



El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

Volumen 37 - Número 1

Agosto 2022



Publicada por Aves Argentinas.
Asociación Ornitológica del Plata.
Buenos Aires, Argentina.



El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

Establecida en 1917
ISSN 0073-3407 (Versión impresa)
ISSN 1850-4884 (Versión electrónica)



Disponible en línea
scielo.org.ar

Miembro de



Editor en Jefe

Dr. Sergio Lambertucci

Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación (INIBIOMA), CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.

Editores Adjuntos

Dr. Ignacio Roesler

Programa Biodiversidad y Conservación, Dpto. de Análisis de Sistemas Complejos, Fundación Bariloche-CONICET, Bariloche, Argentina.

Dra. Karina Speziale

Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA, CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.

Editores Asociados

Dr. David Canal

Institute of Ecology and Botany (IEB-CER), Hungría

Dra. Kristina L. Cockle

Grupo de Ecología y Conservación de Aves, Instituto de Biología Subtropical-CONICET-UNaM, Puerto Iguazú, Argentina

Dr. Adrián Di Giacomo

Laboratorio de Biología de la Conservación, CECOAL-CONICET

Dra. Laura Gangoso

Department of Wetland Ecology, Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), España

Dr. Germán García

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), FCEYN-UNMDP

Dr. Alex E. Jahn

Environmental Resilience Institute, Indiana University, USA

Dr. Lucas Leveau

Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos IEGEBA-CONICET, FCEN-UBA, Buenos Aires, Argentina

Dra. Bettina Mahler

Laboratorio de Ecología y Comportamiento Animal, IEGEBA-FCEN, UBA

Dra. Beatriz M. Miranzo

Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECA- RA), FCEyN-UNLPam & INCITAP-CONICET

Dr. Pablo Plaza

Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA, CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.

Dra. Cynthia Ursino

Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Estados Unidos

Dra. Andrea Raya Rey

Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), CONICET

Diseño gráfico

Mariano Masariche



El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

Volumen 37 - Número 1

Agosto 2022



Publicada por Aves Argentinas.
Asociación Ornitológica del Plata.
Buenos Aires, Argentina.



DEL MONTE AL CHACO: EBIRD REVELA LA MIGRACIÓN DEL PIOJITO TRINADOR (*SERPOPHAGA GRISEICAPILLA*)

FABRICIO C. GORLERI^{1,2*}, IGNACIO ROESLER²

¹Laboratorio de Ecología, Comportamiento y Sonidos Naturales, Instituto de Bio y Geociencias del Noroeste Argentino (IBI-GEO-CONICET), Salta, Argentina

²Departamento Científico, Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina

*fabriciogorleri@gmail.com

RESUMEN.- El Piojito Trinador (*Serpophaga griseicapilla*) es un pequeño tiránido migratorio que completa su ciclo anual en el sur de Sudamérica, siendo aparentemente un endémico de cría de Argentina. Sin embargo, al ser una especie recientemente descrita carece de registros históricos, por lo que diversos aspectos de su ecología migratoria aún resultan poco estudiados. Aquí utilizamos los nuevos registros disponibles en eBird para describir la migración y fenología del Piojito Trinador. Utilizamos modelos de distribución de especies (Random Forests) y modelos de abundancia (GAMs) para (1) predecir su distribución estacional, (2) asociaciones de hábitat, y (3) fenología migratoria. Aportamos más evidencia de que el Piojito Trinador es endémico de cría de Argentina, siendo el Monte austral la principal región reproductiva de la especie. Luego de su reproducción, el piojito migra al norte y permanece en las llanuras del litoral argentino (de marzo a octubre) y el Gran Chaco (de mayo a octubre), donde es mayormente detectado en arbustales cercanos a cursos de agua. La especie realiza un notorio pasaje migratorio de otoño y primavera (picos a mediados de abril y mediados de septiembre) a través del Chaco árido y sierras de Córdoba y San Luis, reflejando una potencial ruta migratoria. Brindamos más evidencia de la enorme utilidad de los nuevos datos de ciencia ciudadana para la reconstrucción de patrones migratorios y fenológicos en aves. El incremento en calidad y cantidad de registros se reflejará en análisis ecológicos más precisos y detallados.

