Chile · info@aveschile.cl · aveschile.cl

Un loro choroy (*Enicognathus leptorhynchus*) y una cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) acicalándose mutuamente en el invierno de 2023 en un sector agrícola del campus Chillán de la Universidad de Concepción. Fotografía: Jorge Neira Jabalquinto.

.

AvesChile
Unión de Ornitólogos de Chile

¡DISFRUTEN ESTA EDICIÓN!

Estimados lectores, colegas y amigos:
En esta edición encontrarán dos artículos, dos comunicaciones breves y un comentario. Espero que los disfruten plenamente y crezcamos en conocimientos.

ARTÍCULOS

Demasiadas águilas; algo trascendente pasa aquí
Eduardo Pavez nos relata la fascinante concurrencia de águilas moras en el Parque Nacional Fray Jorge. Después de observar una inusual concentración de águilas moras durante abril de 2004 en el parque, Eduardo sospechó de un evento irruptivo gatillado aparentemente por la alta abundancia local de degúes comunes. Para probar sus sospechas, Eduardo monitoreó la abundancia de águilas moras en abril y septiembre de 2004. Durante abril, la densidad de águilas moras varió entre ≈ 7-12 individuos/100 ha. En cambio, en septiembre la densidad de águilas bajó drásticamente a ≈ 1 individuo/100 ha. Mientras hizo sus conteos, Eduardo también recolectó regurgitados y restos de presas de las águilas moras. Su análisis reveló que los degúes comunes constituyeron más de la mitad de todas las presas consumidas por las águilas moras. Esto apoya la idea de que las águilas moras confluyeron en gran número hacia Fray Jorge, debido a la alta abundancia de degúes comunes. Eduardo sugiere que estos fenómenos ecológicos pudieron estar asociados al evento climático El Niño ocurrido entre 2000 y 2004. El estudio de Eduardo es un ejemplo más de cómo las aves rapaces nos transmiten los sucesivos y concatenados fenómenos que ocurren en la naturaleza.

Los "veganos" de la Patagonia
Gabriel Punta, Noelia Domínguez & Belén Crespo describen la dieta de los caiquenes a lo largo de la Patagonia, incluyendo sus zonas de cría y de invernada. Para saber de qué se alimentan los caiquenes, los autores analizaron el tejido vegetal contenido en las heces que ellos recolectaron en distintos lugares. Los autores distinguieron los tipos de plantas basándose en el ordenamiento de las células epidérmicas, estomas, micropelos y otros elementos. Los caiquenes consumieron 34 taxones vegetales, incluyendo plantas nativas y endémicas. Sin embargo, los autores detectaron tres diferencias sorprendentes entre las zonas de cría y la zona de invernada. Primero, en las zonas de cría, los caiquenes consumieron 30 taxones vegetales. En cambio, en la zona de invernada consumieron solo cuatro taxones. Segundo, en las zonas de cría, los caiquenes consumieron mayormente pasto mallín y pasto hilo, obtenidos de vegas o mallines. En su zona de invernada consumieron casi exclusivamente trigo, obtenido en los campos de cultivo. Tercero, ningún taxón vegetal consumido en la zona de cría lo fue en la zona de invernada. Los hallazgos de Gabriel, Noelia & Belén son un tremendo avance hacia una profunda comprensión de la dieta y conducta de alimentación de los "veganos" de la Patagonia.

COMUNICACIONES BREVES

Búho urbano ¿Qué comes en tu ciudad?
María V. Martínez, Ada L. Echevarría & María E. Fanjul nos relatan de qué se alimentan el lechuzón negruzco y el lechuzón orejudo en el entorno urbano de San Miguel de Tucumán, norte de Argentina. En cada caso, ellas obtuvieron solo unos pocos regurgitados (< 25). No obstante, sus resultados arrojan una luz que nos da cierta claridad acerca de lo que comen ambas especies en terrenos urbanos. Un hallazgo relevante de las autoras es que ambas especies de búhos parecen diferir considerablemente en la composición de su dieta. Los regurgitados del lechuzón negruzco indicaron que este depreda únicamente sobre aves, principalmente sobre paseriformes. En contraste, el lechuzón orejudo parece ser más un cazador de roedores, cazando eventualmente algunas aves. Como era esperable, una gran parte de las presas fueron ratas alóctonas comensales del género *Rattus*, las cuales son adeptas a las áreas urbanas. Las autoras proponen que el lechuzón negruzco es un depredador especializado en la captura de aves, y que el lechuzón orejudo es un depredador generalista que consume mayormente roedores. Esta afirmación, siendo aún especulativa, es una buena hipótesis de partida para iniciar un estudio más acabado sobre la dieta de ambas especies en la urbe de Tucumán.

¿Amor sin barreras?
Montserrat del Campo-Parod, Daniel Rabanal, Danny Fuentes-Castillo & Sebastián Muñoz-Leal nos relatan un llamativo caso de acicalamiento mutuo entre un loro choroy y una cotorra argentina en un terreno agrícola de Chillán. Después de su primera observación en junio de 2023, los autores monitorearon la conducta de la "pareja" por casi un mes. Durante ese periodo, la "pareja" se reunió a

menudo sobre las ramas de un roble europeo. Allí, ambos loros vocalizaban, se acicalaban mutuamente el cuello, la cabeza y la nuca. El choroy también alimentó a la cotorra. Al comienzo, la cotorra se resistió a la "amabilidad" del choroy, pero después aceptó tranquilamente el alimento. Como afirman los autores, los actos de acicalamiento recíproco entre loros también pueden surgir entre individuos de diferentes especies y reflejan la capacidad de socialización propia de los psitácidos. Sin embargo, una brecha de este estudio es que el sexo de cada individuo no fue distinguible y no hubo registros de cópulas. Independiente de eso, este reporte nos demuestra que el "amor sin barreras" (en términos amplios) también es posible en las aves silvestres.

COMENTARIO BREVE

¡Rompiendo el patrón!
Dietrich Ristow destaca la diferencia entre cómo eclosionan los polluelos de fardelas en comparación con los polluelos de los otros grupos de aves. Para entender esa diferencia debemos tener en cuenta que los huevos en incubación están siempre en posición horizontal. Típicamente, los polluelos de la mayoría de las aves eclosionan picando verticalmente el cascarón, cerca de la mitad del huevo. Debido a que muchas especies ponen huevos piriformes, los polluelos quiebran el cascarón en dos mitades desiguales. No obstante, Dietrich comenta que esto no es el caso para las fardelas, al menos para cuatro especies. Dietrich ha observado que los polluelos de esas especies de fardela pican el cascarón a lo largo de una circunferencia horizontal que pasa por ambos polos del huevo. En estos casos, los polluelos quiebran el cascarón en dos fragmentos casi idénticos. Así, las fardelas parecen "romper el patrón" respecto del modo típico en que eclosionan los polluelos de la mayoría de las aves. Esto nos confirma que la naturaleza trabaja con patrones y excepciones, aunque estas excepciones en sí mismas llegan a ser patrones a pequeña escala.

¡Espero que expandan sus mentes con la lectura!

Ricardo A. Figueroa
Editor Jefe

Colegas que colaboraron como revisores para las ediciones de junio y diciembre. Los apellidos están en orden alfabético.
Sergio Alvarado, Lucía Bocelli, Cristóbal Briceño, Héctor Cadena, María Dolores Juri, Danny Fuentes-Castillo, Joaquín Foncea Araneda, Anahí Formoso, Benito González, Ricardo Matus, Jaime Rau, Tomas Rivas, Alejandro Simeone, Oscar Skewes, Charif Tala & Jean-Claude Thibault.

Revisor del idioma inglés
Roy May (EE. UU).

IRRUPCIÓN POBLACIONAL Y DIETA DEL ÁGUILA MORA (*GERANOAETUS MELANOLEUCUS*) EN EL PARQUE NACIONAL FRAY JORGE, CENTRO-NORTE DE CHILE

Population irruption and diet of Black-chested Buzzard-eagle (*Geranoaetus melanoleucus*) in the Fray Jorge National Park, central-north Chile

EDUARDO F. PAVEZ

Bioamérica Consultores, Av. Nueva Providencia 1881, of. 2208, Providencia, Santiago, Chile.

Correspondencia: epavez@bioamericaconsultores.cl

RESUMEN. – Entre abril y septiembre de 2004 registré una irrupción poblacional de águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*) en el Parque Nacional Fray Jorge, centro-norte de Chile. En abril, las águilas moras fueron numerosas. Hubo más águilas inmaduras, mayormente de segundo año. La densidad de águilas fue de 11,9 y 6,9 individuos/100 ha en puntos de conteo y transectas, respectivamente. El degú común (*Octodon degus*), una de las presas típicas de las águilas mora, fue también aparentemente abundante. La actividad de vuelo siguió un patrón bimodal, con mayor actividad a media mañana y a media tarde. En septiembre de 2004, observé pocos degúes y la densidad de águilas bajó considerablemente a 0,6 individuos/100 ha tanto en puntos de conteo como en transectas. En esa fecha, hubo mucho más águilas adultas. No hubo un patrón bimodal en la actividad de vuelo. En los regurgitados de las águilas moras identifiqué 491 presas. De estas, 93,5 % fueron mamíferos, 3,9 % aves y 2,6 % reptiles. La presa más consumida fue el degú común, constituyendo el 76 % de los individuos presas y el 66,5 % de toda la biomasa. Estos resultados parecen estar asociados al fenómeno El Niño, ocurrido entre 2000 y 2002.
PALABRAS CLAVES: águilas inmaduras, degú común, fenómeno El Niño, patrón de vuelo, puntos de conteo, transectas.

ABSTRACT. – Between April and September 2004, I recorded a population irruption of Black-chested Buzzard-eagles (*Geranoaetus melanoleucus*) in Fray Jorge National Park, north-central Chile. In April, Black-chested Buzzard-eagles were numerous. There were more immature eagles, primarily second year. The density of eagles was 11.9 and 6.9 individuals/100 ha in count-points and transects, respectively. The degus (*Octodon degus*), a typical prey of Black-chested Buzzard-eagles, was also apparently abundant. Flight activity followed a bimodal pattern, with higher activity in mid-morning and mid-afternoon. In September 2004, the buzzard-eagle density dropped considerably to 0.6 individuals/100 ha at point counts and transects. On that date, there were many more adult buzzard-eagles. I observed a few degus, and there was no bimodal pattern in flight activity. In the regurgitations of Black-chested Buzzard-eagles, I identified 491 prey items. Of these, 93.5 % were mammals, 3.9 % birds and 2.6 % reptiles. The most consumed prey was the degu, constituting 76 % of the prey individuals and 66.5 % of the total biomass. These results seem to be associated with the 2000-2002 El Niño phenomenon.
KEY WORDS: Immature buzzard-eagles, degus, El Niño phenomenon, flight patterns, count points, transects.

INTRODUCCIÓN

En términos generales, las aves rapaces son territoriales, permaneciendo solitarias o en parejas gran parte del año, salvo al final del período reproductivo en que las parejas forman grupos con sus polluelos volantones (del Hoyo *et al*. 1994). Sin embargo, hay excepciones. Algunas especies de buitres pueden agruparse durante la búsqueda de alimento, durante la alimentación y en dormideros comunales (Ferguson-Lees & Christie 2001, Houston 2001, Pavez 2020). Algunas especies de varis (e.g., *Circus cinereus*) pueden reproducirse de manera semicolonial (Jiménez & Jaksic 1988). El aguilucho chico (*Buteo albigula*),

cuyas parejas son territoriales durante la estación reproductiva (Pavez *et al*. 2004), forman bandadas durante la migración (Pavez 2000, 2007, 2024, Rivas-Fuenzalida *et al*. 2023). Las especies carroñeras facultativas u obligadas pueden agruparse en gran número alrededor de fuentes fijas y predecibles de alimento, como comederos y rellenos sanitarios (Donázar 1992, Pavez 2022, Pavez *et al*. 2023). Otro tipo de agregación circunstancial son las irrupciones poblacionales, las que corresponden a un súbito incremento en el número de individuos en un área determinada como respuesta a un aumento repentino en la oferta de alimento (Newton 2006, 2008).

A diferencia de las migraciones, las cuales son regulares y predecibles en el tiempo y espacio (Tala 2006), los movimientos irruptivos son difíciles de predecir. Estos últimos presentan una gran variación en sus patrones temporales y espaciales (Newton 2007). Los movimientos irruptivos de aves rapaces han sido bien estudiados en las regiones árticas, subárticas y australianas (Newton 2006, 2008). En contraste, han sido escasamente estudiados en la región más austral del neotrópico (Juhant *et al*. 2022).

El águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*) ocupa ambas vertientes de la Cordillera de los Andes, desde Venezuela a Tierra del Fuego, y el sur de Brasil y norte de Argentina (Brown & Amadon 1968). En Chile es el accipítrido de mayor talla (Jiménez & Jaksic 1990), distribuyéndose desde Arica a Tierra del Fuego (Goodall *et al*. 1951), ocupando terrenos abiertos, desde el nivel del mar hasta más de 2200 m de altitud (Barros 1967). Los adultos conforman parejas estables que residen en un territorio de forma permanente (Pavez 2001). No obstante, las águilas moras realizan irrupciones invernales en las provincias del centro-oeste de Argentina. Durante estas irrupciones, muchos de los individuos son juveniles nacidos en el mismo año, presumiblemente nacidos en latitudes australes (López *et al*. 2017, Juhant *et al*. 2022). También hay registros de grupos de águilas adultas en torno a basurales en la provincia de Mendoza (Argentina; Ibarra & De Lucca 2015) y en los alrededores de Santiago de Chile (Lobos *et al*. 2011), y de águilas inmaduras en dormideros comunales en Neuquén (Argentina; Hiraldo *et al*. 1995).

El Parque Nacional Fray Jorge está en la zona semiárida del centro-norte de Chile, una región que se ve sometida de forma irregular a lluvias cuya intensidad está muy por sobre el promedio y que se asocia al fenómeno El Niño. Estos eventos producen respuestas a las precipitaciones en la forma de cascadas ascendentes sobre la productividad en regiones normalmente áridas (Holmgren *et al*. 2001, 2006). La ocurrencia del evento El Niño está asociada a los aumentos dramáticos en la densidad de vertebrados en la zona semiárida centro-norte, incluyendo a pequeños mamíferos y sus depredadores (Fulk 1975, Meserve & Le Boulenge 1987, Meserve *et al*. 1995, Jaksic *et al*. 1997, Jiménez *et al*. 1992, Lima & Jaksic 1998, Arim & Jaksic 2005, Lima *et al*. 2006, Farias & Jaksic 2007). En la Provincia de La Pampa, en el centro de Argentina, López *et al*. (2017) reportaron una alta concentración de águilas, planteando la posibilidad de que estuviera relacionada con una explosión demográfica de cuy serrano (*Galea musteloides*) después de un año inusualmente lluvioso relacionado con el fenómeno El Niño.

Aunque la dieta del águila es desconocida en la zona centro-norte de Chile, los estudios realizados en Chile central han revelado que una proporción importante de sus presas son los pequeños mamíferos. Entre estos, destacan el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) y el degú común (*Octodon degus*), un roedor nativo diurno y endémico de Chile central (Schlatter *et al*. 1980, Jiménez & Jaksic 1989, Pavez *et al*. 1992). El degú es una especie de roedor que incrementa numéricamente después de un evento El Niño (Jaksic *et al*. 1997, Gutiérrez *et al*. 2010). El águila puede ser un buen modelo de estudio de movimientos irruptivos dada su dieta especializada en especies de micromamíferos con poblaciones fluctuantes (Jaksic *et al*. 1997, López *et al*. 2017, Juhant *et al*. 2022).

En abril de 2004 visité el Parque Nacional Fray Jorge y observé una abundancia extraordinariamente alta de águilas y degúes. De acuerdo con mi conocimiento previo del parque, aquello parecía ser un evento irruptivo de águilas moras asociado a un incremento poblacional de degúes. Frente a este escenario, me propuse caracterizar la dieta del águila en el Parque Nacional Fray Jorge y describir lo que parecía ser un evento irruptivo de esta especie, asociado a un incremento poblacional de degú post evento de El Niño.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Parque Nacional Bosque Fray Jorge (30°38’ S, 71°40’ O; de aquí en adelante Fray Jorge) es una Reserva de la Biosfera de 10 000 ha en la zona semiárida del centro-norte de Chile. La vegetación en Fray Jorge está conformada por el matorral espinoso semiárido y por remanentes del bosque de niebla que han estado protegidos del pastoreo y de la perturbación humana desde 1941 (Squeo *et al*. 2004). El matorral espinoso incluye arbustos espinosos caducifolios y siempreverdes, los cuales crecen sobre un sustrato principalmente arenoso (Muñoz 1985, Hoffmann 1989, Gutiérrez *et al*. 1993). Bajo el sotobosque hay diversas especies de hierbas. El clima es mediterráneo semiárido, con una precipitación escasa a lo largo del año. Entre 1989 y 2008, la precipitación media fue de 133 mm (Gutiérrez *et al*. 2010). El 90 % de las aguas lluvias cae durante los meses de invierno (mayo-septiembre), siendo

los veranos cálidos y secos (Gutiérrez *et al*. 2010).

Entre los micromamíferos presentes en Fray Jorge están el degú común, el ratón chinchilla (*Abrocoma bennetti*), el ratón oliváceo (*Abrothrix olivaceus*), el ratón de pelo largo (*A. longipilis*), el ratón orejudo de Darwin (*Phyllotis darwini*), el ratón colilargo (*Oligoryzomys longicaudatus*) y la yaca (*Thylamys elegans*) (Meserve 1981a, 1981b). Los principales depredadores de estos pequeños mamíferos incluyen al zorro culpeo (*Lycalopex culpaeus*), la lechuza (*Tyto alba*), el pequén (*Athene cunicularia*), el tucúquere (*Bubo magellanicus*) y el chuncho (*Glaucidium nana*) (Fulk 1976, Jaksic *et al*. 1981, 1992, 1993, 1997, Meserve *et al*. 1987, Salvatori *et al*. 1999). Entre las aves rapaces diurnas más abundantes están el águila mora y el tiuque (*Milvago chimango*) observándose durante todas las estaciones climáticas (Jaksic *et al*. 1993, 1997). Otras especies de aves rapaces diurnas frecuentes en el área son el peuco (*Parabuteo unicinctus*), al aguilucho (*Geranoaetus polyosoma*) y al cernícalo (*Falco sparverius*) (Jaksic *et al*. 1997, Gutiérrez *et al*. 2010). Algunas especies esporádicas son el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), el halcón perdiguero (*Falco femoralis*), el vari, el bailarín (*Elanus leucurus*) (Jaksic *et al*. 1997) y el peuquito (*Accipiter chilensis*) (Tala & Mussa 1995). El número de depredadores en el parque es inusualmente alto porque contiene el hábitat de matorral intacto más grande que queda en el centro-norte de Chile (Bahre 1979).

Conteo de las águilas

En 2004 realicé dos campañas a Fray Jorge. La primera fue entre el 5 y el 7 de abril y la segunda entre el 16 y el 19 de septiembre. La duración de las campañas y el tiempo invertido en el muestreo fueron arbitrarios. Esto fue por razones logísticas, tales como el acceso entre sitios de muestreo y pernocte, y del tiempo disponible para dos campañas en el contexto de otras actividades en la zona. El fotoperíodo en abril y septiembre fue relativamente similar, con la salida del sol a las 06:59 y 06:41 h y la puesta del sol a las 18:34 y a las 18:37 h, respectivamente.

Usé dos métodos para contar a las águilas: (i) conteo desde un punto de ventaja y (ii) conteo a lo largo de transectas. El primer método consistió en contar a las águilas y otras especies de aves rapaces en vuelo desde un punto elevado (370 m s.n.m) con amplia visibilidad (Reynolds *et al*. 1980). El punto estuvo en la parte centro-oriente del parque (30°38’ S, 71°37’ O). Desde este punto registré a las águilas dentro de un radio de ≈ 800 m. El conteo fue durante un día en cada campaña y entre las 9:00 y 17:00 h (GMT-3). Los conteos los hice de manera intermitente cada 15 min, completando 31 conteos en el día. Para evitar sesgos en la estimación de la frecuencia de vuelo debido a las variaciones en las condiciones meteorológicas (Richardson 1978), hice los conteos solo en días con el cielo despejado de nubes.

El segundo método de conteo consistió en el registro de águilas a lo largo de recorridos pedestres por los caminos interiores del parque. Estos recorridos cubrieron áreas independientes del área cubierta desde el punto fijo. Durante la campaña de abril cubrí 36 km distribuidos en cinco transectas, con una longitud de 7,2 ± 5,2 km por transecta (media ± DE). Durante la campaña de septiembre cubrí 77,4 km distribuidos en 19 transectas, con una longitud de 3,9 ± 2,6 km por transecta (media ± DE). En todas las transectas cubrí un ancho visual aproximado de 200 m a cada lado de la línea de progresión.

Cuando registré a las águilas desde el punto fijo y desde las trasectas, diferencié entre individuos adultos e inmaduros. Cuando fue posible, a cada individuo lo asigné a una de las seis clases de edad propuestas por Pavez (2019), diferenciando entre individuos inmaduros desde uno a cinco años y adultos. En todos los conteos usé binoculares 10 x 50 para discriminar mejor las diferencias entre los patrones de coloración del plumaje.

Determinación de la dieta

Para determinar la dieta de las águilas moras analicé 360 egagrópilas y 106 restos de presas (*i.e*., esqueletos, cráneos, plumas) recolectados bajo ocho nidos. Los nidos estaban en las proximidades de las transectas pedestres. En abril recolecté 319 egagrópilas y 27 restos de presas bajo tres nidos. En septiembre recolecté 41 egagrópilas y 79 restos de presas bajo los mismos tres nidos, más otros cinco. Confirmé que los nidos eran de águilas moras por la presencia de estas en el interior del nido o por sus plumas bajo los nidos y en los alrededores.

Ambos tipos de muestras fueron analizadas en seco. Los cráneos y piezas dentarias de los roedores presa fueron identificados mediante las claves taxonómicas de Reise (1973). Los restos de presas fueron identificados mediante colecciones de referencia. Identifiqué las presas hasta el máximo nivel de resolución taxonómica posible. El número mínimo de individuos para cada especie lo determiné mediante el número de elementos corporales únicos (*e.g*., cráneos) o pareados (*e.g*., mandíbulas), identificados en las egagrópilas y restos de presas (Muñoz-Pedreros & Rau 2004). Para cuantificar la dieta, utilicé el índice de importancia numérica, calculado como el porcentaje de individuos presas de un tipo sobre el total de presas. Además, usé la frecuencia de ocurrencia (Marti *et al*. 2007) y la biomasa que cada ítem representó.

Abundancia de presas

Por razones logísticas y de tiempo disponible, no estimé cuantitativamente la abundancia de las presas del águila.

Sin embargo, en el caso particular del degú común, registré de forma cualitativa su abundancia en ambas campañas mediante una impresión visual a lo largo de las transectas. Así, determiné arbitrariamente su abundancia como "escasa" al observar < 5 individuos por km y como "abundante" al observar > 50 individuos por km. Esta abundancia percibida la corroboré indirectamente a través de comunicaciones personales de guardaparques y lugareños. Además, recurrí a los datos publicados por otros autores sobre estimaciones cuantitativas de abundancia de degú común en el parque durante el período de mi estudio.

RESULTADOS

Abundancia de águilas y su relación de edades

Abril. En el curso de los 31 conteos realizados durante un día en abril en el punto fijo, hice 741 registros de águilas, con un promedio de 23,9 ± 5,2 águilas por conteo (media ± DE; Fig. 1). Esto representó una densidad promedio por conteo de 11,9 águilas/100 ha. En el 86,1 % de los registros no pude determinar la edad de las águilas. En los 103 registros en que pude determinar la edad, el 98 % fueron águilas inmaduras. Estas fueron mayormente individuos con plumaje de primer y segundo año (30,1 y 41,7 %, respectivamente). Los individuos del tercer, cuarto y quinto año constituyeron proporciones más pequeñas (13,6, 8,7 y 3,9 %, respectivamente; Fig. 2). La actividad de vuelo en abril tuvo un patrón bimodal. La mayor parte de la actividad ocurrió entre la mitad de la mañana y el mediodía y la mitad de la tarde (Fig. 1).

A lo largo de las transectas hice 100 registros de águilas, lo que representó una densidad de 6,9 águilas/100 ha. En el 92 % de los registros pude determinar la edad de

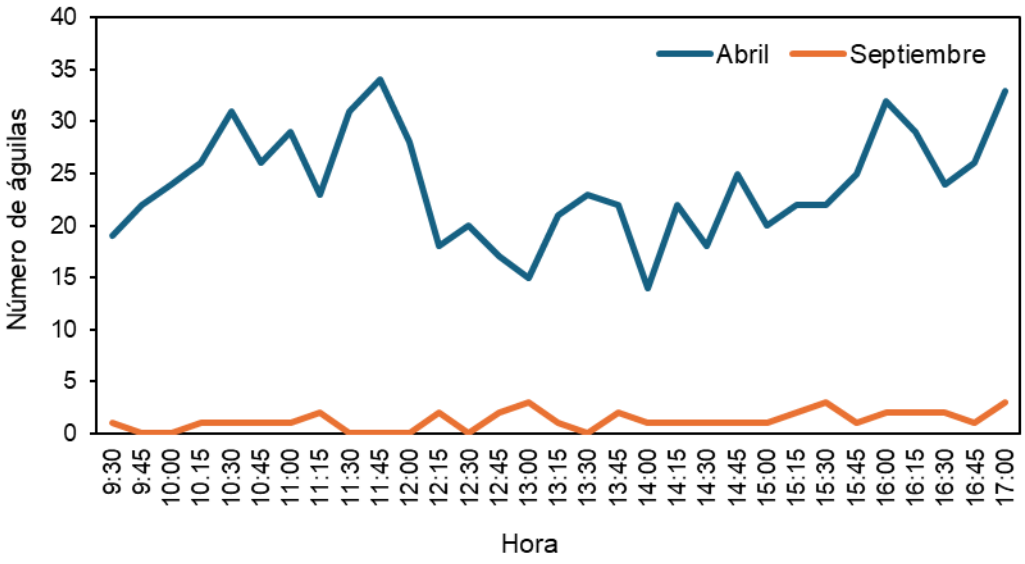

Figura 1. Número de águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*) registradas cada 15 minutos desde un punto fijo, en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, zona centro-norte de Chile.

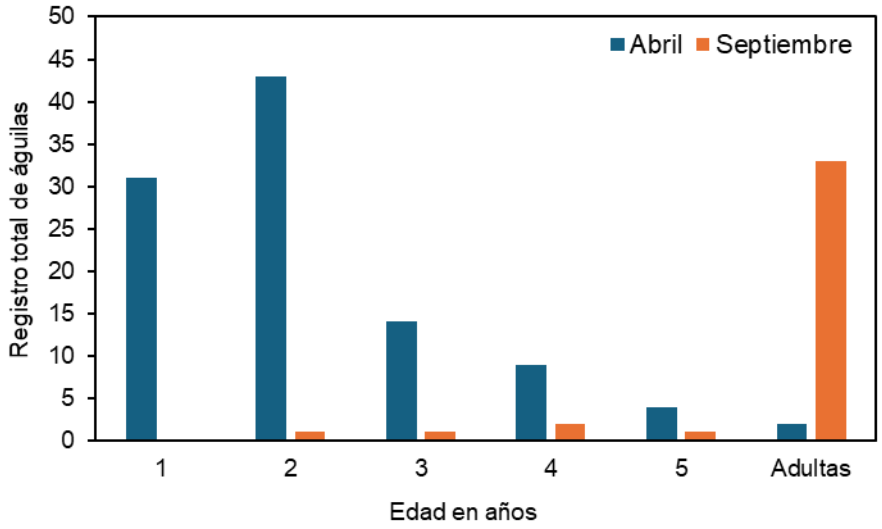

Figura 2. Número total de águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*) registradas desde un punto fijo según edad, en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, zona centro-norte de Chile.

las águilas. Las águilas inmaduras fueron mucho más numerosas que las adultas (87 % vs 13 %). Entre las águilas inmaduras, la mayoría de los individuos tuvo plumaje del segundo año (35,9 %), seguidos de individuos con plumaje del primer año (19,6 %). Similar a lo observado en el punto fijo, en las transectas los individuos con plumaje del tercer, cuarto y quinto año tuvieron proporciones mucho más pequeñas (16,3, 7,6 y 7,6 %, respectivamente; Fig. 3).

Septiembre. En el curso de 31 conteos realizados durante un día en septiembre desde el punto fijo, hice 38 registros de águilas, con una media de 1,2 ± 0,9 águilas por conteo (Fig. 1). Esto representó una densidad promedio de 0,6 águilas/100 ha por conteo. En el 100 % de los registros pude determinar la edad de las águilas. Las águilas adultas fueron considerablemente más numerosas que las águilas inmaduras (86,8 % vs 13,2 %). Entre las águilas inmaduras hubo individuos del segundo, tercer, cuarto y quinto año (2,6, 2,6, 5,3 y 2,6 %, respectivamente; Fig. 2). Las águilas no mostraron un patrón bimodal en su actividad de vuelo, como ocurrió en abril. Más bien, hubo una actividad pareja durante el día (Fig. 1).

A lo largo de las transectas, hice 19 registros de águilas. Esto representó una densidad de 0,6 águilas/100 ha. En el 100 % de los registros pude determinar la edad de las águilas. Los individuos adultos fueron casi dos veces más numerosos que los individuos inmaduros (63,2 y 36,8%, respectivamente). Como observé en el punto de conteo, las águilas inmaduras incluyeron individuos con plumaje del segundo, tercer, cuarto y quinto año (5,3, 5,3, 10,5 y 15,8 %; Fig. 3).

Abundancia de otras especies de rapaces. En las transectas y en el punto fijo, también registré otras especies de

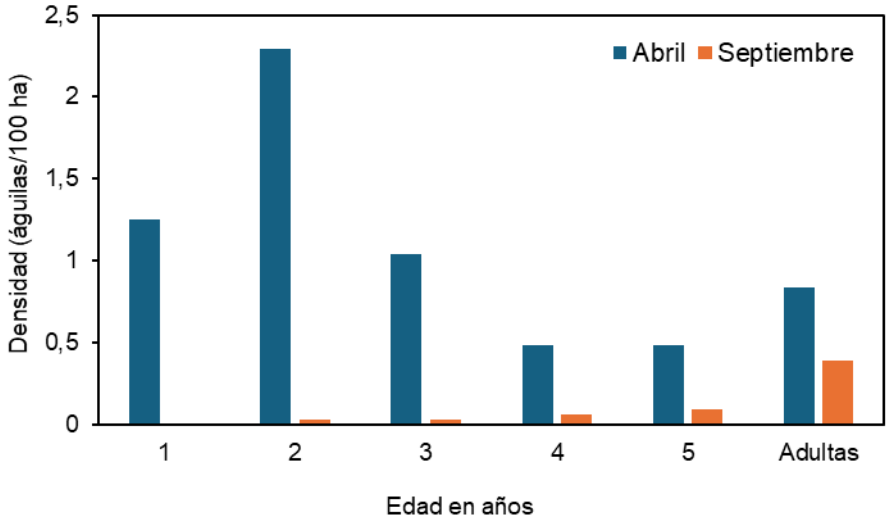

Figura 3. Densidad de águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*) registrada en las transectas según su clase de edad, en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, zona centro-norte de Chile.

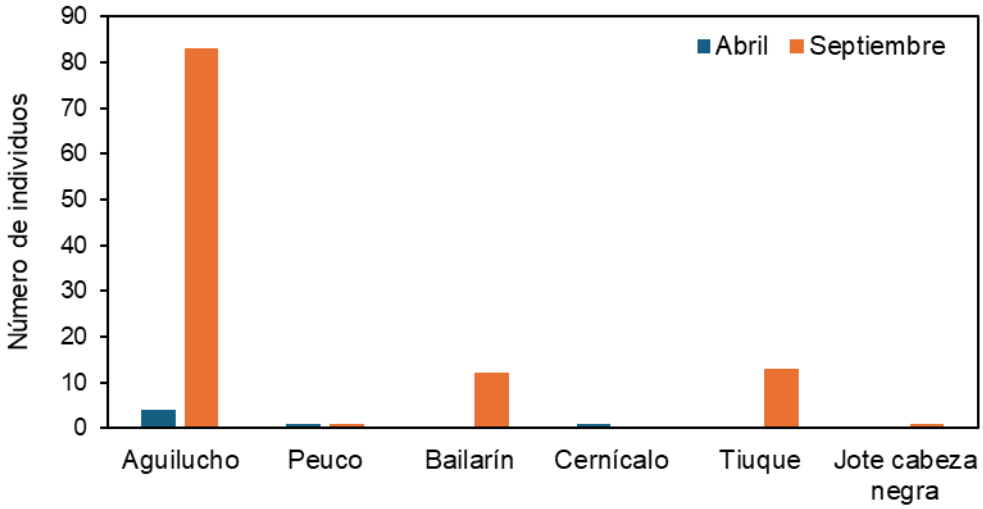

Figura 4. Número total de registros de aguilucho variable (*Geranoaetus polyosoma*), peuco (*Parabuteo unicinctus*), bailarín (*Elanus leucurus*), cernícalo (*Falco sparverius*), tiuque (*Milvago chimango*) y jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*), en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, zona centro-norte de Chile.

aves rapaces. En abril registré tiuques, cernícalos, peucos y aguiluchos variables, en tanto que en septiembre registré tiuques, cernícalos, bailarines, aguiluchos variables, peucos, jotes de cabeza negra (*Coragyps atratus*) y jotes de cabeza colorada (*Cathartes aura*). Exceptuando al aguilucho variable, las otras especies fueron poco frecuentes. Para el caso del aguilucho variable, en el punto fijo hice cuatro registros en abril y 84 en septiembre. Esto representó un promedio de 0,1 ± 0,4 y 2,7 ± 1,3 aguiluchos por conteo (media ± DE), respectivamente (Fig. 4), y una densidad de 0,05 y 1,34 aguiluchos/100 ha, respectivamente. A lo largo de las transectas, el patrón de abundancia de aguiluchos variables se mantuvo. Sin embargo, la abundancia fue mayor en septiembre comparada con abril (0,14 y 0,48 aguiluchos/100 ha, respectivamente).

Dieta. Entre los regurgitados y restos de presa, identifiqué 491 presas, las cuales incluyeron mamíferos, aves y

Tabla 1. Dieta del águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*) determinada a partir de egagrópilas y restos de presas recolectadas en abril y septiembre de 2004 en el Parque Nacional Fray Jorge, centro-norte de Chile.

		Egagrópilas			Restos de presas			Combinados		
Presas	Masa[1] (en g)	N	% F	% B	N	% F	% B	N	% F	% B
Mamíferos		[365]	[94,8]	[95,29]	[94]	[88,7]	[91,24]	[459]	[93,5]	[94,15]
Degú común (*Octodon degus*)	184	303	78,7	75,35	70	66	44,18	373	76	66,54
Degú costino (*Octodon lunatus*)	200	17	4,4	4,6	8	7,5	5,49	25	5,1	4,85
Ratón chinchilla (*Abrocoma benetti*)	231	29	7,5	9,05	7	6,6	5,55	36	7,3	8,06
Cururo (*Spalacopus cyanus*)	100	1	0,3	0,14	1	0,9	0,34	2	0,4	0,19
Ratón orejudo de Darwin (*Phyllotis darwini*)	62	1	0,3	0,08	0	0	0	1	0,2	0,06
Roedor no determinado	155	10	2,6	2,09	0	0	0	10	2	1,5
Conejo (*Oryctolagus cuniculus*)	1.300	2	0,5	3,51	8	7,5	35,68	10	2	12,6
Ovino (*Ovis aries*[2])	-	1	0,3	-	0	0	-	1	0,2	-
Mamífero no determinado	346	1	0,3	0,47	0	0	0	1	0,2	0,34
Aves		[11]	[2,9]	[3]	[8]	[7,5]	[7]	[19]	[3,9]	[4,13]
Perdiz chilena (*Nothoprocta perdicaria*)	400	0	0	0	2	1,9	2,74	2	0,4	0,78
Codorniz (*Callipepla californica*)	180	3	0,8	0,73	1	0,9	0,62	4	0,8	0,7
Peuco (*Parabuteo unicinctus*)	900	0	0	0	1	0,9	3,09	1	0,2	0,87
Diuca (*Diuca diuca*)	40	1	0,3	0,05	0	0	0	1	0,2	0,04
Passeriforme no determinado	40	2	0,5	0,11	4	3,8	0,55	6	1,2	0,23
Ave no determinada	312	5	1,3	2,11	0	0	0	5	1	1,51
Reptiles		[9]	[2,3]	[1,71]	[4]	[3,8]	[1,77]	[13]	[2,6]	[1,72]
Culebra de cola larga (*Philodryas chamissonis*)	150	7	1,8	1,42	3	2,8	1,54	10	2	1,45
Iguana (*Callopistes maculatus*)	65	0	0	0	1	0,9	0,22	1	0,2	0,06
Reptil no determinado	107	2	0,5	0,29	0	0	0	2	0,4	0,21
Total de presas[3]		385	100	100	106	100	100	491	100	100
Egagrópilas								360		
Restos de presas								106		

[1] Tomadas de Jiménez & Jaksic (1989), Pavez *et al.* (1992), E. Pavez datos no publicados. Las masas de las presas no identificadas corresponden al promedio de las masas de las presas más cercanas taxonómicamente.
[2] Posiblemente consumida como carroña.
[3] Los totales pueden estar sobreestimados porque es posible que algunas presas hayan sido contadas más de una vez.

reptiles (93,5, 3,9 y 2,6 % del total de individuos presas, respectivamente; Tabla 1). Las presas más consumidas por las águilas fueron el degú común (76,0 %), el ratón chinchilla (7,3 %) y el degú costino (*Octodon lunatus*; 5,1%). Entre las aves y los reptiles consumidos por las águilas destacaron la codorniz (*Callipepla californica*; 0,8 %) y la culebra de cola larga (*Philodryas chamissonis*; 2,0 %). Los mamíferos constituyeron el grueso de la biomasa (94,2 %). Los degus comunes contribuyeron con un 66,5 % de la biomasa total (Tabla 1). En términos del número de presas, el conejo europeo fue poco frecuente y su aporte de biomasa no superó el 13 % de toda la biomasa consumida. Las aves y los reptiles representaron tan solo un 4,1 % y 1,7 % de la biomasa consumida, respectivamente.

Al analizar de manera separada los regurgitados y los restos de presa, los órdenes de importancia de la frecuencia y biomasa de los mamíferos, las aves y los reptiles fueron similares en ambos tipos de muestras. Tanto en los regurgitados como en los restos de presa, el degú común fue la especie presa más frecuente y la que hizo el mayor aporte de biomasa (Tabla 1). El conejo tuvo una baja frecuencia en los restos de presa y en los regurgitados (< 7,5 %).

Abundancia del degú

Durante el curso de las transectas pedestres realizadas en abril, observé una gran e inusual abundancia de degus comunes, la que percibí como "abundante" (> 50 individuos por km de transecta), y secundariamente más abundante fue el ratón chinchilla. En septiembre la abundancia de los degus comunes cayó abruptamente. En esta fecha solo observé < 5 individuos por km de transecta. Según el relato de los guardaparques, los degus comunes ya habían "desaparecido repentinamente" en junio, junto con las águilas moras (L. Jopia com. pers.). Tampoco registré ratones chinchillas durante septiembre en las transectas pedestres.

Registro de nidos de águilas moras

Durante abril, a lo largo de una de las transectas pedestres, registré una pareja de águilas nidificando sobre un cactus con dos polluelos en el nido de casi cinco semanas de edad (Pavez 2001). La estructura del nido era pequeña comparado con los otros nidos observados en el área. Durante las transectas pedestres de septiembre, recorrí el área del nido y luego de una exhaustiva revisión llegué a la conclusión de que la pareja que observé nidificando abandonó la zona.

DISCUSIÓN

Irrupción poblacional de águilas moras

Aquí describo por primera vez el arribo irruptivo de águilas en Fray Jorge, principalmente de águilas inmaduras. Este arribo coincidió con un incremento aparente en la abundancia del degú común y del ratón chinchilla. Durante el evento irruptivo, las águilas mostraron una actividad de vuelo bimodal, siendo más activas a media mañana y mediodía, con un pico secundario a media tarde. Este patrón de vuelo es coherente con lo descrito por Jiménez & Jaksic (1989) acerca de la actividad de las águilas moras en San Carlos de Apoquindo, Chile central.

En septiembre, cinco meses después del evento irruptivo, registré una caída notoria en la abundancia de águilas. Además, observé un cambio en la composición etaria, habiendo más águilas adultas. Durante este periodo no observé el patrón bimodal de actividad de vuelo, posiblemente por el bajo número de registros. Durante septiembre también observé una mayor riqueza y abundancia de otras especies de aves rapaces. Entre estas, destacó la alta abundancia del aguilucho variable, el cual había sido poco abundante en abril.

Los cambios en la composición etaria de las águilas moras entre abril y septiembre son coherentes con un movimiento irruptivo cuyo componente principal son individuos no reproductores. Como muestran los resultados, en septiembre la relación numérica entre las águilas adultas y las inmaduras se invirtió marcadamente.

De los individuos inmaduros registrados en abril desde el punto fijo, solo un tercio tuvo plumaje de primera muda, pudiendo ser algunos de ellos nacidos en el área en la temporada reproductiva anterior. Sin embargo, la fracción restante de individuos inmaduros tuvo un plumaje de dos a cinco años. Posiblemente, esos individuos fueron águilas errantes que arribaron al área aprovechando el aumento en la oferta de presas. Esta situación fue más evidente en las transectas. A lo largo de estas, la frecuencia de las águilas con plumaje de primera muda y con plumaje de 2 a 5 años alcanzó casi el 21 y 78 % de los registros, respectivamente. La caída en la proporción de águilas inmaduras desde uno a cinco años observada en abril, puede ser consecuencia de la mortalidad, la que influiría en la estructura etaria poblacional.

El hecho de que las águilas de segunda muda fueran más abundantes que las de primera muda es explicable porque una proporción de estas últimas posiblemente permanecía aún en el territorio paterno y no participaron del evento irruptivo. En la zona central, las águilas inmaduras abandonan el nido en enero y su actividad en el territorio paterno decae gradualmente hasta llegar a un mínimo en octubre. En esta fecha, las águilas nacidas en el periodo reproductivo anterior ya tienen casi 10 meses de edad (Pavez 2001). Otros factores asociados a la edad también pudieron influir en las diferentes proporciones de las clases de edad durante el evento irruptivo. Por ejemplo, una

parte de las águilas inmaduras de mayor edad pudo haberse establecido en territorios fuera del área de estudio, no teniendo la necesidad de desplazarse hacia el parque.

Aunque no es descartable que en los eventos de irrupción poblacional también participen águilas adultas, esto podría ocurrir en menor medida considerando que la mayoría de las águilas adultas deberían estar emparejadas y establecidas en un territorio de forma sedentaria (Pavez 2001). Una prueba de ello es que la densidad de las águilas adultas observada en abril y en septiembre en las transectas fue de 0,8 y 0,4 águilas/100 ha (Fig. 3). Esta diferencia fue mucho menor comparada con aquella de las águilas inmaduras. La densidad de estas últimas en abril y septiembre fue de 5,6 y 0,2 águilas/100 ha, respectivamente. Además, la densidad de las águilas adultas en las transectas (0,8 y 0,4 águilas/100 ha en abril y septiembre, respectivamente) fue similar a la densidad de las águilas territoriales observada por Pavez (2001) en San Carlos de Apoquindo, Chile central (0,6 águilas/100 ha). Cabe destacar que la densidad de las águilas adultas registradas en las transectas en septiembre fue similar a la densidad promedio registrada por Jaksic *et al*. (1997) entre 1989 y 1994 en Fray Jorge (0,32 águilas/100 ha).

La alta densidad de águilas observada en abril podría ser una respuesta numérica ante el incremento en la oferta de presas (Jaksic *et al*. 1997, Salvatori *et al*. 1999). Estas densidades estuvieron por sobre las densidades promedio registradas en Fray Jorge entre 1989 y 1994 por Jaksic *et al*. (1997; 0,32 águilas/100 ha). Además, fueron mayores a las densidades máximas post evento de El Niño 1991-92 (0,49 águilas/100 ha; Jaksic *et al*. 1997).

Frente a un incremento en la abundancia de presas, los depredadores pueden responder numéricamente mediante inmigración desde las áreas periféricas o aumentando su éxito reproductivo en el mismo sitio (Solomon 1949). Cuando la abundancia de presas declina, el número de depredadores disminuye debido a la emigración, menor tasa reproductiva o mortalidad. Las aves rapaces, específicamente las águilas, poseen una tasa reproductiva relativamente baja (*e.g*., 1,8 polluelos volantones por pareja por año; Pavez 2001), un rango amplio de movimientos y alcanzan la madurez sexual recién a los cinco años. Durante los primeros cinco años las águilas no se establecen en un territorio definido. Por esta razón, el aumento explosivo en el número de águilas en abril y la caída abrupta de su abundancia en septiembre serían más bien explicables por un proceso de inmigración (Newton 2006, 2008) hacia un sitio con alta concentración de presas.

Eventual exclusión espacial entre águilas moras y aguiluchos variables

Jiménez & Jaksic (1989) determinaron que la mayor frecuencia de agresiones interespecíficas de águilas en Chile central era con los aguiluchos variables. Lo mismo observé en la misma zona entre 1987 y 1989 (datos no publicados). Ambas especies pueden competir por sitios de nidificación, perchas y presas. De hecho, Schlatter *et al*. (1980) encontraron que en Chile central el águila mora y el aguilucho variable tienen una dieta extremadamente similar, conduciendo a una alta sobreposición de sus nichos tróficos. Sin embargo, las águilas moras tienden a consumir presas de mayor tamaño, lo cual resulta en ciertas diferencias en el consumo de los recursos presas.

En Fray Jorge, el contraste en la abundancia del aguilucho variable entre abril y septiembre pudo reflejar algún grado de competencia. Así, la irrupción numérica de las águilas moras en Fray Jorge pudo disuadir a los aguiluchos variables de usar las mismas áreas. De los cuatro aguiluchos variables registrados desde el punto fijo en abril, dos estuvieron involucrados en agresiones con águilas moras. Junto con esto, los aguiluchos emitieron frecuentemente vocalizaciones de alarma. En cambio en septiembre, no observé a los aguiluchos variables involucrarse en agresiones con águilas ni emitieron voces de alarma. Esto coincide con la abrupta disminución de la abundancia de las águilas moras. Cabe destacar que la abundancia de los aguiluchos variables observada en septiembre es bastante mayor que la observada por Jaksic *et al*. (1997) en Fray Jorge entre 1989 y 1994 (0,13 aguiluchos/100 ha).

En suma, la irrupción poblacional de las águilas moras en Fray Jorge pudo haber evitado un alza en la abundancia de los aguiluchos variables. Esta situación tendió a "normalizarse" después de que la densidad de águilas moras decayó hasta llegar a un nivel sostenido. No obstante, dada la alta densidad de los aguiluchos variables observada en septiembre, no es descartable la ocurrencia de un evento irruptivo de aguiluchos después de la irrupción de las águilas moras. Cabe destacar que los eventos de desierto florido son concurrentes con altas abundancias transitorias de aguiluchos variables (Pavez 2019). Además, en las estribaciones andinas de la provincia de Mendoza, centro de Argentina, ocurren eventos irruptivos invernales de águilas moras y aguiluchos variables de manera simultánea (Juhant *et al*. 2022).

Dieta de las águilas y su relación con la abundancia local de presas

Este estudio incluye la primera caracterización de la dieta del águila en la zona centro-norte de Chile. Esta incluyó una alta proporción de micromamíferos, particularmente del degú común. Dado que las águilas moras son depredadores oportunistas (Pavez *et al*. 1992), la composición de la dieta documentada aquí pudo ser influenciada por la

alta disponibilidad del degú común. Mis resultados coinciden con los primeros estudios cuantitativos de la dieta de las águilas moras en la precordillera de Santiago, Chile central. En esta localidad, Schlatter *et al*. (1980) encontraron que la dieta de las águilas moras estuvo compuesta principalmente por degus y secundariamente por conejos europeos (58 y 19 % de todas las presas, respectivamente). Estudios posteriores revelaron que las águilas moras en la precordillera de Santiago disminuyeron el consumo de degus y aumentaron el consumo de conejos. Jiménez & Jaksic (1989) encontraron que los degus y los conejos constituyeron respectivamente el 32 y 15 % de todas las presas consumidas. Pavez *et al*. (1992, 2010) detectaron una relación inversa entre la proporción de degus comunes y conejos europeos (19 y 44 % de todas las presas, respectivamente).

Pavez *et al*. (2010) explican que la menor depredación de degus en la precordillera de Santiago es debido a la expansión urbana. El consiguiente cambio del uso del suelo y la degradación del paisaje natural pareció perjudicar al degú y favorecer al conejo europeo. Aunque es tentador pensar que el alto consumo de degus por las águilas moras en Fray Jorge refleja la condición natural de esta área, tal consumo podría ser explicable por la alta disponibilidad temporal de esa presa. Sin embargo, la proporción de conejos y degus en la dieta de las águilas en Fray Jorge pudo haber cambiado después de que finalizara mi estudio. Esto por dos razones. Primero, la abundancia de conejos y liebres (*Lepus capensis*) en Fray Jorge aumentó dramáticamente con el efecto prolongado del evento El Niño 2000-2002. Segundo, hubo una considerable disminución en el número de zorros debido a un brote de parvovirus (Gutiérrez *et al*. 2010). Esto último pudo haber mantenido alta la disponibilidad de ambas especies de lagomorfos en el área.

La influencia del clima en la abundancia de las águilas y sus presas

El clima es un factor determinante en las fluctuaciones numéricas de los organismos (Turchin 1995, Berryman 1999). En las regiones áridas, las precipitaciones pueden desencadenar cascadas ascendentes en la productividad (Holmgren *et al*. 2006). Por ejemplo, el aumento de las precipitaciones causadas por el fenómeno El Niño resulta en el aumento de productividad vegetal y de la abundancia de los pequeños mamíferos y sus depredadores (Brown & Ernest 2002, Meserve *et al*. 2003, Lima *et al*. 2006, Farias & Jaksic 2007). Estudios de largo plazo en Fray Jorge han revelado que existe una relación directa entre la cantidad de lluvia caída y el número de micromamíferos. Gutiérrez *et al.* (2010) registraron fuertes incrementos en la abundancia del ratón oliváceo, ratón orejudo de Darwin y del degú común en Fray Jorge después de un periodo de lluvias abundantes causado por el evento El Niño. Lo observado por Gutiérrez *et al.* (2010) es coincidente con la alta y baja abundancia de degú común que observé en abril y septiembre de 2004, respectivamente.

Jaksic *et al*. (1997) estimaron la abundancia de micromamíferos y sus predadores en Fray Jorge durante 11 estaciones reproductivas y no reproductivas, con datos de 66 meses entre 1989 y 1994. Como respuesta a las precipitaciones asociadas al evento de El Niño 1991-1992, estos autores observaron importantes aumentos en la abundancia de micromamíferos y de aves rapaces, con máximos en 1992-1993. Para el caso del águila, su abundancia llegó en la primera mitad de 1993 a un 54% sobre el promedio, cayendo abruptamente en la segunda mitad de 1993.

Nidificación desfasada de algunas parejas de águilas moras

Dentro de mis observaciones, cabe destacar el registro de una pareja de águilas nidificando en abril, con polluelos de casi cinco semanas. Esto representa unos cuatro meses de retraso respecto de la fenología reproductiva observada normalmente en Chile central (Pavez 2001). Además, destaca la precariedad de la estructura del nido y la ausencia de la pareja en septiembre. Tal vez algunas de las águilas maduras que arribaron durante el evento irruptivo se emparejaron y se reprodujeron aprovechando la abundancia transitoria de presas y luego abandonaron el área. Además, es posible que las águilas residentes hayan relajado su conducta territorial frente a la alta densidad de águilas foráneas en su territorio.

Comentario final

Existen numerosos estudios entre la relación del evento El Niño y el aumento y disminución en la abundancia de micromamíferos y sus predadores en Fray Jorge (Jaksic *et al*. 1997, Salvatori *et al*. 1999, Holmgren *et al*. 2006, Gutiérrez *et al*. 2010). Sin embargo, ninguno vincula explícitamente las alzas observadas en la abundancia de los depredadores con procesos de inmigración, ni menos con eventos irruptivos. De hecho, Jaksic *et al*. (1997), no pudieron determinar si el aumento en la abundancia de los depredadores en Fray Jorge luego del evento de El Niño 1991-92 fue por inmigración, reproducción, o ambos.

Aunque mi estudio tiene un limitado horizonte temporal, este reveló algunos aspectos desconocidos de la historia natural de las águilas moras. Conocer la frecuencia, magnitud y relevancia ecológica de los fenómenos irruptivos es desafiante y requiere estudios sistemáticos de largo plazo. Para comprender bien la significancia ecológica de estas irrupciones poblacionales es necesario cuantificar las interacciones interespecíficas entre depre-

dadores y los estratos etarios involucrados. Además, es posible que los eventos irruptivos tengan en el presente y en el futuro patrones diferentes a los ocurridos en el pasado, considerando el actual escenario del aumento en la frecuencia, duración y magnitud de El Niño y de cambio climático global (Díaz *et al*. 2001, Herbert & Dixon 2002, Gutiérrez *et al*. 2010).

AGRADECIMIENTOS. – Agradezco a Josefina S. Pavez, Eduardo M. Pavez, al editor jefe Ricardo Figueroa, al editor asociado Sergio Alvarado y a dos revisores anónimos por su revisión y comentarios, los que contribuyeron a mejorar el relato del manuscrito. También agradezco a Luis Jopia, guardaparque de CONAF, por sus comentarios personales en terreno.

LITERATURA CITADA

Arim, M. & F.M. Jaksic. 2005. Productivity and food web structure: Association between productivity and link richness among top predators. *Journal of Animal Ecology* 74: 31-40.

Bahre, C.J. 1979. Destruction of the natural vegetation of north-central Chile. *University of California Publications in Geography* 23: 1-118.

Barros, R. 1967. Notas sobre el tiuque cordillerano y el águila. *Revista Universitaria* (Chile) 52: 105-112.

Berryman, A.A. 1999. *Principles of population dynamics and their applications*. Stanley Thornes Publishers Ltd., Cheltenham, Reino Unido.

Brown, L. & D. Amadon. 1968. *Eagles, hawks and falcons of the world*. McGraw-Hill Company, Nueva York, EE. UU. 945 pp.

Brown, J.H. & S.K.M. Ernest. 2002. Rain and rodents: complex dynamics of desert consumers. *BioScience* 52: 979-987.

Del Hoyo, J., A. Elliott & J. Sargatal [eds.]. 1994. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 2. Lynx Edicions, Barcelona, España.

Díaz, H.F., M.P. Hoerling & J.K. Eischeid. 2001. ENSO variability, teleconnections and climate change. *International Journal of Climatology* 21: 1845-1862.

Donázar, J. 1992. Muladares y basureros en la biología y conservación de las aves en España. *Ardeola* 39: 29-40.

Farias, A.A. & F.M. Jaksic. 2007. Effects of functional constraints and opportunism on the functional structure of a vertebrate predator assemblage. *Journal of Animal Ecology* 76: 246-257.

Ferguson-Lees, J. & D.A. Christie. 2001. *Raptors of the World*. Christopher Helm, Londres, Reino Unido.

Fulk, G.W. 1975. Population ecology of rodents in the semiarid shrublands of Chile. Occassional Papers, *The Museum Texas Tech University* 33: 1-40.

Fulk, G.W. 1976. Owl predation and rodent mortality: A case study. *Mammalia* 40: 423-427.

Goodall, J.D., A.W. Johnson & R.A. Phillipi. 1951. *Las aves de Chile, su conocimiento y sus costumbres*. Volumen II. Platt Establecimientos Gráficos, Buenos Aires, Argentina. 443 pp.

Gutiérrez, J.R., P.L. Meserve, F.M. Jaksic, L.C. Contreras, S. Herrera & H. Vásquez. 1993. Dynamics and structure of vegetation in a Chilean semiarid thorn scrub community. *Acta Oecologica* 14: 271-285.

Gutiérrez, J.R, P.L. Meserve, D.A. Kelt, A. Engilis, M.A. Previtali, W.B. Milstead & F.M. Jaksic. 2010. Long-term research in Bosque Fray Jorge National Park: Twenty years studying the role of biotic and abiotic factors in a Chilean semiarid scrubland. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 69-98.

Herbert, J.M. & R.W. Dixon. 2002. Is the El Niño phenomenon changing as a result of global warming? *Physical Geography* 23: 196-211.

Hiraldo, F., J.A. Donazar, O. Ceballos, A. Travaini, J. Bustamante & M. Funes. 1995. Breeding biology of a Grey Eagle-Buzzard (*Geranoaetus melanoleucus*) population in Patagonia. *Wilson Bulletin* 107: 675-685.

Hoffmann, A. 1989. *Flora silvestre de Chile: zona central*. Segunda edición. Ediciones Fundación Claudio Gay, Santiago, Chile.

Holmgren, M., M. Scheffer, E. Ezcurra, J.R. Gutiérrez & G.M.J. Mohren. 2001. El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 89-94.

Holmgren, M., P. Stapp, C.R. Dickman, C. Gracia, S. Graham, J.R. Gutiérrez, C. Hice, F. Jaksic, D.A. Kelt, M. Letnic, M. Lima, B.C. López, P.L. Meserve, W.B. Milstead, G.A. Polis, M.A. Previtali, M. Richter, S. Sabaté & F.A. Squeo. 2006. A synthesis of ENSO effects on drylands in Australia, North America and South America. *Advances in Geosciences* 6: 69-72.

Houston, D. 2001. *Vultures & condors*. Worldlife Library, Voyager Press, Stillwater, Minnesota, EE. UU. 72 pp.

Ibarra, J. & E. De Lucca. 2015. Águilas moras (*Geranoaetus melanoleucus*), víctimas de electrocución en Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina. *Nótulas Faunísticas* (Segunda Serie) 176: 1-7.

Jaksic, F.M., H.W. Greene & J.L. Yáñez. 1981. The guild structure of a community of predatory vertebrates in central Chile. *Oecologia* 49: 21-28.

Jaksic, F.M., J.E. Jiménez, S.A. Castro & P. Feisinger. 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.

Jaksic, F.M., P.L. Meserve, J.R. Gutiérrez & E.L. Tabilo.1993. The components of predation on small mammals in semiarid Chile: preliminary results. *Revista Chilena de Historia Natural* 66: 305-321.

Jaksic, F.M., S.I. Silva, P.L. Meserve & J.R. Gutiérrez. 1997. A long-term study of vertebrate predator responses to an El Niño (ENSO) disturbance in western South America. *Oikos* 78: 341-354.

Jiménez, J.E. & F.M. Jaksic. 1988 Ecology and behavior of

southern South American Cinereous Harriers, *Circus cinereus*. *Revista Chilena de Historia Natural* 61: 199-208.

Jiménez, J.E. & F.M. Jaksic. 1989. Behavioral ecology of Grey Eagle-buzzards, *Geranoaetus melanoleucus*, in Central Chile. *Condor* 91: 913-921

Jiménez, J.E. & F.M. Jaksic. 1990. Historia natural del águila *Geranoaetus melanoleucus*: una revisión. *Hornero* 13: 97-110.

Jiménez, J.E., P. Feisinger & F.M. Jaksic. 1992. Spatiotemporal patterns of an irruption and decline of small mammals in northcentral Chile. *Journal of Mammalogy* 73: 356-364.

Juhant, M.A., J.F. Therrien & J.I. Areta. 2022. Winter irruption of two *Geranoaetus* hawks in the Monte Desert of Argentina. *Journal of Raptor Research* 56: 180-189.

Lima, M. & F.M. Jaksic. 1998. Population variability among three small mammal species in the semiarid Neotropics: The role of density-dependent and density-independent factors. *Ecography* 21: 175-180.

Lima, M., M.A. Previtali & P.L. Meserve. 2006. Climate and small rodent dynamics in semiarid Chile: the role of lateral and vertical perturbations and intra-specific processes. *Climate Research* 30: 125-132.

Lobos, G., P. Bobadilla, A. Alzamora & R. Thomson. 2011. Patrón de actividad y abundancia de aves en un relleno sanitario de Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 107-113.

López, C.M., J.M. Grande & P.M. Orozco-Valor. 2017. Unusual concentration of Black-chested Buzzard-Eagles in Central Argentina. *Journal of Raptor Research* 51: 489-491.

Marti, C.D., M. Bechard & F.M. Jaksic. 2007. Food habits. Pp. 129-152 *en* Bird D.M. & K.L. Bildstein (eds.) *Raptor research and management techniques*. Hancock House, Blaine, EE. UU.

Meserve, P.L. 1981a. Resource partitioning in a Chilean semi arid small mammal community. *Journal of Animal Ecology* 50: 745-757.

Meserve, P.L. 1981b. Trophic relationships among small mammals in a Chilean semiarid thorn scrub community. *Journal of Mammalogy* 62: 304-314.

Meserve, P.L. & E. Le Boulenge. 1987. Population dynamics and ecology of small mammals in the northern Chilean semiarid region. *Fieldiana Zoology New Series* 39: 413-431.

Meserve, P.L., E.J. Shadrick & D.A. Kelt. 1987. Diets and selectivity of two Chilean predators in the northern semi-arid zone. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 93-99.

Meserve, P.L., J.A. Yunger, J.R. Gutiérrez, L.C. Contreras, W.B. Milstead, B.K. Lang, K.L. Cramer, S. Herrera, V.O. Lagos, S.I. Silva, E.L. Tabilo, M.A. Torrealba & F.M. Jaksic. 1995. Heterogeneous responses of small mammals to an El Niño Southern Oscillation in north-central semiarid Chile and the importance of ecological scale. *Journal of Mammalogy* 76: 580-595.

Meserve, P.L., D.A. Kelt, W.B. Milstead & J.R. Gutiérrez. 2003. Thirteen years of shifting top-down and bottom-up control. *BioScience* 53: 633-646.

Muñoz, M. 1985. *Flores del Norte Chico*. Dirección de Bibliotecas, Municipalidad de La Serena, La Serena, Chile. 95 pp.

Muñoz-Pedreros, A. & J. Rau. 2004. Técnicas y métodos de estudio: estudio de egagrópilas. Pp. 265-280 *en* Muñoz-Pedreros, A. & J. Yáñez (eds.) *Mamíferos de Chile,* segunda edición ampliada. CEA Ediciones, Chile.

Newton, I. 2006. Advances in the study of irruptive migration. *Ardea* 94: 433-460.

Newton, I. 2007. Irruptive migration. Pp. 523-561 *en* Newton, I. (ed.) *The migration ecology of birds*, Academic Press.

Newton, I. 2008. *The ecology of bird migration*. Academic Press, Londres, Reino Unido.

Pavez, E.F. 2000. Migratory movements of the White-throated Hawk (*Buteo albigula*) in Chile. *Journal of Raptor Research* 34: 143-147.

Pavez, E.F. 2001. Biología reproductiva del águila *Geranoaetus melanoleucus* (Aves: Accipitridae) en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* 74: 687-697.

Pavez E.F. 2007. *Buteo albigula* en vuelo migratorio en Chile central. *Boletín Chileno de Ornitología* 13: 64.

Pavez, E.F. 2019. Descripción de las especies de aves rapaces de Chile. Pp. 45-166 *en* Muñoz-Pedreros, A., J. Rau & J. Yáñez (eds.) *Aves Rapaces de Chile*. Segunda edición ampliada. CEA ediciones, Chile.

Pavez, E.F. 2020. Uso de un posadero comunal por el cóndor andino (*Vultur gryphus*) en la región más antropizada de Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 26: 4-12.

Pavez, E.F. 2022. Use of a feeding station by Andean Condor in central Chile. *Journal of Raptor Research* 56: 430-439.

Pavez, E.F. 2024. Movimientos migratorios del aguilucho variable (*Geranoaetus polyosoma*) y del aguilucho chico (*Buteo albigula*) en los Andes de Chile central. *Revista Chilena de Ornitología* 30: 41-52.

Pavez, E.F., C.A. González & J.E. Jiménez. 1992. Diet shifts of Black-chested Eagles (*Geranoaetus melanoleucus*) from native prey to European Rabbits in Chile. *Journal of Raptor Research* 26: 27-32.

Pavez. E., G. Lobos & F. Jaksic. 2010. Cambios de paisaje en Chile central y sus efectos sobre micromamíferos y aves rapaces. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 99-111.

Pavez, E.F., P. Pascua & B.A. González. 2023. Landfill use by Andean Condors in Central Chile. *Journal of Raptor Research* 7: 617-627.

Pavez, E.F., C. González, B.A. González, C. Saucedo, S. Alvarado, J.P. Gabella & A. Arnelo. 2004. Nesting of the White-throated Hawk *Buteo albigula* in Central Chile. *Journal of Raptor Research* 38: 186-189.

Reise, D. 1973. Clave para el reconocimiento de los cráneos de marsupiales y roedores chilenos. *Gayana* 27: 3-20.

Reynolds, R.T., J.M. Scott & R.A. Nussbaum. 1980. A

variable circular plot-method for estimating bird numbers. *Condor* 82: 309-313.

Richardson, W.J. 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos* 30: 224-272.

Rivas-Fuenzalida, T., S. Castrilli, E. Ziehlmann & K. Burgos-Andrade. 2023. A migratory bottleneck for the White-Throated Hawk *Buteo albigula* in the Andean Foothills of Central Chile. *Ornitología Neotropical* 34: 167-173.

Salvatori, V., G, Vaglio-Laurin, P.L. Meserve & L. Boitani. 1999. Spatial organization, activity, and social interactions of culpeo foxes in northcentral Chile. *Journal of Mammalogy* 80: 711-719.

Schlatter, R.P., J.L. Yáñez & F.M. Jaksic. 1980. Food-niche relationships between Chilean Eagles and Red-backed Buzzards in central Chile. *Auk* 97: 897-898.

Solomon, M.E. 1949. The natural control of animal populations. *Journal of Animal Ecology* 18: 1-35.

Squeo F.A., J.R. Gutiérrez & I.R. Hernández. 2004. *Historia natural del Parque Nacional Bosque Fray Jorge*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile. 331 pp.

Tala, C. 2006. Qué hacen aquí esas gaviotas… qué hacen aquí, tan lejos de su lugar natal. *Boletín Veterinario Oficial* N° 5, I semestre. 24 pp.

Tala, C. & J. Mussa. 1995. Observación de peuquito (*Accipiter bicolor chilensis*, Philippi y Landbeck, 1864) en el Parque Nacional Fray Jorge, IV Región. *Boletín Chileno de Ornitología* 2: 24-25.

Turchin, P. 1995. Population regulation: Old arguments and a new synthesis. Pp. 19-40 *en* Capuccino, N. & P.W. Price (eds.) *Population dynamics: New approaches and synthesis*. Academic Press, San Diego, California, EE. UU.

Manuscrito recibido el 2 de julio de 2024, aceptado el 28 de octubre de 2024.

Procesado por Sergio Alvarado, editor asociado.

DIETA DEL CAIQUÉN (*Chloephaga picta*) EN SUS ÁREAS DE REPRODUCCIÓN Y DE INVERNADA

Diet of the Upland Goose (*Chloephaga picta*) on its breeding and wintering grounds

GABRIEL PUNTA[1,2], NOELIA DOMÍNGUEZ[1] & BELÉN CRESPO[3]

[1]Instituto de Investigaciones en Hidrobiología, Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud, Gales 48, (U9100CKN) Trelew, Chubut, Argentina.
[2]Secretaría de Pesca de la Provincia del Chubut, Avenida Libertad 279, (U9103HEC) Rawson, Chubut, Argentina.
[3]Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud, Inmigrantes 58, (U9100AMB) Trelew, Chubut, Argentina.

Correspondencia: gabrielpunta@gmail.com

RESUMEN.- La dieta del caiquén (*Chloephaga picta*) es poco conocida. Aquí, describimos la dieta del caiquén en sus zonas de cría y de invernada. Entre 2015 y 2021, recolectamos 88 heces de caiquenes en su zona de cría en la Patagonia austral. Entre 2013 y 2017, obtuvimos 53 heces en su zona de invernada en la provincia de Buenos Aires. Identificamos los componentes de la dieta mediante análisis microhistológico. Los caiquenes consumieron 30 taxones vegetales en sus zonas de cría y cuatro en su zona de invernada. Aunque las gramíneas (poáceas) fueron las más frecuentes en las heces de ambas zonas, las dietas difirieron notablemente. En la zona de cría, el pasto de mallín (*Poa pratensis*) y el pasto hilo o unquillo (*Poa lanuginosa*) tuvieron la mayor frecuencia de ocurrencia: 24 % y 32 %, respectivamente. En la zona de invernada, el trigo (*Triticum* sp.) alcanzó una frecuencia de ocurrencia de 76 %. Ningún taxón vegetal presente en las heces de la zona de cría estuvo en las heces de la zona de invernada. Nuestros resultados revelaron que las gramíneas constituyen la base de la dieta anual de los caiquenes, y que los trigales serían un recurso alimenticio esencial en su zona de invernada.
Palabras clave: Análisis microhistológico, gramíneas, pasto de mallín, *Poa*, trigo, unquillo.

ABSTRACT.- The diet of the Upland Goose (*Chloephaga picta*) is little known. Here, we describe the diet of the Upland Goose on its breeding and wintering grounds. Between 2015 and 2021, we collected 88 Upland Goose feces from their breeding grounds in southern Patagonia. Between 2013 and 2017, we collected 53 feces from wintering grounds in Buenos Aires Province. We identified dietary components by microhistological analysis. The Upland Geese consumed 30 plant taxa on their breeding grounds and four on their wintering grounds. Although grasses (Poaceas) were the most frequent in the feces of both areas, diets differed markedly. Kentucky Bluegrass (*Poa pratensis*) and Downy Bluegrass (*Poa lanuginosa*) had the highest occurrence frequency in the feces from breeding area (24 % and 32 %, respectively). Wheat (*Triticum* sp.) reached an occurrence frequency of 76 % in the wintering area. No plant taxa present in the feces of the breeding area were present in the feces of the wintering area. Our results revealed that grasses are the primary component of the Upland Goose round-year diet and that wheat crops constitute an essential food resource in their wintering area.
Key words: Downy Bluegrass, grasses, Kentucky Bluegrass, microhistological analysis, *Poa*, wheat.

INTRODUCCIÓN

Los anátidos (*i.e.*, patos, cisnes y gansos) se caracterizan por una dieta predominantemente herbívora, aunque varias especies consumen una alta proporción de pequeños invertebrados, especialmente durante las etapas juveniles (Carboneras 1992, Johnsgard 2010). La escasa informa-

ción sobre la dieta de los gansos sudamericanos indica que estos se alimentan principalmente de pasturas tiernas (Martin *et al*. 1981, Summers & Grieve 1982, Punta *et al*. 2021). Esto es explicable porque los brotes de ciertas pasturas son más apetitosos y digeribles que los pastos maduros, ya que contienen menor cantidad de lignina. Además, las pasturas jóvenes alcanzan un mayor valor nutritivo debido a sus porcentajes más altos de proteínas y fósforo comparados con los pastos maduros (Semple 1974, Baldessarre & Bolen 1994).

Como lo hace gran parte de las especies de gansos silvestres, los gansos migratorios sudamericanos del género *Chloephaga* se alimentan pastoreando selectivamente la vegetación de las pasturas. Posiblemente, ellos exploran inicialmente de forma visual los sitios de alimentación antes de decidir en qué lugar comer. Dado que los sitios con mayor producción de pasto rara vez están distribuidos homogéneamente, los gansos tendrán que desplazarse frecuentemente entre los sitios más provechosos en términos de alimento (Mac Arthur & Pianka 1966, Charnov 1976, Pyke *et al*. 1977). En general, los gansos eligen el lugar donde alimentarse según su percepción de las propiedades nutritivas de la vegetación y de su abundancia (Ogilvie 1978, Owen & Black 1990). A una escala de parcela, los gansos disponen de una variedad de posibles fuentes alimenticias, debiendo decidir cuáles ingerir. Las fuentes alimenticias elegibles incluyen tanto las diferentes especies de plantas disponibles como las distintas partes de una planta (Stephens & Krebs 1986, Hughes & Green 2005).

El caiquén (*Chloephaga picta*) es endémico de la región patagónica del sur de Sudamérica (36°-55°S; Jaramillo 2005, Rodríguez Mata *et al*. 2008, del Hoyo 2020). Su distribución reproductiva abarca desde la provincia de Mendoza en Argentina y la provincia de Linares en Chile, por el norte, hasta el archipiélago fueguino, por el sur (Olrog 1984, Araya & Millie 1991, Couve & Vidal 2003, Narosky & Izurieta 2004). De las tres especies de gansos patagónicos migratorios, el caiquén es el que tiene el mayor tamaño corporal, posee la más amplia distribución reproductiva y es el más abundante (de la Peña 2016, Venegas 1994, Woods & Woods 1997). Alrededor del 70% de su población reproductiva se concentra al sur del paralelo 46°S (Punta 2019). En tanto, la mayor parte de los individuos migran para invernar en el sur de la provincia de Buenos Aires (Pedrana *et al*. 2018a, Narosky & Gonzalez Táboas 2021, Punta 2024). Su migración pareciera ajustarse a las características típicas de un migrador facultativo, parcial o ambiental (Pedrana *et al*. 2018b). Eso ocurre cuando solo una parte de la población migra, e incluso algunos individuos migran en algunos años y en otros no, mostrando flexibilidad migratoria de acuerdo con las épocas y rutas migratorias (Newton 2012). La alternancia migratoria de los caiquenes podría estar influenciada por adversidades climáticas o ambientales, y por la escasez de alimento (Hockey 2004, Newton 2008).

Los caiquenes utilizan diferentes hábitats a lo largo de año, intentando maximizar el aprovechamiento de los alimentos disponibles, tanto local como estacionalmente (Russo *et al*. 2020, Gorosábel *et al*. 2019, Marateo *et al*. 2023). Para eso, ellos se alimentan principalmente en los sitios más productivos con las pasturas más abundantes y nutritivas, ya sean naturales o implantadas (Martin *et al*. 1986, Summers & Mc Adam 1993). Esta conducta es común en muchas otras especies de gansos (Win 2001, Hughes & Green 2005, Fox *et al*. 2016). En este contexto, conocer la dieta del caiquén en las áreas de cría y de invernada es fundamental para comprender más acabadamente la interacción del caiquén con la ganadería y la agricultura.

Considerando la escasa información acerca de la dieta de los gansos migratorios sudamericanos, nuestro propósito fue evaluar la dieta del caiquén en sus principales áreas de reproducción y de invernada. Los objetivos específicos fueron: i) cuantificar el nivel de importancia de los distintos taxones vegetales consumidos por el caiquén, ii) determinar las diferencias en la composición y diversidad dietaria entre las distintas áreas reproductivas y de invernada, y iii) comparar nuestros resultados con aquellos de los estudios previos para detectar si hay consistencia en los patrones dietarios.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas de estudio

Determinamos la dieta del caiquén mediante el análisis de sus heces. En las áreas de reproducción, recolectamos las muestras en la zona continental al sur del paralelo 46° S (Fig. 1), mayormente en la provincia fitogeográfica patagónica (Cabrera 1994). Para nuestro estudio, dividimos este ámbito geográfico en una subzona sur y una subzona norte debido a diferencias biogeográficas y climáticas.

En la subzona sur, ubicada entre los 50 y 54°S, existe una extensa estepa graminosa húmeda (Boelcke *et al*. 1985). La fisonomía más frecuente es la estepa graminosa en la cual abunda el coirón fueguino (*Festuca gracillima*), cuyas plantas forman un estrato cerrado y constituyen entre el 85 y 90% de la biomasa vegetal. Otras fisonomías frecuentes son los matorrales de mata negra (*Chiliotrichum diffusum*) y de murtilla de Magallanes (*Empetrum rubrum*; Pisano 1977, Romo *et al*. 2012). En esta subzona, los veranos son frescos y los inviernos son fríos con temperaturas moderadas. Las temperaturas medias anuales varían entre 3 y 7 °C (Radic-Schilling *et*

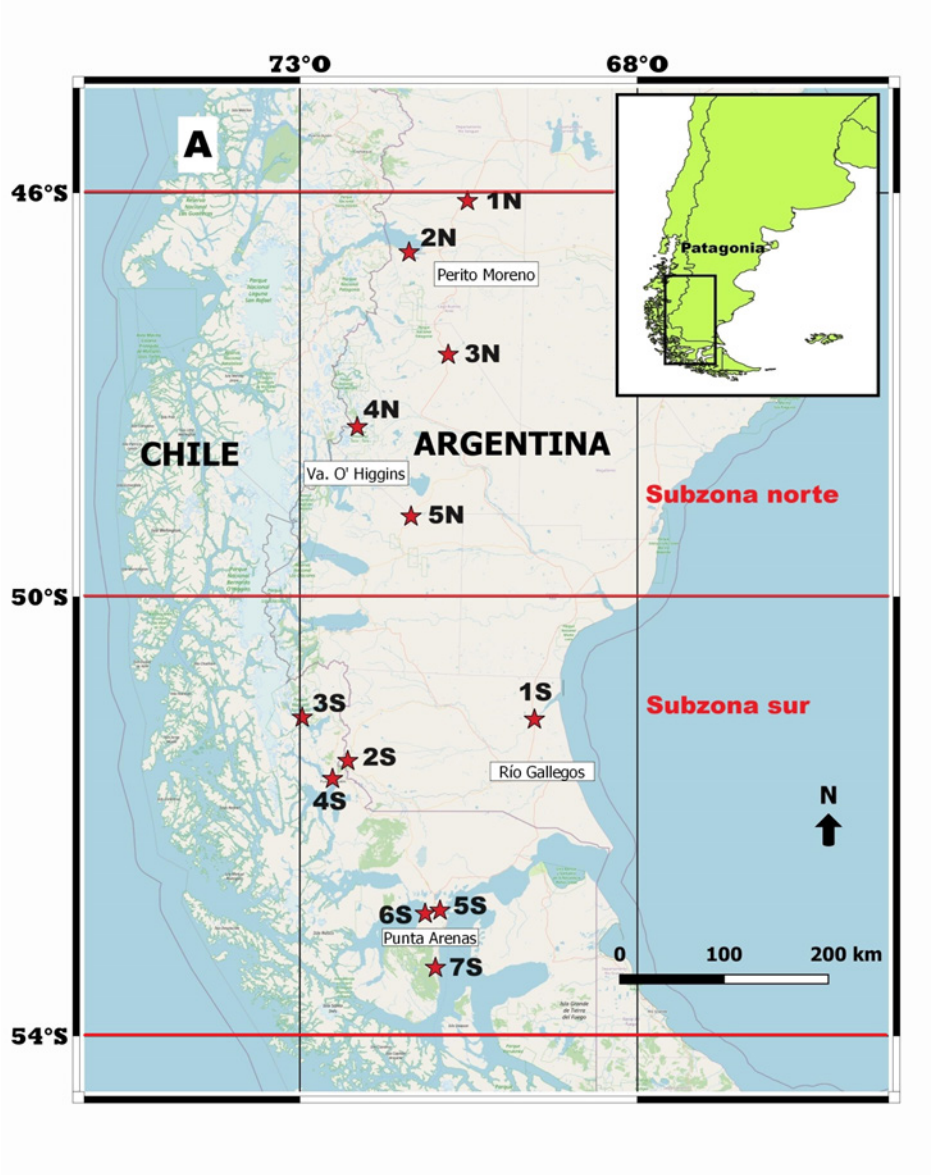

Figura 1. Sitios de recolección de las heces del caiquén (*Chloephaga picta*) para determinar su dieta en sus áreas reproductivas al sur de la Patagonia. Las estrellas rojas indican los sitios de recolección dentro de la subzona sur (50-54°S) y norte (46-50°S) del área reproductiva.

al. 2021). Las precipitaciones aumentan de este a oeste, variando entre 300 y 450 mm, con vientos que predominan todo el año desde el cuadrante oeste (Xercavins 1984, León *et al*. 1998).

La subzona norte, delimitada entre los paralelos 46 y 50°S, está cubierta extensamente por una estepa arbustiva baja. Esta estepa está compuesta de arbustos en cojín y unas pocas plantas gramíneas que en conjunto no cubren más del 50 % del suelo (León *et al*. 1998). Las especies más frecuentes son la cola de piche (*Nassauvia glomerulosa*), el manca perro (*N. ulicina*) y la uña de gato (*Chuquiraga aurea*) (Bertiller *et al*. 1981, Paruelo *et al*. 1992). Esta subzona presenta en su mayor parte un clima frío árido de transición, con amplios contrastes térmicos diarios y estacionales (Coronato *et al*. 2017). Los veranos son frescos y los inviernos son fríos. Las temperaturas anuales varían entre -2 y 21 °C, y rara vez bajan a menos de -8 °C o suben a más de 27 °C. La precipitación es escasa (media anual < 250 mm), con fuertes vientos desde el sector oeste todo el año (Matteucci 2012).

Las heces provenientes del área de invernada las obtuvimos en la zona sur de la provincia de Buenos Aires (Fig. 2). La vegetación de esta zona es conocida como pseudoestepa de mesófitas con matorral serrano o pampa austral (Oyarzábal *et al*. 2018). El uso del suelo es en gran parte agrícola, siendo los cultivos cerealeros y forrajeros los más extendidos. Las áreas de pasturas naturales destinadas a la ganadería son de similar o menor extensión (Bilenca *et al*. 2012). En esta zona, hay una gran producción de cultivos de invierno, en particular de trigo (*Triticum aestivum*; Moreyra *et al*. 2014, Cantamutto *et al*. 2016). La temperatura media anual en el área varía entre 13,5 y 14,5 ºC, con el valor máximo de 24,1 ºC durante el mes de enero y el mínimo durante el mes de

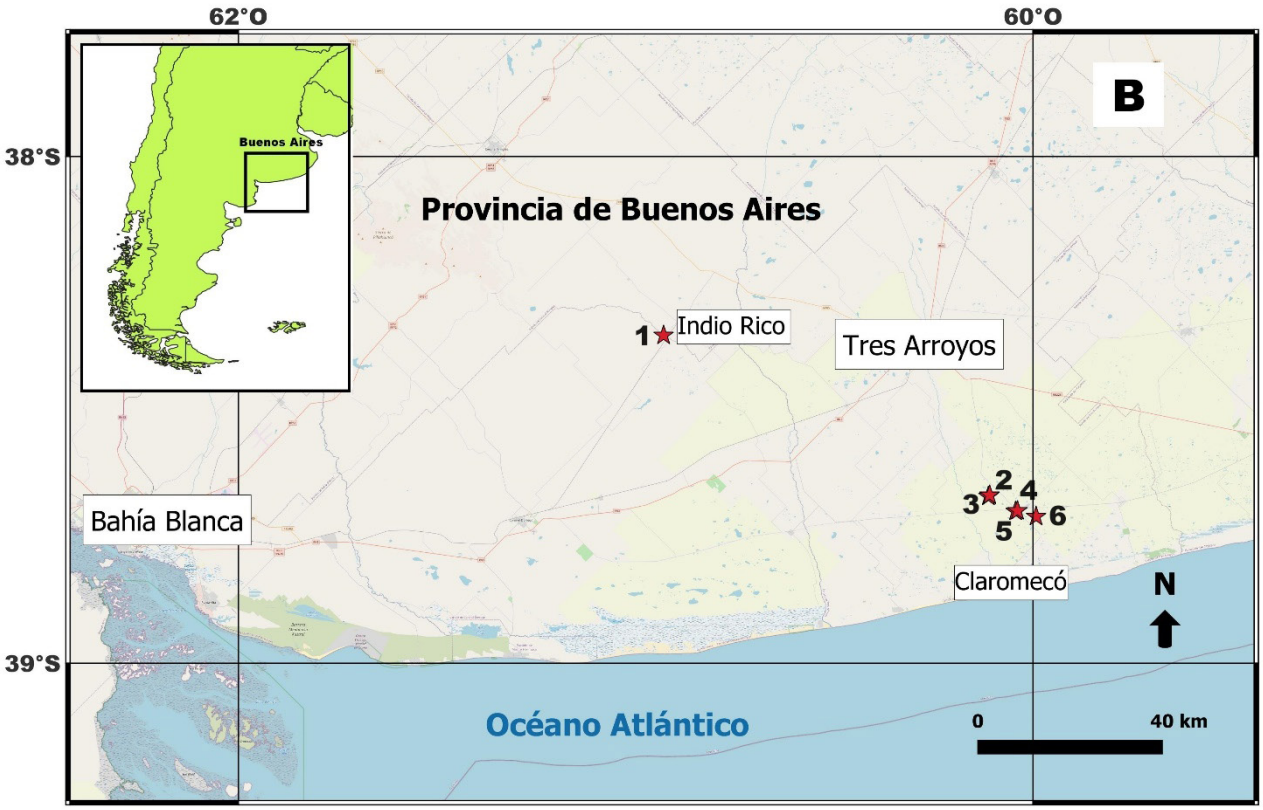

Figura 2. Sitios de recolección de las heces del caiquén (*Chloephaga picta*) para determinar su dieta en su área de invernada en la provincia de Buenos Aires, Argentina. Las estrellas rojas indican los sitios de recolección.

julio con 1,1 ºC. Las precipitaciones van desde 750 a 900 mm en promedio anual. La humedad relativa fluctúa entre 61 y 78%, presentándose los mayores valores medios durante el otoño e invierno y los menores durante el verano (Carbone *et al*. 2003).

Recolección de las muestras

En la subzona sur del área de reproducción, recolectamos las heces durante febrero de 2015 en siete sitios. En la subzona norte, recolectamos las heces en febrero de 2020 en cuatro sitios y en enero de 2021 en solo un sitio. Durante cada fecha, recolectamos 40, 36 y 12 heces, respectivamente. En las áreas de invernada recolectamos las heces durante julio de 2013 en dos sitios y en agosto de 2017 en cuatro sitios. En cada fecha recolectamos 21 y 32 heces, respectivamente. Durante la recolección, incluimos solo heces frescas. Recolectamos las heces de bandadas de caiquenes escogidas al azar en distintos sitios, procurando obtener muestras de > 25 heces por zona de acuerdo con lo sugerido por Van Dyne & Heady 1965 y Sowers *et al*. 2019. En los mismos sitios de recolección, también tomamos muestras de la vegetación para elaborar preparados de referencia con los cuales comparar los restos vegetales presentes en las heces.

Análisis de las muestras

Para determinar específicamente qué plantas consumieron los caiquenes hicimos un análisis microhistológico de las heces (Williams 1969, adaptado por Latour & Pelliza Sbriller 1981, Zarlavsky 2014). Secamos las heces en una estufa a 55 °C durante 96 h y después las molimos cada una por separado con un molinillo analítico. Después de hervir en agua el material de cada hez, lo lavamos con agua caliente en un colador y lo depositamos en un recipiente con agua fría para agregarle hipoclorito de sodio. Luego, lavamos el material con agua fría y lo dejamos secar. Finalmente, teñimos el material con safranina y montamos una porción de cada hez en un portaobjetos con gelatina glicerinada.

Por cada preparado analizamos 20 campos microscópicos escogidos al azar. Así, analizamos 1760 campos de las muestras provenientes de la zona reproductiva (800 y 960 campos para la subzona sur y norte, respectivamente) y 1060 campos de las muestras provenientes de la zona de invernada. Fotografiamos cada campo utilizando un microscopio Olympus modelo CKX41 con un au-

mento de 400x, dotado de una cámara fotográfica digital Olympus Evol E 330.

Para identificar el material vegetal en las heces comparamos sus características histológicas con las imágenes del catálogo de Pelliza Sbriller & Moraga (1993) y con nuestros propios preparados de referencia. Las características histológicas evaluadas fueron, entre otras, la forma, tipo de borde y proporción largo-ancho de las células epidérmicas largas y la forma y ubicación de las asociaciones silíceo-suberosas en las células epidérmicas cortas. Además, analizamos la forma, tamaño, ubicación y densidad de los estomas, y la forma, cantidad y ubicación de las papilas, micropelos, macropelos y asperezas (Borgnia 2009). Cuando fue posible, identificamos a las plantas al nivel de especie o género. Aquellas que no pudimos identificar claramente, las clasificamos como "sin identificar".

Cuantificación de las plantas consumidas

Cuantificamos el nivel de importancia de cada taxón vegetal en las heces calculando su frecuencia porcentual (Holechek & Vavra 1981, Holechek & Gross 1982). Para efectos comparativos, agrupamos el material vegetal identificado en tres categorías alimentarias: (i) gramíneas (poáceas), (ii) eudicotiledóneas y (iii) graminoides (juncáceas, ciperáceas y juncagináceas).

Análisis de la dieta

Analizamos y comparamos la dieta del caiquén sobre la base de tres variables tróficas: riqueza, diversidad y similitud taxonómica de las plantas consumidas. Para calcular la riqueza taxonómica utilizamos el índice de riqueza de Menhinick ($D_{Mn} = S/\sqrt{n}$; Menhinick 1964), donde D_{Mn} es el índice de riqueza de especies de Menhinick, S es el número total de especies y n es el número total de individuos de todas las especies.

La diversidad dietaria la calculamos mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener ($H' = -\Sigma\, p_i \ln p_i$; Hurtubia 1973, Pielou 1975), donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener y p_i = es la proporción de cada una de las i especies identificadas. Para medir la similitud dietaria usamos el índice de similitud de Sorensen ($IS = 2c/a + b$; Sorensen 1957), donde IS es el grado de similitud, c es el número de especies compartidas entre las muestras a y b, a es el número de especies en la muestra a, y b es el número de especies en la muestra b.

Utilizamos el método multivariado de análisis de correspondencias múltiples para analizar la asociación de los componentes florísticos de la dieta con los lugares y años donde fue estudiada (Greenacre 1984, Cuadras 2014). Presentamos gráficamente los resultados para visualizar de manera sencilla la relación entre las zonas y años donde se estudió la dieta en términos de proximidad. Ello implica que las categorías que están más cerca entre sí son más similares o están más asociadas multivariadamente (Greenacre & Hastie 1987, Balzarini *et al*. 2015). Además, las especies representadas en el gráfico resultaron las más cercanas a cada una de las zonas y años donde se determinó la dieta del caiquén. Las heces correspondientes a la subzona sur de la zona reproductiva las separamos según provinieran de Chile o de Argentina. Las heces provenientes de la subzona norte de la zona reproductiva y de la zona de invernada, las agrupamos por año. Realizamos el análisis de correspondencias múltiples con el programa InfoStat (Di Rienzo *et al*. 2010).

RESULTADOS

Composición de la dieta

La dieta del caiquén en sus áreas principales de cría y de invernada estuvo constituida por 34 taxones vegetales pertenecientes a 12 familias de plantas. Casi todos los taxones identificados fueron plantas herbáceas, y correspondieron a taxones nativos y endémicos (Tabla 1).

Dieta en el área de reproducción

En la subzona sur, el caiquén se alimentó de diversas plantas, ingiriendo al menos 28 taxones vegetales (Tabla 1). Las gramíneas fueron el grupo vegetal más frecuente en las heces, seguidas por las graminoides y las eudicotiledóneas (Tabla 1). Hubo una similitud entre la frecuencia de gramíneas y graminoides. En conjunto, las gramíneas y graminoides más que triplicaron la frecuencia de ocurrencia de las eudicotiledóneas. El pasto de mallín o espiguilla (*Poa pratensis*) y la lúzula (*Luzula sp*.) fueron las especies más frecuentes en las heces (Tabla 1)

En la subzona norte el caiquén se alimentó de al menos 12 taxones vegetales (Tabla 1). Al igual que en la zona sur, el caiquén en esta zona consumió gramíneas, graminoides y eudicotiledóneas. Sin embargo, hubo una mayor frecuencia de gramíneas y una escasa frecuencia de las eudicotiledóneas. Las especies del género *Poa* spp. aparecieron con una frecuencia de más del 55 %, seguidos por la lúzula (Tabla 1)

Dieta en el área de invernada

En esta área, los cuatro taxones vegetales identificados en la dieta del caiquén correspondieron a gramíneas y constituyeron el 99 % de la frecuencia de ocurrencia. El trigo (*Triticum sp*.) constituyó el 76 % de la ocurrencia de las plantas identificadas (Tabla 1). Durante el año 2013, el caiquén consumió trigo, mayoritariamente en estado de hojas (81 %) y en menor proporción en estado de semilla (19 %). El total del maíz identificado correspondió a semillas.

Tabla 1. Dieta del caiquén (*Chloephaga picta*) en sus áreas de reproducción en la Patagonia austral y de invernada en la provincia de Buenos Aires, Argentina. La dieta fue determinada sobre la base de sus heces recolectadas entre 2015 y 2021 en sus áreas de cría y entre 2013 y 2017 en su área principal de invernada. La tabla incluye la fenología y el origen geográfico de cada taxón vegetal consumido por los caiquenes. Fenología: HP = hierba perenne, HA = hierba anual, HB = hierba bianual, AP = arbusto perenne. Origen geográfico: Nat = nativa, Alo = alóctona, End = endémica.

			Ocurrencia (%)		
			Zona de cría		Zona de invernada
Taxón vegetal consumido	**Fenología**	**Origen**	**Sur**	**Norte**	
Gramíneas			**40,1**	**60,1**	**99,0**
Poáceas					
Pasto de mallín (*Poa pratensis*)	HP	Alo	23,6	16,5	0,0
Pasto hilo (*Poa lanuginosa*)	HP	Nat	5,0	32,0	0,0
Coirón poa (*Poa ligularis*)	HP	Nat	0,0	8,5	0,0
Poa (*Poa spiciformis*)	HP	Nat	1,9	0,0	0,0
Coirón fueguino (*Festuca gracillima*)	HP	Nat	5,0	0,4	0,0
Coirón dulce (*Festuca pallescens)*	HP	Nat	1,7	1,0	0,0
Pasto miel (*Holcus lanatus*)	HP	Alo	1,1	1,5	0,0
Koeleria (*Koeleria* sp.)	HP	Nat	0,8	0,0	0,0
Cebada (*Hordeum* sp.)	HP	Nat/Alo	0,5	0,0	0,0
Hierba del trigo (*Agropyron* sp.)	HP	Alo	0,4	0,2	0,0
Cebadilla (*Bromus* sp.)	HP, HA	Alo	0,1	0,0	0,0
Trigo (*Triticum* sp.)	HA	Alo	0,0	0,0	76,0
Raigrás (*Lolium* sp.)	HP, HA	Alo	0,0	0,0	10,0
Maíz (*Zea mays*)	HA	Alo	0,0	0,0	7,0
Pasto salado (*Distichlis* sp.)	HP	Nat	0,0	0,0	6,0
Eudicotiledóneas			**20,8**	**0,6**	**0,0**
Asteráceas					
Senecio (*Senecio sp.*)	HP, HA	End	3,9	0,0	0,0
Mata guanaco (*Nardophyllum* sp.)	AP	Nat/End	1,8	0,0	0,0
Diente de león (*Taraxacum officinale*)	HP	Alo	0,5	0,0	0,0
Poligonáceas					
Acederilla, romaza (*Rumex acetosella*)	HP	Alo	2,5	0,0	0,0
Berberidáceas					
Berberis (*Berberis* sp.)	AP	End	2,2	0,6	0,0
Onagráceas					
Epilobio (*Epilobium* sp.)	HP, HA	Nat	1,5	0,0	0,0
Rosáceas					
Cadillo (*Acaena* sp.)	HP	End	0,7	0,0	0,0
Fabáceas					
Trebol blanco (*Trifolium repens*)	HP	Alo	5,7	0,0	0,0
Arbejilla (*Vicia* sp.)	HP, HA	Alo	0,7	0,0	0,0
Lupulina (*Medicago lupulina*)	HA	Alo	0,4	0,0	0,0
Poligaláceas					
Mariposita (*Senega darwiniana*)	HA, HB	End	0,3	0,0	0,0

Apiáceas					
Llareta, Azorela (*Azorella* sp.)	HA, AP	Nat	0,6	0,0	0,0
Graminoides			**35,6**	**35,8**	**0,0**
Juncáceas					
Junquillo (*Juncus balticus*)	HP	Nat	1,6	0,0	0,0
Junco (*Juncus* sp.)	HP	Nat	1,4	0,0	0,0
Lúzula (*Luzula* sp.)	HP	Nat	18,4	24,4	0,0
Ciperáceas					
Juncia (*Carex* sp.)	HP	Nat	4,0	4,9	0,0
Tul (*Eleocharis macrostachya)*	HP	Nat	0,0	0,7	0,0
Junco espiga (*Eleocharis* sp.)	HP, HA	Nat	0,3	0,0	0,0
Juncagináceas					
Hierba flecha (*Triglochin* sp.)	HP	Nat	9,9	5,8	0,0
Sin identificar			**3,5**	**3,5**	**1,0**

Análisis comparativos de las dietas

Las frecuencias de ocurrencia de las gramíneas, graminoides y eudicotiledóneas en la dieta del caiquén variaron considerablemente entre las subzonas reproductivas sur y norte. Estas diferencias resultaron de la gran disparidad proporcional en el grupo de las eudicotiledóneas. También hubo una apreciable diferencia en la frecuencia de ocurrencia de gramíneas y otros taxones entre la zona reproductiva y la de invernada. Como ya mencionamos, en la zona de invernada sólo encontramos gramíneas en las heces.

La riqueza de especies en la subzona sur del área de reproducción fue relativamente moderada (D_{Mn} = 0,99). En cambio, en la subzona norte la riqueza de especies fue comparativamente baja (D_{Mn} = 0,39). Dado que la dieta del caiquén en el área principal de invernada fue poco variada, el índice de riqueza de especies de Menhinick resultó considerablemente bajo (D_{Mn} = 0,12). Así, el índice de riqueza de especies de Menhinick resultó más alto en la dieta de la subzona reproductiva del sur que en la reproductiva más norteña. Ambos índices, fueron mayores que el registrado para el área de invernada.

Tanto en la subzona sur como en la subzona norte del área de reproducción, la diversidad de taxones vegetales en las heces fue baja a moderada (H' = 1,86, respectivamente). La diversidad de taxones vegetales en las heces del área de invernada fue bastante baja (H' = 0,86). Así, la diversidad proporcional de los taxones vegetales en las heces del caiquén fue similar entre las dos subzonas reproductivas. Por el contrario, la diversidad de taxones vegetales difirió notablemente entre las heces del área de reproducción vs el área de invernada.

La similitud proporcional de taxones vegetales entre las heces de las subzonas reproductivas norte y sur fue del 50 %. En cambio, hubo una nula similitud entre las muestras de las subzonas reproductivas y del área de invernada.

El análisis de correspondencias múltiples mostró que la dieta del caiquén fue similar entre las subzonas reproductivas, excepto para las muestras recogidas al sur del 50°S en Argentina. En este último caso, las especies más distintivas fueron todas del grupo graminoides. Las dietas invernales difirieron bastante respecto de las dietas en las zonas reproductivas. En las heces recolectadas durante los dos años en las áreas de invernada, los taxones vegetales más distintivos fueron del grupo de las gramíneas (Fig. 3).

El análisis de correspondencias múltiples también mostró que ciertos taxones vegetales presentes en la dieta de los caiquenes fueron agrupables según la zona geográfica. Dentro de las subzonas reproductivas, los juncos (*Juncus* spp.) y la juncia pálida (*Eleocharis macrostachya*) formaron un grupo estrechamente asociado a la zona comprendida entre los 50 y 54°S en Argentina. A la vez, el pasto de mallín (*Poa pratensis*), las lúzulas y el trébol blanco (*Trifolium repens*) formaron un grupo estrechamente asociado a la zona comprendida entre los 50 y 54°S en Chile. En 2020, el coirón dulce (*Festuca pallecens*), los pastos de agua (*Triglochin* sp.) y el pasto miel (*Holcus lanatus*) tuvieron una fuerte correspondencia con la zona entre los 46 y 50°S. En 2021, el pasto hilo (*Poa lanuginosa*), el coirón poa (*Poa ligularis*) y los cárices (*Carex* sp.) formaron un grupo que se correspondió con la zona entre los 46 y 50°S. En el área de invernada,

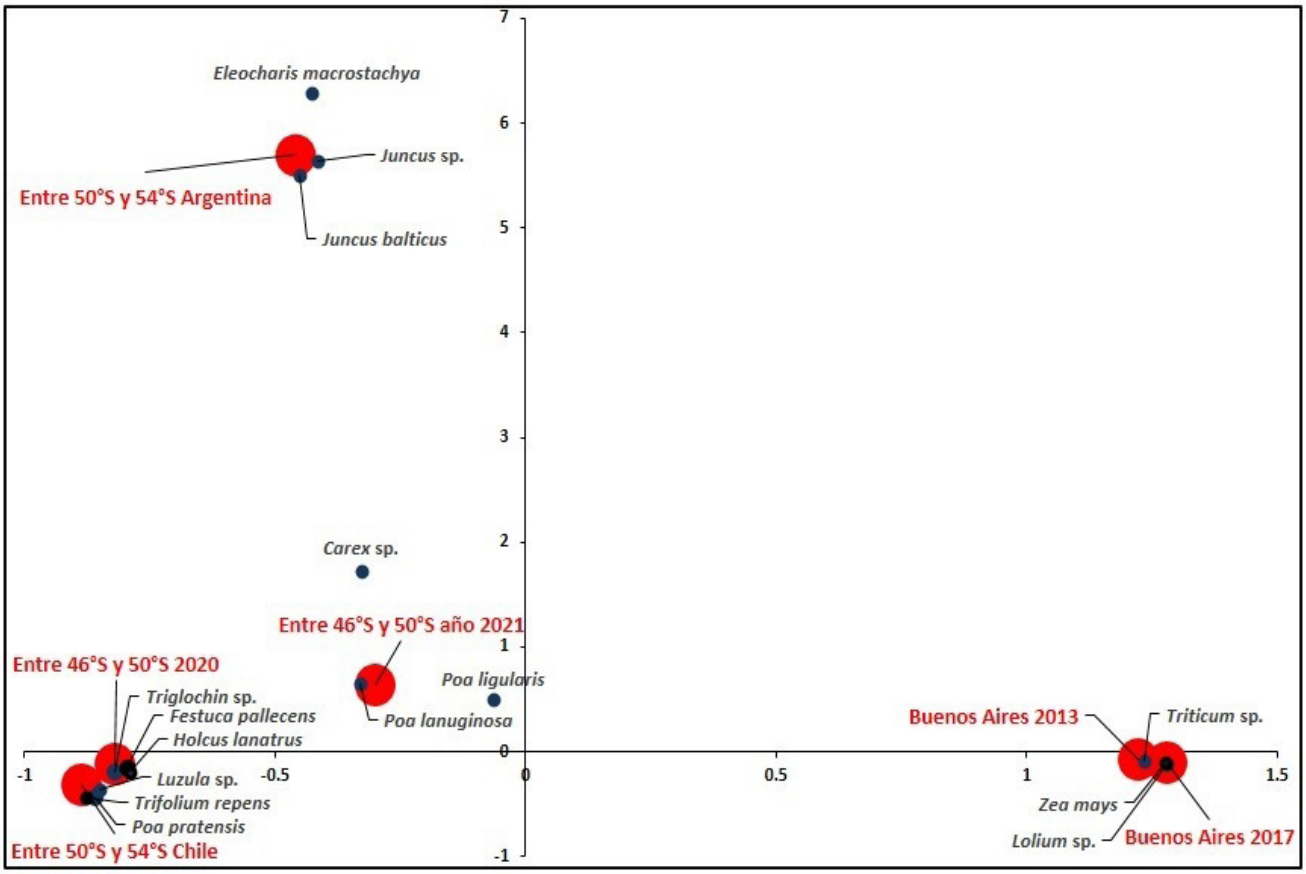

Figura 3. Análisis de correspondencias múltiples que indica la separación dietaria entre los caiquenes (*Chloephaga picta*) cuando habitan su zona reproductiva en el sur de la Patagonia y su zona de invernada en la provincia de Buenos Aires, Argentina. El gráfico también muestra las correspondencias entre los taxones vegetales consumidos y los años de estudio.

el trigo (*Triticum* sp.) mostró una fuerte correspondencia con ambos años de recolección (2013 y 2017). Además, este fue la especie más fuertemente asociada a cualquiera de las zonas estudiadas. La siguieron el raigrás (*Lolium* sp.) y el maíz (*Zea mays*).

DISCUSIÓN

Nuestro análisis reveló que las gramíneas fueron el componente principal de la dieta de los caiquenes en sus áreas reproductivas y de invernada. Esto coincide con la dieta de los caiquenes en su área reproductiva de la provincia de Río Negro y en su área de invernada de Buenos Aires en Argentina (Martin *et al*. 1981, Gorosábel *at al*. 2019). Nuestros resultados de la dieta invernal también coinciden con lo observado en otros sitios de invernada. Punta (2019) encontró que la dieta de los caiquenes en el valle inferior del río Chubut estuvo compuesta mayoritariamente por gramíneas durante los cuatro años que duró su estudio. Además, este autor observó que la ingesta de los principales grupos de plantas no varió a lo largo del período estudiado. Similarmente, Summers & Grieve (1982) encontraron que los caiquenes de las Islas Malvinas se alimentaron preferentemente de dos especies de pasto de mallín, consumiendo otras especies según la época del año y el sitio de alimentación. Según estos resultados, la dieta de los caiquenes difiere de aquella del piuquén (*Oressochen melanopterus*), otra especie de ganso sudamericano. Los piuquenes parecen preferir principalmente graminoides durante la época reproductiva y eudicotiledóneas en áreas de cultivo durante el invierno (Orellana *et al*. 2021, Punta *et al*. 2021).

En las áreas de reproducción, los caiquenes consumieron graminoides siempre en alta proporción (> 35 % de frecuencia de ocurrencia). Esto es congruente con las características de muchos de los sitios donde recolectamos las heces. En esos sitios había áreas inundadas, juncales y totorales cerca de los puntos de recolección de heces. En sitios similares, Punta *et al*. (2019) detectaron que las graminoides constituyeron casi el 30 % en los componentes vegetales en la dieta del caiquén.

Martin *et al*. (1981) documentaron que los caiquenes incluyen en su dieta una importante variedad de

especies de gramíneas. Sin embargo, casi la mitad de ellas tuvieron proporciones marginales (< 1 %) y solo unas pocas superaron el 10 %. Nuestros resultados coinciden con los de otros investigadores en que el pasto de mallín constituye uno de los componentes más frecuentes de la dieta de los caiquenes (Martin *et al*. 1981, Summers & Grieve 1982, Arriaga *et al*. 2004). La alta proporción de trigo en la dieta invernal de los caiquenes coincide con los resultados de Gorosábel *et al*. (2019). Sin embargo, en regiones de invernada distintas los caiquenes consumieron más frecuentemente otros taxones vegetales. Punta (2019) encontró que la alfalfa (*Medicago sativa*) fue la especie más frecuente en las heces de los caiquenes del valle inferior del río Chubut, mientras que Punta *et al*. (2019) observaron que la cebadilla patagónica (*Bromus setifolius*) fue la especie más frecuente en las heces de los caiquenes del valle de Sarmiento.

En el área reproductiva, los caiquenes consumieron un gran número de taxones vegetales. Sin embargo, sólo unos pocos tuvieron una representación relativamente alta en las heces. En cambio, en el área de invernada los caiquenes consumieron un número más bajo de taxones vegetales que en el área reproductiva, siendo el trigo la base de la dieta. Estas variaciones espaciales y temporales en los componentes de la dieta de los caiquenes reflejarían la disponibilidad ambiental de los recursos alimenticios. Dentro del área reproductiva, los caiquenes consumieron ampliamente los mismos taxones vegetales. En tanto, ninguno de esos taxones estuvo presente en las heces recolectadas en el área de invernada. Esta diferencia en el uso de los recursos de hábitats distantes en diferentes épocas es propia de las aves migratorias (Newton 2008). Por esta razón, Greenberg & Marra (2005) denominan a las aves migratorias como aves de dos mundos.

Nuestro análisis de correspondencias múltiples reveló que las especies de plantas ingeridas por los caiquenes en la región de Magallanes, Chile, correspondieron a los tres grandes grupos alimentarios definidos. Las heces provenientes de Torres del Paine tuvieron una alta proporción de trébol blanco. Las heces recolectadas entre Puerto Natales y Punta Arenas contenían una alta proporción de pasto de mallín. Las heces obtenidas al sur de Punta Arenas tuvieron un alto contenido de lúzula. Esto reflejaría la alta disponibilidad de variados recursos alimenticios vegetales en esta región más húmeda. Cabe señalar que en Magallanes hay incluso praderas naturalizadas, las cuales no existen en otras áreas más orientales de la estepa patagónica (Cuadra & Oliva 1996, Muñoz-Arriagada & Tapia 2023).

Nuestros resultados indican que los caiquenes poseen una dieta relativamente variada en las zonas reproductivas, siendo unas pocas especies de plantas la base de su dieta. Al parecer, los caiquenes también consumen de manera oportunista varios taxones vegetales. Así, los caiquenes utilizarían las pasturas naturales consumiendo de manera constante las especies de plantas más abundantes, algo que ya había sido propuesto por distintos autores (Martin *et al*. 1981, Summers & Grieve 1982). Además, los caiquenes podrían aprovechar otras especies de plantas cuando son más nutritivas según su estado vegetativo; *e.g*., cuando rebrotan después de ser consumidas por el ganado (Prins *et al*. 1980, Punta 2019).

Los caiquenes se comportarían de la misma manera en su área principal de invernada. Estos aprovecharían las tierras de cultivo intensivo para acceder a especies de plantas abundantes, nutritivas y con una rotación predecible (*e.g*., cultivos de trigo). Por otro lado, los caiquenes pueden aprovechar los granos de cereal (*e.g*., maíz) derramados entre los rastrojos. Estos granos resultan muy atractivos para los caiquenes, como también lo son para otras especies de gansos silvestres (Lorenzen & Madsen 1986, Weller 1999, Bjerke *et al*. 2013).

Los patrones que observamos en la dieta del caiquén en nuestra región de estudio no son sorprendentes. La expansión de los cultivos agrícolas ha puesto a disposición una alta oferta de recursos para muchas aves folívoras y granívoras. Así, los gansos silvestres se alimentan a menudo en áreas agrícolas (Summers & Critchley 1990, Kear *et al*. 2005, Fox & Abraham 2017). Entre los gansos sudamericanos, la caranca (*C. hybrida*) es la única que aún se alimenta en sus hábitats naturales (Summers 2005).

En general, el invierno es un periodo en el cual hay una restricción en la disponibilidad de los recursos alimenticios silvestres. Durante ese periodo, los cultivos agrícolas constituyen fuentes de alimento de alto valor proteico en elevadas cantidades y densidades para los caiquenes. Esto permitiría a los caiquenes mejorar sus tasas reproductivas y de supervivencia, como ocurre con otras especies de gansos migratorios (Fox *et al*. 2005). A la vez, esto podría incrementar las posibilidades de conservación de sus poblaciones ya disminuidas en número y distribución. Aunque recién estamos conociendo los hábitos tróficos de los caiquenes, la especie es considerada responsable de competir por el alimento con el ganado y de producir grandes pérdidas en los cultivos, particularmente en los trigales (Martin 1984, Summers & Mc Adam 1993, Mason *et al*. 2017).

En conclusión, nuestros resultados mostraron que los caiquenes consumen una alta proporción de pasto mallín y trigo en sus áreas reproductivas y de invernada, respectivamente. Necesitamos estudios más amplios en cuanto a los períodos comprendidos y los sitios muestreados para conocer acabadamente sus hábitos tróficos. De esa manera, podríamos dilucidar si los caiquenes ac-

túan o no como comensalistas del ganado en las áreas reproductivas. A la vez, podríamos determinar si el consumo de trigo por los caiquenes en las áreas de invernada provoca efectivamente una disminución en el rinde de las cosechas.

AGRADECIMIENTOS.- Agradecemos a Sandra Feijóo por transmitirnos sus amplios conocimientos sobre el análisis microhistológico de las heces. A Cynthia González y Gastón Ponce por sus sugerencias, con mirada botánica, que mejoraron el manuscrito. A José Saravia por sus aportes estadísticos que enriquecieron el trabajo, especialmente con el análisis de correspondencias múltiples. A Guillaume Dillenseger por la ayuda con el inglés del abstract. GP, ND y BC agradecen especialmente a José A. Punta, Jorge L. Domínguez y Samuel Crespo, respectivamente, por haberlos inspirado y apoyado incondicionalmente. Finalmente agradecemos a dos revisores anónimos que con sus indicaciones ayudaron a mejorar nuestro trabajo y muy particularmente al editor jefe Ricardo Figueroa cuyas numerosas contribuciones fueron decisivas para enriquecer este artículo.

LITERATURA CITADA

Araya, B. & G. Millie. 1991. *Guía de campo de las aves de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 405 pp.

Arriaga, M.O., V. Antonijevic, M.L. Stampacchio & A.M. Faggi. 2004. Cauquenes: competidores o comensalistas ovinos? Un estudio de caso para Tierra del Fuego, Argentina. Pp. 391 *en* libro de resúmenes *II Reunión Binacional de Ecología, Mendoza*. 31de octubre-5 de noviembre.

Baldessarre, G.A. & E.G. Bolen. 1994. *Waterfowl ecology and management*. Wiley & Sons, Nueva York, EE. UU. 609 pp.

Balzarini M., C. Bruno, M. Córdoba & I. Teich. 2015. *Herramientas en el análisis estadístico multivariado*. Escuela Virtual Internacional CAVILA. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. 200 pp.

Bertiller, M.B., A.M. Beeskow & M.P. Irrisarri. 1981. *Caracteres fisonómicos y florísticos de la vegetación del Chubut I*. Sierra San Bernardo. Centro Nacional Patagónico, CONICET, Contribución N° 40.

Bilenca, D., M. Codesido, C. González Fischer, L. Pérez Carusi, E. Zufiaurre & A. Abba. 2012. Impactos de la transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 14: 189-198.

Bjerke, J.W., A.K. Bergjord, I.M. Tombre & J. Madsen. 2013. Reduced dairy grassland yields in central Norway after a single springtime grazing event by Pink-footed Geese. *Grass & Forage Science* 69: 129-139.

Boelcke, O., D.M. Moore & F.A. Roig. 1985. *Transecta botánica de la Patagonia Austral*. CONICET (Argentina), Instituto de la Patagonia (Chile) y Royal Society (Reino Unido). 733 pp.

Borgnia, M. 2009. Microhistología aplicada al estudio de la composición de la dieta de herbívoros de la Puna. Pp. 10-38 *en* Borgnia, M. (ed.). *Estudios aplicados al manejo ambiental en la Reserva Laguna Blanca, Catamarca*. Editorial Científica Universitaria, Universidad Nacional de Catamarca.

Cabrera, Á.L. 1994. *Regiones fitogeográficas argentinas*. Pp. 1-85 *en* Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo 2. 1° reimpresión. Acme, Buenos Aires, Argentina.

Cantamutto, M., C. Bertucci & D. Huarte (compiladores). 2016. *El trigo en el sudoeste bonaerense*. INTA. Ministerio de agroindustria, Argentina. 76 pp.

Carbone, M.E., M.C. Píccolo & G.M.E. Perillo. 2003. Caracterización climática de la cuenca del arroyo Claromecó, Argentina. *Papeles de geografía* 38: 41-60.

Carboneras, C. 1992. Family Anatidae (Ducks, Geese and Swans). Pp. 536-573 *en* del Hoyo, J., A. Elliott & J. Sargatal (eds.). *Handbook of the birds of the world*. Vol. 1. Lynx Edicions, Barcelona, España.

Charnov, E.L. 1976. Optimal foraging. The marginal value theorem. *Theoretical Population Biology* 9: 129-136.

Coronato, A., E. Mazzoni, M. Vázquez & F. Coronato. 2017. *Patagonia: una síntesis de su geografía física*. Ediciones Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Río Gallegos, Argentina. 217 pp.

Couve E. & C. Vidal. 2003. *Birds of Patagonia, Tierra del Fuego & Antarctic Peninsula, the Falkland Islands & South Georgia*. Editorial Fantástico Sur Birding Ltda., Punta Arenas, Chile. 657 pp.

Cuadra, D. & G. Oliva. 1996. Ambientes naturales de la provincia de Santa Cruz. Universidad Nacional de la Patagonia Austral. *Espacios* 6: 22-27.

Cuadras, C.M. 2014. *Nuevos métodos de análisis multivariante*. CMC Editions. Barcelona, España. 305 pp.

de la Peña, M.R. 2016. Aves argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y distribución. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino* 19: 1-456.

del Hoyo, J. (ed.). 2020. *All the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona, España. 967 pp.

Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. González, M. Tablada & C.W. Robledo. 2010. *InfoStat versión 2010*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Fox, A.D., J. Madsen, H. Boyd, E. Kuijken, D.W. Norriss, I.M. Tombre & D.A. Stroud. 2005. Effects of agricultural change on abundance, fitness components and distribution of two arctic nesting goose populations. *Global Change Biology* 11: 881-892.

Fox, A.D., J. Elmberg, I.M. Tombre & R. Hessel. 2016. Agriculture and herbivorous waterfowl: a review of the

scientific basis for improved management. *Biological Reviews* 92: 854-877.

Fox, A.D. & K.F. Abraham 2017. Why geese benefit from the transition from natural vegetation to agriculture. *Ambio* 46: 188-197.

Gorosábel, A., J. Pedrana, L. Bernad, V.J. Caballero, S.D. Muñoz & N.O. Maceira. 2019. Evaluating the impacts and benefits of sheldgeese on crop yields in the Pampas region of Argentina: a contribution for mitigating the conflicts with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 279: 33-42.

Greenacre, M.J. 1984. *Theory and applications of correspondence analysis*. Academic Press Ltd., London, Reino Unido. 364 pp.

Greenacre, M. & T.J. Hastie. 1987. The geometric interpretation of correspondence analysis. *Journal of the American Statistical Association* 82: 437-47.

Greenberg, R. & P.P. Marra (eds.). 2005. *Birds of two worlds: the ecology and evolution of migration*. John Hopkings University Press, Baltimore, EE. UU. 466 pp.

Hockey, P.A.R. 2004. Predicting migratory behavior in landbirds. Pp. 53-62 *en* Greenberg, R, & P.P. Marra (eds.). *Birds of two worlds: the ecology and evolution of migration*. John Hopkings University Press, Baltimore. EE. UU.

Holechek, J. & M. Vavra. 1981. The effects of slide and frequency observation numbers frequency on the precision of microhistological analysis. *Journal of Range Management* 34: 337-338.

Holechek, J. & B. Gross. 1982. Evaluation of different calculation procedures for microhistological analysis. *Journal of Range Management* 35: 721-723.

Hughes, B. & J. Green. 2005. Feeding ecology. Pp. 27-56, *en* Kear, J. (ed.). *Ducks, geese and swans. Vol. I*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.

Hurturbia, J. 1973. Trophic diversity measurement in sympatric predatory species. *Ecology* 54: 885-890.

Jaramillo, A. 2005. *Aves de Chile*. Ediciones Lynx, Barcelona, España. 240 pp.

Johnsgard, P.A. 2010. *Ducks, geese and swans of the world*. Revised edition. University of Nebraska Press, Lincoln, EE. UU. 404 pp.

Kear, J., T. Jones & G.V.T. Matthews. 2005. Conservation and management. Pp. 152-171 *en* Kear, J. (ed.). *Ducks, geese and swans. Vol. I*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.

Latour, M.C. & A. Pelliza Sbriller. 1981. Clave para la determinación de la dieta de herbívoros en el N.O. de la Patagonia. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 16: 109-152.

León, R., D. Bran, M. Collantes, J. Paruelo & A. Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral* 8: 125-144.

Lorenzen, B. & J. Madsen. 1986. Feeding by geese on the Filsø Farmland, Denmark, and the effect of grazing on yield structure of spring barley. *Ecography* 9: 305-311.

MacArthur, R.H & E.R. Pianka. 1966. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100: 603-609.

Marateo, G., D. Archuby, P. Gado, M. Moreno, A. Leiss, G. Castresana, D. Mac Lean & F. Segura. 2023. Cambios en la disponibilidad, uso y selección de hábitats de cauquenes migratorios (*Chloephaga* spp.) durante su invernada en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 38: 46-55.

Martin, S., A. Pelliza Sbriller, J. Bellati & N. Bonino. 1981. *Determinación de la dieta de la avutarda (Chloephaga picta) en mallines del N.O. de la Patagonia*. Área Recursos Naturales, Fauna. Comunicación Técnica N° 67 INTA EEA Bariloche. Río Negro, Argentina.

Martin, S.I. 1984. La avutarda magallánica (*Chloephaga picta*) en la Patagonia: su ecología, alimentación, densidad y control. IDIA 2: 429-432.

Martin, S.I., N.A. Tracanna & R. Summers. 1986. Distribution and habitat use by Sheldgeese populations wintering in Buenos Aires province, Argentina. *Wildfowl* 37: 55-62.

Mason, T.H.E., A. Keane, S.M. Redpath & N. Bunnefeld. 2017. The changing environment of conservation conflict: geese and farming in Scotland. *Journal of Applied Ecology* 55: 651-662.

Matteucci, S.D. 2012. Ecorregión estepa patagónica. Pp. 549-654 *en* Morello, J., S.D. Matteucci, A.F. Rodríguez & M. Silva (eds.). *Ecoregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.

Menhinick, E.F. 1964. A comparison of some species-individuals diversity indices applied to samples of field insects. *Ecology* 45: 859-861.

Moreyra, F., F. Giménez, J.R. López, E. Tranier, M.R. Ortellado, H. Krüger, A. Mayo & F. Labarthe. 2014. *Verdeos de invierno: utilización de verdeos de invierno en planteos ganaderos del sudoeste bonaerense*. Ediciones INTA, Bordenave, Buenos Aires, Argentina. 52 pp.

Muñoz-Arriagada, R. & A.L. Tapia. 2023. Distribución espacial y clima de los pastizales en Magallanes. Pp. 13-25 *en* Ordóñez, I., S. Radic-Schilling, J. Ivelic-Sáez, R. Muñoz-Arriagada, D. Pinochet, N. Covacevich, S. Valle, A. Tapia, P. Oyaneder, J. Valenzuela, A. Castro, & M. Navarro (eds.) *Descripción de la vegetación, suelo y tasas de crecimiento de vegas y coironales en la Región de Magallanes*. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Boletín N° 486.

Narosky, T. & D. Izurieta. 2004. *Aves de Patagonia y Antártida*. Vázquez Mazzini, Buenos Aires, Argentina.

143 pp.

Narosky, T. & F. González Táboas. 2021. *Aves de la provincia de Buenos Aires. Guía de campo*. Ecoval Ediciones, Buenos Aires. Argentina. 413 pp.

Newton, I. 2008. *The migration ecology of birds*. Academic Press, London, Reino Unido. 976 pp.

Newton, I. 2012. Obligate and facultative migration in birds: ecological aspects. *Journal of Ornithology* 153: 171-180.

Ogilvie, M.A. 1978. *Wild geese*. T. & A.D. Poyser Ltd., Berkhamsted, Reino Unido. 350 pp.

Olrog, C.C. 1984. *Las Aves Argentinas. Una nueva guía de Campo*. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina. 347 pp.

Orellana, C., G. Castellaro & J. Escanilla. 2021. Dieta estival del Piuquén (*Chloephaga melanoptera* Eyton, 1838) en praderas hidromórficas de la cordillera andina de la región de Coquimbo, Chile. *IDESIA* (Chile) 1: 77-85.

Oyarzábal, M., J. Clavijo, L. Oakley, F. Biganzoli, P. Tognetti, I. Barberis, H.M. Maturo, R. Aragón, P.I. Campanello, D. Prado, M. Oesterheld & R.J.C. León. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28: 40-63.

Owen, M. & J.M. Black. 1990. *Waterfowl ecology*. Blackie, Glasgow and Londres, Reino Unido. 194 pp.

Paruelo, J.M., M.R. Aguiar, R.A. Golluscio & R.J.C. León. 1992. La Patagonia extrandina: análisis de la estructura y el funcionamiento de la vegetación a distintas escalas. *Ecología Austral* 2: 123-136.

Pedrana, J., L. Bernad, J.N. Bernardos, J.P. Seco Pon, J.P. Isacch, S.D. Muñóz & N.O. Maceira. 2018a. Winter population size estimations of three migratory sheldgeese in the southern pampas, Argentina. *Waterbirds* 41: 16-21.

Pedrana, J., K. Pütz, L. Bernad, J.P. Seco Pon, A. Gorosábel, S.D. Muñoz, J.P. Isacch, R. Matus, O. Blank, B. Lüthi, M. Lunardelli & P. Rojas. 2018b. Migration routes and stopover sites of Upland Geese *Chloephaga picta* in South America. *Avian Biology Research* 11: 89-99.

Pelliza Sbriller, A. & S.H. Moraga. 1993. *Dibujos de tejidos epidérmicos de especies patagónicas. I. Gramíneas y graminoideas. II. Hierbas, arbustos y árboles (a-Gimnospermas, b-Dicotiledóneas)*. Comunicación Técnica INTA, Bariloche, Argentina. 145 pp.

Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley & Sons, Nueva York, EE. UU. 165 pp.

Pisano, E. 1977. Fitogeografía de Fuego-Patagonia chilena. I. Comunidades vegetales entre las latitudes 52°y 56°S. *Anales del Instituto de la Patagonia, Punta Arenas* (*Chile*) 8: 121-250.

Prins, H.H.Th., R.C. Ydenberg & R.H. Drent. 1980. The interaction of Brent Geese *Branta bernicla* and Sea Plantain *Plantago marítima* during spring staging: field observations and experiments. *Acta Botanica Neerlandica* 29: 585-596.

Punta, G. 2019. Aspectos de la ecología poblacional, utilización del hábitat, ecología alimentaria, conectividad migratoria y conservación de los cauquenes en el valle inferior del río Chubut. *Naturalia Patagónica* 13: 1-177.

Punta, G., M.S. Feijóo, E. Laztra, J.R.C. Saravia, G. Murga, S. Pérez Gallo & M. Ricci. 2019. *Aspectos de la ecología poblacional, utilización del hábitat, dieta y conservación de los cauquenes en el valle de Sarmiento. Informe final inédito*. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Comodoro Rivadavia, Argentina. 25 pp.

Punta, G., N. Domínguez & M. Muñoz. 2021. Aspectos poblacionales, uso del hábitat y dieta de la guayata *Oressochen melanopterus* (Aves: Anatidae) durante la invernada en el valle de Calingasta, San Juan, Argentina. *Revista del Museo de La Plata* 6: 14-25.

Punta, G. 2024. Aspectos demográficos y utilización del hábitat de las tres especies de cauquenes migratorios en el área de invernada de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Naturalia Patagónica* (en prensa).

Pyke, G.H., H.R. Pulliam &E.L. Charnov. 1977. Optimal foraging: A selective review of theory and tests. *Quarterly Review of Biology* 52: 137-154.

Radic-Schilling, S., P. Corti, R. Muñoz-Arriagada, N. Butorovic & L. Sánchez-Jardón. 2021. Ecosistemas de estepa en la Patagonia Chilena: distribución, clima, biodiversidad y amenazas para su manejo sostenible. Pp. 223-256 *en* Castilla, J.C., J.J. Armesto & M.J. Martínez-Harms (eds.). *Conservación en la Patagonia chilena: evaluación del conocimiento, oportunidades y desafíos*. Ediciones Universidad Católica, Santiago, Chile.

Romo, A., S. Ferrari, N. Romo, C. Albrieu & R. Cofalt. 2012. Fitodiversidad en la estepa magallánica húmeda de la Patagonia argentina. Pp. 203-208 *en* Cunill, R., A. Pèlachs, R. Pérez-Obiol & J.M. Soriano (eds.) *VII Congreso Español de Biogeografía*, Pirineo 2012. Sant Pere de Ribes, España.

Rodríguez Mata, J., F. Erize & M. Rumboll. 2008. *Aves de Sudamérica. Guía de Campo Collins*. Harper Collins Publishers, Buenos Aires. Argentina. 384 pp.

Russo, N.J., M. Robertson, R. Mackenzie, B. Goffinet & J.E. Jiménez. 2020. Evidence of targeted consumption of mosses by birds in sub-Antarctic South America. *Austral Ecology* 45: 399-403.

Semple, A.T. 1974. *Avances en pasturas cultivadas y naturales*. Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, Argentina. 544 pp.

Sorensen, T. 1957. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of

species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 5: 1-34.

Sowers, C.A., G.A. Gatson, J.D. Wolf, W.H. Fick & K.C. Olson. 2019. Botanical composition of yearling-steer and mature-ewe diets in the Kansas Flint Hills. *Rangeland Ecology & Management* 72: 126-135.

Stephens, D.W. & J.R. Krebs. 1986. *Foraging theory*. Princeton University Press, Nueva Jersey, EE. UU. 247 pp.

Summers, R.W. & A. Grieve. 1982. Diet, feeding behaviour and food intake of the Upland Goose (*Chloephaga picta*) and Ruddy-headed Goose (*Chloephaga rubidiceps*) in the Falkland Islands. *Journal of Applied Ecology* 19: 783-804.

Summers, R.W. & C.N.R. Critchley. 1990. Use of grassland and field selection by Brent Geese *Branta bernicla*. *Journal of Applied Ecology* 27: 834-846.

Summers, R.W. & J.H. McAdam. 1993. *The Upland Goose*. Bluntisham Books, Bluntisham, Reino Unido. 162 pp.

Summers, R.W. 2005. Kelp goose *Chloephaga hybrida*. Pp. 414-416 *en* Kear, J. (ed.). *Ducks, geese and swans. Vol. I*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.

Van Dyne, G.M. & H.F. Heady. 1965. Botanical composition of sheep and cattle diet on a nature annual range. *Hilgardia* 36: 465-492.

Venegas, C. 1994. *Aves de Magallanes*. Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 158 pp.

Weller, M.W. 1999. *Wetland birds: habitat resources and conservation implications*. Cambridge University Press, Cambridge. Reino Unido. 272 pp.

Williams, O. 1969. An improved technique for identification of plant fragments in herbivore feces. *Journal of Range Management* 22: 51-52.

Win, A. 2001. Seasonal grazing of Canada Goose (*Branta canadensis*) on high country farmland, Canterbury, New Zealand. MSc Thesis. Lincoln University, Lincoln, Nueva Zelanda. 110 pp.

Woods, R.W. & A. Woods. 1997. *Atlas of breeding birds of the Falkland Islands*. Anthony Nelson, Oswestry, Reino Unido. 190 pp.

Xercavins, A. 1984. Notas sobre el clima de Magallanes (Chile). *Revista de Geografía* 18: 95-110.

Zarlavsky, G.E. 2014. *Histología vegetal: técnicas simples y complejas*. Primera edición. Sociedad Argentina de Botánica, Buenos Aires, Argentina. 198 pp.

Manuscrito recibido el 26 de marzo de 2024, aceptado el 10 de octubre de 2024.

Procesado por Ricardo A. Figueroa, editor jefe.

LAS PRESAS CONSUMIDAS POR EL LECHUZÓN NEGRUZCO (*Asio stygius*) Y LECHUZÓN OREJUDO (*Asio clamator*) EN ESPACIOS VERDES URBANOS DE TUCUMÁN, NORTE DE ARGENTINA

Prey consumed by the Blackish Owl (*Asio stygius*) and Striped Owl (*Asio clamator*) in urban green spaces of Tucumán, northern Argentina

MARÍA VALERIA MARTÍNEZ[1], ADA LILIAN ECHEVARRIA[1] & MARÍA ELISA FANJUL[1,2]

[1]Instituto de Vertebrados, Zoología, Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 251, Tucumán, Argentina.
[2]Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

Correspondencia: María Valeria Martínez, mvmartinez@lillo.org.ar

ABSTRACT.- The diet of Blackish Owl (*Asio stygius*) and Striped Owl (*Asio clamator*) is little known in urban settings. Between 2019 and 2022, we collected 21 pellets of the Blackish Owl and 15 pellets of the Striped Owl in urban sites of San Miguel de Tucumán, northern Argentina. The pellets analysis revealed the first species preyed only upon birds, with passerines being the most consumed prey (57.2 % of all individual prey [N = 21]). Conversely, the Striped Owl preyed primarily upon rodents. Allochthonous rats (*Rattus* sp.) account for almost half of all prey (N = 17). Even though the sample size was small, we speculated that the Blackish Owl is a bird-specialist predator, and the Striped Owl is a generalist predator, consuming primarily rodents and secondarily birds (columbids and turdids). Diet composition possibly depended also on prey availability in the urban sites studied.

INTRODUCCIÓN

En Argentina, las lechuzas y búhos están representadas por 24 especies (López-Lanús 2017). Varias de dichas especies tienen la capacidad de habitar en zonas urbanas, ya sea permanentemente o solo durante un período del año. En los últimos años, el tamaño poblacional de algunas especies de búhos ha disminuido localmente debido a la expansión de la actividad antrópica, las alteraciones ambientales y a la pérdida y fragmentación del hábitat (Trejo *et al*. 2007). Esto ha conducido a que algunos individuos o parejas de ciertas especies de búhos busquen presas y refugio en los espacios verdes urbanos.

Ya que los búhos y lechuzas ocupan los niveles tróficos más altos, ellos tienen un alto valor ecológico y económico. Como muchos depredadores tope, ellos contribuyen a reducir las poblaciones de roedores e insectos plagas en áreas agrícolas y urbanas (Garcés *et al*. 2015, Díaz-Siefer *et al*. 2021). Esta virtud de los búhos y las lechuzas hace que ellos sean útiles en las ciudades, donde también depredan sobre especies de roedores y aves que transmiten enfermedades.

El lechuzón negruzco (*Asio stygius*) habita principalmente áreas de selvas, bosques y sabanas (Bodrati *et al*. 2012, López-Lanús, 2017, Pearman & Areta 2020) entre el norte de México y el norte de Argentina (König & Weick 2009, Schmitt *et al*. 2013). El lechuzón orejudo (*Asio clamator*) ocupa sabanas, cañaverales, plantaciones y otras áreas abiertas con pocos árboles y arbustos desde el sur de México hasta el norte de Argentina (Martínez *et al*. 1996, Narosky & Yzurieta 2010).

Dentro de su distribución, los lechuzones negruzcos depredan sobre aves, murciélagos, ranas e insectos (Borrero 1967), con una notable ausencia de roedores y una preferencia por aves y murciélagos (Cadena-Ortiz *et al*. 2018, Martínez & Echevarria 2018). Por el contrario, los lechuzones orejudos depredan principalmente sobre roedores y secundariamente sobre aves e invertebrados (Pautasso 2006, Baladrón Felix & Bó 2017, Vargas *et al*.

2021). En Argentina, la información disponible sobre la dieta del lechuzón negruzco y lechuzón orejudo en espacios urbanos es escasa posiblemente debido a que son especies raras o difíciles de observar (Holt *et al*. 1999, Kirkconnell *et al*. 1999). El único estudio que describe cuantitativamente la dieta del lechuzón negruzco en un espacio urbano es aquel realizado por Martínez & Echevarria (2018) en Tucumán.

Aquí describimos la dieta del lechuzón negruzco y lechuzón orejudo en espacios urbanos del Gran San Miguel de Tucumán, norte de Argentina. Nuestro objetivo fue identificar y cuantificar las especies presas que ambas especies consumen en el entorno urbano de Tucumán. Aunque nuestro estudio es preliminar, este permite conocer el rol de ambas especies de búhos en la regulación natural de roedores problemáticos para la salud humana en entornos urbanos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Nuestro estudio incluyó dos áreas urbanas pertenecientes al conglomerado más importante de la provincia de Tucumán. Una es el Cementerio Oeste (26°49’30.21” S, 65°13’25.04” O, ≈ 5 ha localizado en San Miguel de Tucumán, capital provincial (Fig. 1). Esta ciudad, cuya extensión es de 91 km^2, está densamente poblada con 590 342

Figura 1. Localización de los sitios de recolección de egagrópilas del lechuzón negruzco (*Asio stygius*) y lechuzón orejudo (*Asio clamator*) en espacios verdes urbanos de Tucumán, Argentina. Imágenes satelitales tomadas de Google Earth®.

habitantes según el censo 2022. El Cementerio Oeste está constituido por mausoleos y panteones, y por una escasa vegetación confinada mayormente al camino principal. La vegetación está compuesta principalmente por especies exóticas tales como la tuya (*Thuja* spp.) y el naranjo agrio (*Citrus aurantium*). El Cementerio Oeste es adyacente al Parque Avellaneda (4,7 ha), en el cual hay árboles de gran tamaño. Estos árboles son en su mayoría nativos entre los cuales hay tipas (*Tipuana tipu*), pacarás (*Enterolobium contortisiliquum*) y tarcos (*Jacaranda mimosifolia*).

El segundo sitio fue el Jardín Botánico Percy Hill (20°48'33.55''S, 65°16'59.50'' O), una pequeña área natural de 2,2 ha ubicada en medio de la ciudad de Yerba Buena. Esta ciudad abarca una superficie de 160 km^2 y tiene una población de 100 415 habitantes según el INDEC 2022. Yerba Buena yace entre la llanura y las estribaciones del cerro San Javier. Las laderas de este cerro están cubiertas por vegetación propia de las Yungas. El Jardín Botánico, conserva a su vez un único remanente de la selva premontana (piso vegetal más bajo de las Yungas), que originalmente cubría gran parte de lo que hoy ocupa el municipio. Este jardín urbano permite proteger varias especies de árboles nativos tales como el pacará, el virarú (*Ruprechtia laxiflora*), el laurel (*Cinnamomun porphyrium*), el cebil (*Anadenanthera colubrina*) y el san antonio (*Rapanea laetevirens*) (Presti *et al.* 2009, Lomáscolo *et al.* 2014; Fig. 1).

Análisis de la información

Durante el otoño-invierno de 2019 recolectamos 21 egagrópilas de lechuzón negruzco en el Cementerio Oeste. Entre el otoño-invierno de 2021 y 2022 recolectamos 15 egagrópilas de lechuzón orejudo en el Jardín Botánico Percy Hill. Las egagrópilas recolectadas estaban bajo las perchas y los dormideros de los lechuzones. El reconocimiento de los elementos contenidos en las egagrópilas los realizamos en el laboratorio siguiendo las técnicas convencionales propuestas por Marti *et al*. (2007). Identificamos a las presas a la máxima resolución taxonómica posible. Para esto comparamos el material recuperado de las egagrópilas con colecciones de referencia y consultamos a especialistas. En el caso de los roedores y aves, comparamos los restos cráneo-mandibulares con especímenes de referencia mantenidos en las colecciones de Mastozoología y Ornitología de la Fundación Miguel Lillo.

Aunque nuestras muestras fueron bastante pequeñas, evaluamos de manera preliminar la amplitud del nicho trófico de ambas especies de búhos. Para esto, calculamos el índice de Levins estandarizado (Krebs 1999). Este índice expresa la amplitud de nicho en una escala que va desde 0 (cuando la población usa un único recurso presa) hasta 1 (cuando la población utiliza diferentes recursos presa en proporciones similares). La expresión matemática de este índice es: $B_{est} = (B - 1)/n - 1$, donde n es el número total de presas consumidas y B es la amplitud de nicho de Levins. El índice de Levin es calculable mediante la ecuación $B = 1/\Sigma p_j^2$, donde p_j es la proporción de cada taxón presa en la dieta (Feinsinger & Spears 1981, Krebs 1989).

RESULTADOS

Todo el material recuperado de las egagrópilas del lechuzón negruzco fue de aves Passeriformes. Entre el material había restos de emberízidos, furnáridos, mimídos y tiránidos. (Tabla 1). En el caso del lechuzón orejudo, la mayor parte del material recuperado fue de roedores múridos y el resto fue de aves. Entre los restos de roedores, la mitad perteneció a ratas del género *Rattus*. La otra mitad fueron identificables solo al nivel de orden. Entre los restos de aves identificamos a colúmbidos y un túrdido. Los valores de nicho trófico estandarizado para el lechuzón negruzco y lechuzón orejudo fueron 0,62 y 0,09, respectivamente. Esto significa que la muestra de la dieta del lechuzón negruzco fue superiormente equitativa respecto de la proporción de taxones presas frente a la muestra de la dieta del

Tabla 1. Presas encontradas en las egagrópilas del lechuzón negruzco (*Asio stygius*) y lechuzón orejudo (*Asio clamator*) entre 2019-2022 en espacios verdes urbanos de Tucumán, % = proporción dentro del total de individuos presas, N = número de individuos presas en la muestra.

Presas	Lechuzón negruzco % (N)	Lechuzón orejudo % (N)
Mamíferos		
Ratas alóctonas (*Rattus* sp.)	0	47,0 (8)
Roedores no identificados	0	41,2 (7)
Aves		
Columbiformes		
Colúmbidos	0	5,9 (1)
Passeriformes		
Emberízidos	14,3 (3)	0
Furnáridos	4,8 (1)	0
Mimídos	4,8 (1)	0
Tiránidos	9,5 (2)	0
Túrdidos	0	5,9 (1)
Passeriformes no identificados	23,8 (5)	0
Aves no identificadas	42,8 (9)	0
Total de individuos presa	21	17
Total de egagrópilas	21	15

lechuzón orejudo.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

A pesar del bajo número de egagrópilas analizadas, nuestros resultados fueron similares a los de estudios realizados en otras localidades. En el caso del lechuzón negruzco, su aparente preferencia por las aves evidenciada en nuestro estudio es comparable a lo observado por Phillips (2011). Este autor encontró que en un área boscosa de pinos y robles en Belice, los lechuzones negruzcos consumieron más aves, seguidas de murciélagos, y en menor proporción coleópteros, reptiles y anfibios.

Los estudios sobre la dieta del lechuzón negruzco realizados en áreas urbanas y rurales han revelado que las aves son sus principales presas. Estas aparecen en la totalidad de las egagrópilas, incluso en sitios tan distantes como Uberlândia, Minas Gerais, Brasil (Santos 2017) y Pichincha, Ecuador (Cadena-Ortiz *et al.* 2018). Martínez & Echevarria (2018), analizaron las egagrópilas de un lechuzón negruzco en el Jardín Botánico de la Fundación Miguel Lillo, y encontraron que la dieta de este lechuzón estaba compuesta completamente de aves. Esta información, aunque circunstancial, indica que los lechuzones negruzcos podrían especializarse en depredar aves, independiente del hábitat. No obstante, es necesario realizar estudios a largo plazo que incluyan un mayor número de individuos o localidades para describir de manera más general y robusta los hábitos tróficos de esta especie de búho.

Con respecto al lechuzón orejudo, los estudios previos indican que su dieta incluye pequeños mamíferos, aves, reptiles e insectos (Contino 1980, del Hoyo *et al*. 1999). En el presente estudio su dieta estuvo compuesta sólo de mamíferos y aves, siendo los roedores los más consumidos. Esto es similar a lo encontrado por Delgado *et al* (2005) en Medellín, Colombia, donde el lechuzón orejudo depredó mayormente sobre roedores introducidos del género *Rattus* y, en menor proporción, sobre invertebrados. Pautasso (2006) y Baladrón & Bó (2017) documentaron dietas similares en la provincia de Santa Fe y la Reserva de la Biosfera Mar Chiquita, Provincia de Buenos aires, respectivamente. Ambos estudios revelaron que los roedores, tanto introducidos como autóctonos, son las presas principales del lechuzón orejudo en esas localidades. No obstante, entre las presas identificadas por Baladrón & Bó (2017), también había aves. Esto sugiere que este tipo de presas podrían complementar la dieta de los lechuzones orejudos en las áreas urbanas y periurbanas.

Según Krebs (1999) el nicho trófico de una especie está dada por la variedad y la proporción de tipos de alimentos que consume. Según nuestros resultados, el lechuzón negruzco tuvo un nicho trófico más amplio que el lechuzón orejudo. Si bien el lechuzón negruzco consumió solo aves, estas pertenecieron a diferentes familias de Passeriformes. En cambio, el lechuzón orejudo tuvo un nicho trófico estrecho ya que consumió un número menor de tipos de presas. No obstante, el nivel de clase taxonómica de la dieta del lechuzón orejudo fue más diversa que la del lechuzón negruzco. Esto reforzaría la idea de que el lechuzón negruzco es un depredador especializado en aves y el lechuzón orejudo es más bien un depredador generalista. A partir del análisis del contenido de las egagrópilas y de la amplitud del nicho trófico, es posible inferir que ambas especies pueden coexistir juntas en un mismo entorno sin competir entre sí por los mismos recursos alimentarios.

Nuestro estudio, junto al de Martínez & Echevarria (2018), son los únicos que proporcionan información sobre la dieta del lechuzón negruzco en ambientes urbanos de las Yungas de Tucumán. Cabe mencionar que la mayor cantidad de roedores presas encontrados en las egagrópilas del lechuzón orejudo perteneció a ratas alóctonas (*Rattus* sp.). Dichos roedores son transmisores de enfermedades como la leishmaniasis (Tikasingh 1974, Picco *et al*. 2015), por lo que el lechuzón orejudo podría estar desempeñando un rol como regulador de sus poblaciones. Los búhos son reconocidos por su función como reguladoras biológicas naturales de ciertas especies de animales, algunas de las cuales pueden ser nocivas para la salud humana debido a que pueden transmitirnos enfermedades. Por lo tanto, la presencia de búhos en áreas densamente pobladas por humanos contribuiría al bienestar de los habitantes disminuyendo las poblaciones de vectores de potenciales enfermedades (Gollop 1993, Vásquez Ávila *et al*. 2018).

Si bien el número de muestras analizadas es bajo, su análisis nos permitió conocer información valiosa sobre el uso de los recursos por parte del lechuzón negruzco y lechuzón orejudo en áreas urbanas. Resaltamos la necesidad de realizar estudios a largo plazo acerca de la ecología trófica de ambas especies en áreas urbanas. A la vez, esto permitirá determinar el potencial valor sanitario y la prioridad de conservación de ambas especies de búhos.

AGRADECIMIENTOS. – Agradecemos a la Dra. Mónica Díaz por colaborar en la identificación de las especies de roedores, al licenciado Pablo Pereyra por su contribución en el diseño del mapa, y al Sr. Adrián Grilli por las fotos de ambas especies de lechuzones.

LITERATURA CITADA

Baladrón Felix, A.V. & M.S. Bó. 2017. Dieta anual del lechuzón orejudo (*Asio clamator*) en el límite Austral de su distribución. *Ornitología Neotropical* 28: 51-56.

Bodrati, A. 2004. Nuevos aportes a la distribución del

Lechuzón Negruzco (*Asio stygius*) en el Noreste Argentino. *Revista Nuestras Aves*: 47: 26-28.

Bodrati, A., J.I. Areta & E. White. 2012. La avifauna de la Posada y Reserva Puerto Bemberg, Misiones, Argentina; Asociación Ornitológica del Plata. *Nuestras Aves* 57: 63-79.

Bodrati, A., P. Cowper Coles & N. Meyer. 2006. Nuevo Registro documentado del Lechuzón Negruzco (*Asio stygius*) en la Provincia del Chaco, Argentina. *Revista Nuestras Aves* 51: 31-32.

Borrero H., J.I. 1967. Notas sobre hábitos alimentarios de *Asio stygius robustus*. *Hornero* 10: 445-447.

Cadena-Ortiz, H., J. Bedoya, G.M. Pozo-Zamora, J. Watson & J. Brito. 2018. Notas sobre la dieta, desarrollo de jóvenes y distribución del Búho Estigio *Asio stygius* (Strigiformes: Strigidae) en Ecuador. *Revista Ecuatoriana de Ornitología* 3: 20-31.

Canevari, M., P. Canevari, G. Carrizo, G. Harris, J. Rodríguez Mata & R. Straneck. 1991. *Nueva guía de las aves argentinas.* Tomo 2. Fundación Acindar, Buenos Aires, Argentina. 148 pp.

CITES [Convención Internacional sobre el Comercio de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre]. 2023. Apéndices I, II and III. https://www.cites.org/eng/disc/text.php. Accedido el 10 de marzo de 2024.

Contino, F.N. 1980. *Aves del noroeste argentino*. Universidad Nacional de Salta, Secretaría de Estado de Asuntos Agrarios, Dirección General de Recursos Naturales Renovables, Salta, Argentina. 182 pp.

Del Hoyo, J., A. Elliot & J. Sargatal. 1999. *Handbook of the birds of the world*. Vol. 5: Barn-owls to hummingbirds. Lynx Edicions, Barcelona, España.

Delgado, C.A., P.C. Pulgarín & D. Calderón. 2005. Análisis de egagrópilas del Búho Rayado (*Asio Clamator*) en la ciudad de Medellín. *Ornitología Colombiana* 3: 100-103.

Díaz-Siefer, P., N. Olmos-Moya, F.E. Fontúrbel, B. Lavandero, R.A. Pozo & J.L. Celis-Diez. 2022. Bird-mediated effects of pest control services on crop productivity: a global synthesis. *Journal of Pest Science* 95: 567-576.

Feinsinger, P., E.E. Spears & R.W. Poole. 1981. A simple measure of niche breadth. *Ecology* 62: 27-32.

Garcés, F., A. Paz, C. Cuéllar, J. Bartolomé, F. Fuentelsaz, L. Moreno & C. Peiteado. 2015. Aliados en agricultura. Cómo combatir las plagas de forma natural. GREFA & WWF. España. 31 pp.

Gollop J.H., A.R. Katz, R.C. Rudoy & D.M. Sasaki. 1993. Rat-bite leptospirosis. *Western Journal of Medicine* 159: 76-77.

Holt, D.W., R. Berkley, C. Deppe, P.L. Enríquez-Rocha, P.D. Olsen, J.L. Petersen, J.L. Rangel-Salazar, K.P. Segars & K.L. Wood. 1999. Strigidae species accounts. Pp. 152-242 *en* del Hoyo, J., J. Elliot & J. Sargatal (eds.). *Handbook of the birds of the world.* Vol. 5: Barn owls to hummingbirds. Lynx Edicions, Barcelona, España.

INDEC. 2022. Censo de población, hogares y vivienda 2010: censo del Bicentenario: resultados definitivos, serie B, Nº 2 - Primera edición. Instituto Nacional de Estadística y Censos, Buenos Aires, Argentina.

Juncosa Polzella, A.S. & V. Zárate. 2021. Primer registro de nidificación para el Lechuzón Orejudo (*Asio clamator*) en Salta, Argentina. *Nuestras Aves* 66: 9-11.

Kirkconnell, A., D. Wechsler & C. Bush. 1999. Notes on the Stygian Owl (*Asio Stygius siguapa*) in Cuba. *El Pitirre* 12. https://jco.birdscaribbean.org/index.php/jco/article/view/627/569

König, C. & F. Weick. 2009. *Owls of the world.* Segunda edición. Yale University Press, New Haven. 528 pp.

Krebs, C. 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, Nueva York, EE. UU. 654 pp.

Lomáscolo T., A. Grau & A. Brown. 2014. Áreas protegidas de Tucumán. Ediciones del Subtrópico, Yerba Buena, Tucumán, Argentina. 313 pp.

López Lanús, B.M. 2017. *Guía Audiornis de las aves de Argentina: fotos y sonidos*. Identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes. Segunda edición ampliada. Copyright Audiornis Producciones. Buenos Aires, Argentina.

MAyDS & AA. [Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentina]. 2017. Categorización de las aves de la Argentina (2015). Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas. Edición electrónica. C. A. Buenos Aires, Argentina. 148 pp.

Marti, C.D., M. Bechard & F.M. Jaksic. 2007. Food habits. Pp 129-152 *en* Bird, DM & KL Bildstein (eds). *Raptor research and management techniques*. Hancock House, Blaine, West Virginia, EE. UU.

Martínez, M.M., J.P. Isacch & F. Donatti. 1996. Aspectos de la distribución y biología reproductiva de *Asio clamator* en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 7: 157-161.

Martínez, M.V. & A.L. Echevarria. 2018. Primer registro de *Asio stygius* (Aves: Strigidae) y análisis de dieta en el Jardín Botánico de la Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 62: 51-56.

Narosky, T. & D. Yzurieta. 2010. *Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación*. Vázquez Mazzini Editores. Buenos Aires. Argentina. 432 pp.

Olrog, C.C. 1979. Nueva lista de la avifauna argentina. *Opera Lilloana*, 27: 1-324.

Pautasso, A.A. 2006. Dieta del Lechuzón Orejudo (*Asio clamator*) en el centro y este de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Ornitologia Neotropical* 17: 289-293.

Pautasso, A.A. & M.R. de la Peña. 2001. Observaciones sobre la biología reproductiva de *Asio clamator* en el centro de Argentina. *Hornero* 16: 43-46.

Pearman, M. & J.I. Areta. 2020. *Birds of Argentina and the South-west Atlantic. Helm Field Guides.* Bloomsbury Publishing, Londres, Reino Unido 480 pp.

Phillips, R. 2011. Studying the Stygian Owl *Asio Stygius Robustus* in Mountain Pine Ridge, Belize. *Spizaetus* 12: 3-7.

Picco, N., V. Martin & C. Motta. 2015. Determinación de bacterias zoonóticas transmitidas por roedores: estudios preliminares en la ciudad de Río Cuarto, Córdoba, Argentina. Editorial Academia Española. Saarbrücken, Alemania. 67 pp.

Presti, P.M. & A.L. Echevarria. 2009. El ensamble de aves en un relicto de selva pedemontana: Parque Percy Hill (Yerba Buena, Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 53: 64-76.

Santos, A.F. 2017. Dieta de *Asio stygius* (Wagler, 1832) en ambiente urbano. Tesis de grado de la Universidade Federal de Uberlândia Instituto de Biología, Minas Gerais, Brasil. 22 pp.

Schmitt, C.J., T. Valqui & C.C. Witt. 2013. The expanding known range of Stygian Owl (*Asio stygius*) in the Andes. *Boletín UNOP* 8: 37-45.

Tikasingh, E.S. 1974. La Leishmaniasis enzootica de los roedores en Trinidad, Indias Occidentales. *Bulletin of the Pan American Health Organization* 8: 232-242.

Trejo, A., M.S. Bó, M.I. Bellocq & J. López de Casenave. 2007. Ecología y conservación de aves rapaces en Argentina. *Hornero* 22: 81-83.

Trejo, A. & V. Ojeda. 2002. Identificación de egagrópilas de aves rapaces en ambientes boscosos y ecotonales del noroeste de la Patagonia Argentina. *Ornitología neotropical* 13: 313-317.

UICN. 2023. Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2023-1. https://www.iucnredlist.org. Consultado el 30 del 11 de 2023.

Vargas, R., J. Abella, M. Gregori & J. Brito. 2021. Análisis de egagrópilas del búho listado, *Asio clamator* (Aves: Strigiformes) en Atahualpa, provincia de Santa Elena, Ecuador. *Huitzil* 22: e-625. https://doi.org/10.28947/hrmo.2021.22.2.551

Vásquez Ávila, B.E., C.H. Nivelo-Villavicencio, P.R. Picó Renteria, M.K. Armijos, C.B. Vásquez Espinoza & P.X. Astudillo Webster. 2018. La lechuza Campanaria, *Tyto alba* (Strigiformes: Tytonidae) como regulador de plagas en un ecosistema urbano altoandino en el sur del Ecuador. *ACI Avances en Ciencias E Ingenierías* 10: https://doi.org/10.18272/aci.v10i1.975.

Vieillot, L.P. 1807. Histoire naturelle des oiseaux de l'Amérique Septentrionale: contenant un grand nombre d'espèces décrites ou figurées pour la première fois. Vol. 1. Chez Desray, Libraire, Paris, Francia. 90 pp.

Wagler, J. G. 1832. Mittheilungen über einige merkwürdige Thiere. *Isis von Oken* (Alemania) 3: 275-282.

Manuscrito recibido el 4 de julio de 2024, aceptado el 31 de octubre de 2024.

Procesado por Silvina Ippi, editora asociada.

UN CASO DE ACICALAMIENTO MUTUO ENTRE UNA COTORRA ARGENTINA (*Myiopsitta monachus*) Y UN LORO CHOROY (*Enicognathus leptorhynchus*) EN UN SITIO PERIURBANO DE CHILLÁN, CENTRO SUR DE CHILE

A case of allopreening between a Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and a Slender-billed Parakeet (*Enicognathus leptorhynchus*) at a periurban site of Chillán, southern-central Chile

MONTSERRAT DEL CAMPO-PAROD[1,2], DANIEL RABANAL[3], DANNY FUENTES-CASTILLO[2] & SEBASTIÁN MUÑOZ-LEAL[1]

[1]Laboratorio de Parásitos y Enfermedades de Fauna Silvestre, Departamento de Ciencia Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Concepción, Chillán, Chile.
[2]Laboratorio de Microbiología Veterinaria, Departamento de Patología y Medicina Preventiva, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de concepción, Chillan, Chile.
[3]Ingenieria Ambiental, Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad de Concepción, Chillan, Chile.

Correspondencia: S. Muñoz-Leal, sebamunoz@udec.cl

ABSTRACT.- Reciprocal interactions in birds include allopreening and allofeeding. Both strengthen social bonds. During June of 2023, we casually observed allopreening between a Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and a Slender-billed Parakeet (*Enicognathus leptorhynchus*) on a university campus in Chillán, southern-central Chile. Afterwards, we surveilled interactions between both individuals for 30 days. During that period, we registered mutual feather cleaning and feeding between both. Our observations suggest a spontaneous social relationship between an allochthonous and an autochthonous species, which is uncommon in natural environments. Reciprocal social interactions between species may imply the transmission of information regarding feeding resources and generate social cohesion in mixed groups. Our observations raise questions about the behavior of allochthonous species in new territories and their impact on the local fauna.

INTRODUCCIÓN

Las interacciones recíprocas entre aves ocurren tanto entre individuos de una misma especie como entre especies distintas (Harrison 1965). Un comportamiento recíproco común en las aves es el acicalamiento mutuo entre individuos de la misma especie (Harrison 1965, Da Silva & Carmo 2015). A diferencia del autoacicalamiento, el acicalamiento mutuo permite una mejor limpieza y ordenamiento de las plumas entre una pareja o familia y, a la vez, fortalece los vínculos sociales (Gill 2012).

El comportamiento de socialización entre los psitácidos (*i.e*., loros, cachañas, cotorras) es usual dentro de una misma especie ya que existen relaciones afiliativas, tales como la formación de parejas y la alimentación y el acicalamiento mutuos. Estas interacciones favorecen asociaciones espaciales estrechas entre los individuos (Seibert 2006). El acicalamiento mutuo es esencial en la formación de vínculos entre las parejas y en la cohesión social de las aves gregarias o coloniales (Gill 1995). Las aves manifiestan esta conducta recíproca con movimientos de cabeza y limpieza de las plumas de la corona, nuca y cuello (Harrison 1965).

En los psitácidos, la alimentación mutua está ocurre principalmente durante la formación de parejas, previo a la cópula. Este fenómeno incluye conductas alternativas, en las que las hembras piden alimento moviendo su cabeza, vocalizando y erizando las plumas. Los machos mueven la cabeza, agarran con su pico el pico de las hembras o

le entregan la comida (Harrison 1994, Seibert 2006).

El choroy (*Enicognathus leptorhynchus*) es una de las cuatro especies de loros autóctonas de Chile. Esta especie es endémica de la ecorregión del bosque templado austral, aunque también ocupa remanentes de bosque esclerófilo en Chile central (Martínez & González 2017). Los choroyes ocupan típicamente los remanentes de bosque mixtos de *Nothofagus*, pero en invierno visitan las áreas abiertas arboladas y con siembras agrícolas en el valle central (Collar *et al.* 2020). Esta especie de loro es gregarias y sociable, formando bandadas numerosas durante la temporada reproductiva (Carneiro *et al*. 2013, Collar *et al.* 2020).

La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) es una especie originaria de la zona boscosa del sur de Brasil y norte de Argentina (Iriarte *et al*. 2005)). Esta especie fue traída a Chile por importadores de mascotas a inicios de 1970 (Iriarte *et al.* 2005). La liberación de cotorras mantenidas como mascotas provocó que éstas se dispersaran progresivamente en varias regiones del país. Actualmente, las cotorras argentinas se han convertido en una especie invasora, manifestando una marcada preferencia por los hábitats urbanos (Living 2006, Rodríguez-Pastor *et al*. 2012, Briceño *et al*. 2017, 2019, 2022). Actualmente, la mayor parte de su población se concentra en la región metropolitana (Briceño *et al*. 2022). Existen registros esporádicos de cotorras argentinas en algunas ciudades del centro sur de Chile (Caraboni *et al.* 2020, Burgio *et al.* 2020, eBird Chile, 2023).

Existe poca información sobre interacciones entre las cotorras argentinas y otras especies de aves (Fatsy 2008). En Chile, Briceño *et al*. (2022) documentó el uso de nidos de cotorras argentinas por parte de otras especies de aves urbanas (Briceño *et al*. 2022). Aquí describimos un caso de interacción mutua entre una cotorra argentina y un choroy en un campus universitario en Chillán, región de Ñuble. Nuestro hallazgo es notable ya que sugiere una interacción espontánea entre una especie de loro alóctono y una especie de loro autóctono, algo poco común en ambientes naturales (Harrison 1965).

MATERIALES Y MÉTODOS

El 12 de mayo de 2023 observamos una cotorra argentina posada en un quillay (*Quillaja saponaria*) vocalizando entre una bandada de tordos (*Curaeus curaeus*). El sitio del registro está en el sector de los cultivos agrícolas del Campus Chillán de la Universidad de Concepción, comuna de Chillán, Ñuble. El 26 de mayo de 2023 observamos a un loro choroy posado en un roble europeo (*Quercus robur*) en el sector agrícola del campus universitario. El 16 de junio de 2023 registramos a una cotorra argentina y a un choroy sobre una rama del roble europeo. Ese mismo día observamos por primera vez a ambos individuos acicalándose mutuamente. A partir de este evento, hicimos un seguimiento diario durante 30 días para corroborar si tal interacción era recurrente. Realizamos dos sesiones diarias de observación de 30 min. Una sesión fue durante la mañana, entre las 10:00-10:30 h, y otra durante la tarde, entre las 17:00-17:30 h. En estos horarios ambos individuos parecían ser más activos. Durante cada sesión, nos mantuvimos quietos en un punto de avistamiento a 25-30 m de la pareja de loros o recorrimos un trayecto lineal de 260 m a través del pastizal circundante. Dentro del pastizal había árboles que ambos individuos utilizaron como posaderos. Para registrar mejor las interacciones entre ambos individuos, los observamos con binoculares (10 x 25 mm; MicroLab) y los fotografiamos con una cámara Nikon D5600.

RESULTADOS

La cotorra argentina y el choroy se reunieron principalmente sobre las ramas del roble europeo, localizado en medio de un pastizal del campus universitario (Fig. 1). Allí, ambos se posaban, vocalizaban, se acicalaban mutuamente el cuello, la cabeza y la nuca. El choroy tomaba la iniciativa de alimentar a la cotorra. Cuando el choroy intentó alimentar a la cotorra, está fue agresiva al comienzo. Luego se apaciguó y recibió el alimento.

Todas las veces que observamos a la pareja, el comportamiento seguía el mismo patrón. Ambos se reunían en una rama, recorrían el espacio entre las ramas y luego se acercaban estrechamente. Además, la cotorra argentina y el choroy se alternaban en la vigilancia del área circundante.

El acicalamiento recíproco que observamos fue similar al comportamiento entre parejas de loros durante el cortejo (Fig. 1). Sin embargo, durante el seguimiento y registro de las interacciones, no observamos cópula entre los individuos. En ocasiones, la cotorra demostró una conducta más independiente y voló hacia otros sectores mientras que el choroy permaneció vocalizando en un mismo lugar.

DISCUSIÓN

Al parecer, las interacciones recíprocas interespecíficas han sido poco relevantes para los ornitólogos y podría ser una razón por la cual están poco documentadas (Harrison 1965, Webber 1989). Sin embargo, las interacciones recíprocas entre individuos de distintas especies son biológicamente relevantes por varias razones. Primero, revelan que los actos recíprocos y la comunicación no vocal no están restringidos a los individuos de la misma especie. Segundo, reflejan vínculos que pueden contribuir a la cohesión social de grupos mixtos de especies de aves. Tercero, el acicalamiento recíproco y la alimentación mutua representarían el mecanismo por el cual los individuos de una misma especie transfieren información a los indivi-

Figura 1. Acicalamiento recíproco entre una cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) y un loro choroy (*Enicognathus leptorhynchus*) registrado el 27 de julio de 2023 en el campus de la Universidad de Concepción, en Chillán, centro sur de Chile. **A**. Ambos individuos acicalándose mutuamente en la región del cuello, cabeza y pico. **B**. Roble europeo donde se reunían ambos individuos durante el invierno. La imagen del roble corresponde a la estación de verano. Fotografías: Jorge Neira Jabalquinto.

duos de otras especies a cerca del sitio de alimentación. Finalmente, las conductas recíprocas interespecíficas pueden surgir cuando los individuos convergen en el uso del hábitat o tienen hábitos similares de forrajeo (Sridhar *et al.* 2009, Da Silva & Carmo 2015).

El acicalamiento mutuo entre una cotorra argentina y un choroy refleja la capacidad de socialización propia de los psitácidos. Las cotorras argentinas se autoacicalan durante todo el día, pero con más frecuencia al comienzo de la tarde durante el período no reproductivo y al final de la tarde en el período reproductivo (Burgio *et al.* 2020). Además, durante el cortejo, las cotorras argentinas primero se acicalan mutuamente. Luego, exhiben una conducta de mendicidad y cruzan sus picos. Generalmente, la hembra toma la iniciativa, emitiendo un llamado con bajo volumen y estirando la cabeza para acercarla al macho (Verbeek *et al.* 1981, Burgio *et al.* 2020). El macho, el miembro más agresivo de la pareja, es quien suele solicitar el acicalamiento (Russell I929).

Debido a que los loros son muy sociables, una interacción reciproca puede ocurrir en la mayoría de las especies de este grupo de aves (Harrison 1965). Así, la interacción recíproca observada entre la cotorra argentina y el choroy pudo ocurrir porque ambos estaban solitarios (Hubbs 1955). Sin embargo, considerando que los choroyes se congregan en grandes bandadas durante el invierno (Tobar *et al.* 2021), es inusual que un choroy esté solo. Es posible que este choroy haya escapado de algún sitio donde estaba cautivo, se haya separado de la bandada por algún problema fisiológico o sea un individuo sedentario que no siguió a su bandada (Martínez & González 2017, Collar *et al.* 2020). La cotorra argentina pudo corresponder a un individuo errante proveniente de alguna colonia de más al norte (Iriarte *et al.* 2005) o haber escapado de algún sitio donde estaba cautiva. Las especies alóctonas muchas veces deben enfrentar la escasez de parejas conespecíficas, lo que las lleva a interactuar con especies nativas o endémicas (Blackburn *et al.* 2009, Hernández-Brito *et al.* 2021, Parragué-Migone *et al*. 2022). Este hecho pudo haber motivado la reunión de ambas aves observadas en este reporte.

La ocurrencia de una conducta de acicalamiento y alimentación mutua entre una cotorra argentina y un choroy podría ser una señal de intento de cortejo. Sin embargo, dado la falta de dimorfismo sexual de ambas especies, no pudimos determinar el sexo de los individuos observados. Aún así, nuestras observaciones indican que

la interacción interespecífica entre psitácidos alóctonos y nativos podría ser más común de lo esperado.

AGRADECIMIENTOS.- Agradecemos a Jorge Neira Jabalquinto por proporcionar las imágenes de la interacción entre los psitácidos involucrados en este estudio, a Matías Rey Norambuena por facilitar datos de su primer avistamiento de cotorra argentina en la comuna de Chillán, a Jorge Páez por su retroalimentación y apreciación del manuscrito y al Dr. Dailos Hernández-Brito por sus valiosos consejos y retroalimentación en las primeras versiones de esta nota.

LITERATURA CITADA

Altmann, J. 1973. Observational study of behavior: sampling methods. *Behavior* 49: 227-267.

Blackburn, T.M., J.L. Lockwood & P. Cassey. 2009. *Avian invasions: the ecology and evolution of exotic birds.* Vol. 1. Oxford University Press, Nueva York, EE. UU. 320 pp.

Briceño, C., A. Sandoval-Rodríguez, K. Yévenes, M. Larraechea, A. Morgado, C. Chappuzeau, V. Muñoz, P. Dufflocq & F. Olivares. 2019. Interactions between invasive monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) and other bird species during nesting seasons in Santiago, Chile. *Animals* 9: doi:10.3390/ani9110923.

Briceño, C., D. Surot, D. González-Acuña, F.J. Martínez & F. Fredes. 2017. Parasitic survey on introduced monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Santiago, Chile. *Journal of Veterinary Parasitology* 26: 129-135.

Briceño, C., M. Larraechea, & S. Alvarado. 2022. Monk Parakeet's (*Myiopsitta monachus*): ecological parameters after five decades of invasion in Santiago metropolis, Chile. *Birds* 3: 341-358.

Burgio, K.R., C.B. Van Rees, K.E. Block, P. Pyle, M.A. Patten, M.F. Spreyer & E.H. Bucher. 2020. Monk parakeet (*Myiopsitta monachus*). *Birds of the world*. Laboratorio de Ornitología de Cornell, Ithaca, Nueva York, EE. UU.

Caraboni, A., C. Barrientos & P. Fuentes. 2020. Registro de una colonia reproductiva de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Coronel, región del Biobío, sur de Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 26: 96-100.

Collar, N., E. De Juana & P.F.D. Boesman. 2020. Slender-billed parakeet (*Enicognathus leptorhynchus*). *Birds of the world*. Laboratorio de Ornitología de Cornell, Ithaca, Nueva York, EE. UU.

Da Silva, C. & R.S. Carmo. 2015. Comportamento allopreening entre Urubu-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus*) e caracará (*Caracara plancus*) no nordeste brasileiro. *Atualidades Ornitológicas* 184: 22.

eBird Chile. 2023. Choroy - *Enicognathus leptorhynchus*. Disponible en: https://ebird.org/chile/species/monpar. Consultado el 10 de agosto de 2023

eBird Chile. 2023. Cotorra - *Myiopsitta monachus*. Disponible en: https://ebird.org/chile/species/monpar. Consultado el 13 de agosto de 2023.

Fatsy, L.M. 2008. *Ecology of the monk parakeet, Myiopsitta monachus: An investigation of interspecies interaction, time-activity budget, and nest building biology*. Tesis de Magister. Southern Connecticut State University, Department of Biology, New Haven, Connecticut, EE. UU.

Gill, F.B. 1995. *Ornithology*. Segunda edición. WH Freeman and Company, Nueva York, EE. UU. 720 pp.

Gill, S.A. 2012. Strategic use of allopreening in family-living wrens. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 66: 757-763.

Harrison, C.J.O. 1965. Allopreening as agonistic behaviour. *Behaviour* 24: 161-209.

Harrison, G.J. 1994. Perspective on parrot behavior. Pp. 96-108 *en* Ritchie, B.W., G.J. Harrison & L.R. Harrison (eds.) *Avian medicine: principles and application*. Wingers Publishing, Lake Worth, Florida, EE. UU.

Hernández-Brito, D., J.L. Tella, M. Carrete & G. Blanco. 2021. Successful hybridization between non-congeneric parrots in a small introduced population. *Ibis* 163: 1093-1098.

Hubbs, C.L. 1955. Hybridization between fish species in nature. *Systematic Zoology* 4: 1.

Iriarte, A.J., G. Lobos & F.M. Jaksic. 2005. Especies de vertebrados invasores en Chile y su control y seguimiento por parte de organismos gubernamentales. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 143-154.

Living, S.A. 2006. *The Monk Parakeet Myiopsitta monachus Boddaert (1783) in Connecticut: an investigation of distribution, nesting ecology, feeding habits and interactions*. Southern Connecticut State University, Department of Biology, New Haven, Connecticut, EE. UU.

Martínez, D. & G. González. 2017. *Aves de chile: guía de campo y breve historia natural*. Ediciones del Naturalista, Santiago, Chile. 363 pp.

Parragué-Migone, C., N. Martin, L. Moreno & S. Muñoz-Leal. 2022. Primer registro documentado de la paloma picazuro (*Patagioenas picazur*o) en Chile central. *Revista Chilena de Ornitología* 28: 39-42.

Rodríguez-Pastor, R., J.C. Senar, A. Ortega, J. Faus, F. Uribe & T. Montalvo. 2012. Distribution patterns of invasive Monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in an urban habitat. *Animal Biodiversity and Conservation* 35: 107-117.

Russell, H.W.S. 1929. *Parrots and parrot-like birds in aviculture*. Marquis of Tavistock. Londres, Reino Unido. 298 pp.

Seibert, L.M. 2006. Social behavior of psittacine birds. Pp. 337-347 *en* Luescher, A.U. (ed.) *Manual of parrot behavior*. Wiley-Blackwell. 352 pp.

Sridhar, H., G. Beauchamp & K. Shanker. 2009. Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? a large-scale synthesis. *Animal Behaviour* 78: 337-347.

Tobar, C.N., D. Meier, J.R. Rau, C. Ríos-Henríquez, H. Pavés & A. Santibáñez. 2021. Seasonal variation of birds in Trumao wetland, south-central Chile. *Iheringia: Série Zoologia* 111: e2021002.

Webber, T.A. 1983. Allopreening by brown-headed cowbirds. *Condor* 85: 249-250.

Manuscrito recibido el 12 de abril de 2024, aceptado el 2 de octubre de 2024.

Procesado por Ricardo A. Figueroa, editor jefe.

HOW DOES A SHEARWATER CHICK HATCH?

¿Cómo eclosiona un polluelo de fardela?

DIETRICH RISTOW

Ottostr 44
D-85521 Ottobrunn
Germany (Alemania)

Correspondence: dietrich.ristow@t-online.de

Egg shape varies between bird species, typically being more or less pyriform and having a blunt and a pointed end. When hatching, the chick of ordinary species punctures the eggshell with its egg-tooth, and it does so effectively along the shortest stretch required, *i.e.* along a circumference close to the egg's "equator". Of the two shell fractions produced, the one with the blunt end becomes shorter than the other one. However, this is not so for those shearwater species which I happen to know to some extent: Cory's Shearwater (*Calonectris borealis*) with > 30 cases on Alegranza/Canary Islands and Desertas/Madeira, Scopoli's Shearwater (*Calonectris diomedea*; Fig. 1) > 100 on Dionisades/Crete, Pink-footed Shearwater (*Puffinus creatopus*) > 30 on Isla Mocha/Chile, and Yelkouan Shearwater (*Puffinus yelkouan*) with eight cases on four Aegean islands. In these species the eggshell is cut along a circumference through the blunt and pointed ends of the egg, resembling a "meridian through north and south pole". This way, shell halves of almost identical shape result (Fig. 2).

I do not find this different strategy described in the petrels reference book by Warham (1990). And I do not find it in the Manx Shearwater (*Puffinus puffinus*) monograph by Brooke (1990) either, so I have some reservations whether the drawing on his page 93 where a hatching chick is shown in the ordinary way, is realistic.

Birkhead (2016) in his general review on hatching describes variations in pipping perforation tracks among several bird genera, yet there is no special mention of the shearwaters' performances. To be aware of such differences is not just of academic interest only: Guicking (1999) saw halves of Pink-footed Shearwater eggshells at

Figure 1. Scopoli's Shearwater *Calonectris diomedea*) nest with the adult female and the chick on 10 July 1997 on Dionisades/Crete. The nest was at the end of a narrow limestone cave (≈ 4 m in length). Photo: Dietrich Ristow.

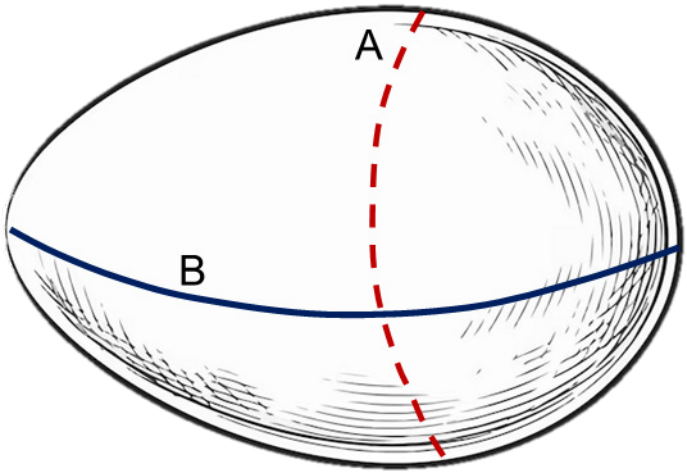

Figure 2. Schematic of an egg's shape to demonstrate two strategies for cutting the eggshell. A. The dashed line indicates the shortest convenient circumference ("equator"), *i.e.* minimum of work with the egg tooth. B. The full line ("meridian") results in two halves of equal size.

the burrow entrances and misinterpreted them as remains of rats' repast, thereby implying misleading conservation suggestions.

When hatching starts, the chick pips the shell membrane of the air cell, which is at the blunt end, and gets its first intake of oxygen therefrom. I would guess in order to obtain more oxygen that it would be convenient for a chick to continue with puncturing the eggshell right there "at the north pole". Whilst this would apply for shearwaters, this is not the rule for the majority of bird species. So, I wonder whether a study of perforation tracks across many bird genera when combined with their evolutionary tree could provide some hint as to the factors involved which cause these variations.

LITERATURE CITED

Birkhead, T. 2016. *The most wonderful thing – inside (and outside) a bird's egg*. Bloomsbury. 304 pp.

Brooke, M. 1990. *The Manx Shearwater*. T & A. D. Poyser, London. 246 pp.

Guicking, D. 1999. Pink-footed Shearwaters on Isla Mocha, Chile. *World Birdwatch* 21: 20-23.

Warham, J. 1990. *The Petrels – their ecology and breeding systems*. Academic Press, London. 440 pp.

Manuscrito recibido el 12 de abril de 2024, aceptado el 2 de octubre de 2024.

Procesado por Ricardo A. Figueroa, editor jefe.

Esta publicación cuenta con los auspicios de:

Far South Editorial

www.fsexpeditions.com

http://www.bioamericaconsultores.com/

REVISTA CHILENA DE ORNITOLOGÍA

ISSN: 0719-7853

PUBLICADA POR AVES CHILE / UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

Volumen 30 Número 2 Diciembre de 2024

CONTENIDOS

NOTA EDITORIAL

¡Disfruten esta edición!
R.A. Figueroa 79

ARTÍCULOS

Irrupción poblacional y dieta del águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*) en el Parque Nacional Fray Jorge, centro-norte de Chile
E. Pavez 81

Dieta del caiquén (*Chloephaga picta*) en sus áreas de reproducción y de invernada
G. Punta, N. Domínguez & B. Crespo 93

COMUNICACIONES BREVES

Las presas consumidas por el lechuzón negruzco (*Asio stygius*) y lechuzón orejudo (*Asio clamator*) en espacios verdes urbanos de Tucumán, norte de Argentina
M. V. Martínez, A. L. Echevarria & M. E. Fanjul..... 106

Un caso de acicalamiento mutuo entre una cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) y un loro choroy (*Enicognathus leptorhynchus*) en un sitio periurbano de Chillán, centro sur de Chile
M. del Campo-Parod, D. Rabanal, D. Fuentes-Castillo & S. Muñoz-Leal..... 112

REVISIÓN/OPINIÓN

How does a Shearwater chick hatch?
D. Ristow 117

AvesChile
Unión de Ornitólogos de Chile