PALABRAS CLAVES: *ciencia ciudadana, fenología, migración austral del Neotrópico, modelos aditivos generalizados, modelos de distribución de especies, Neotrópico, Tyrannidae.*

ABSTRACT.- FROM MONTE TO CHACO: EBIRD REVEALS THE MIGRATION OF THE STRANECK'S TYRANNULET (*SERPOPHAGA GRISEICAPILLA*). The Straneck's Tyrannulet (*Serpophaga griseicapilla*) is a small migratory flycatcher that completes its annual cycle within southern South America, and which appears to breed exclusively in Argentina. However, as a recently described species, historical records are lacking, and several aspects of its migratory ecology are still poorly studied. In this study, the new records of the Straneck's Tyrannulet available in the eBird database are analyzed to describe the species migration and phenology. Species distribution models (Random Forests) and abundance models (GAMs) were used to predict its (1) seasonal distribution, (2) habitat associations, and (3) migratory phenology. Further evidence that the Straneck's Tyrannulet is an endemic breeder of Argentina, with the southern Monte being the species' main breeding region, is provided. After breeding, the Straneck's Tyrannulet migrates to the north and overwinters in the plains of the Argentine Mesopotamia (from March to October) and the Chaco region (from May to October), where it is mostly sighted in shrublands near watercourses. The species makes a notable migratory passage in autumn and spring (with peaks in mid-April and mid-September) through the arid Chaco and the sierras of Córdoba and San Luis, suggesting a potential migratory route. Also, further evidence of the enormous value of new citizen science databases for reconstructing migratory and phenological patterns in birds is presented. The qualitative and quantitative increase of these records will enable more precise and detailed ecological insights.

KEYWORDS: *Citizen science, Generalized Additive Models, Neotropics, phenology, Random Forest, Species Distribution Models, Tyrannidae*

Recibido: 16 de Enero de 2022; Aceptado: 3 de Mayo de 2022. Editor Asociado: Alex Jahn.

Más de 220 especies de aves completan su migración enteramente dentro de Sudamérica como parte del sistema austral del Neotrópico (Cueto y Jahn 2008), siendo este uno de los sistemas migratorios más diversos del mundo (Chesser 1994, Jahn et al. 2020). Sin embargo, la información disponible sobre la migración de varias de estas especies continúa

siendo inexistente o, en el mejor de los casos, los mapas son de grano grueso (Faaborg et al. 2010).

La ciencia ciudadana –en este caso, participación de voluntarios en la recolección de registros de aves– proporciona una nueva oportunidad para estudiar patrones migratorios en aves sudamericanas al brin-

dar una amplia base de datos de acceso libre (Schubert et al. 2019). Su uso para estudios de migración en aves se ha incrementado en los últimos años. Por ejemplo, investigaciones recientes utilizaron datos de ciencia ciudadana para describir: migraciones en especies poco conocidas (Lees y Martin 2014, Gorleri et al. 2021), patrones novedosos de migración (Lees 2016, DeGroot et al. 2020), migración parcial (Hayes et al. 2018), patrones fenológicos a escalas regionales (Gorleri y Areta 2022) y continentales (Schubert et al. 2019); o incluso para evaluar potenciales efectos del cambio climático sobre patrones migratorios futuros (Da Silveira et al. 2021). La gran ventaja que otorgan estas plataformas es la oportunidad de contar con gran cantidad de registros colectados a escalas geográficas amplias, lo cual permite inferir movimientos migratorios cuando se observan cambios en la distribución de los registros de una temporada a otra. No obstante, dado que los datos son colectados de manera no sistemática por voluntarios, es necesario realizar un apropiado manejo de los mismos para que las inferencias resultantes sobre la migración, o cualquier otro aspecto ecológico analizado, sean productos fiables y no sesgados a los sitios más muestreados.

La plataforma de ciencia ciudadana eBird (Sullivan et al. 2014) colecta datos mediante protocolos semi-estructurados, es decir, protocolos que incorporan metadatos del muestreo (La Sorte et al. 2018). Esta información resulta útil para mitigar sesgos asociados a la recolección de datos de manera oportunista (Kelling et al. 2019). Por ejemplo, eBird incentiva la creación de listas completas de especies, donde el observador no solo reporta todas las especies que detecta durante el muestreo, sino también incluye información auxiliar del esfuerzo de muestreo realizado en cada lista (distancia recorrida, duración, número de participantes, etc.). Como resultado, es posible extraer información de presencia-ausencia de especies al verificar si una especie es reportada o no en una lista, además de obtener información del esfuerzo invertido en la obtención de cada registro (La Sorte et al. 2018). Esta información de alta calidad (datos de presencia-ausencia + metadatos del muestreo) es necesaria para controlar los sesgos de muestreo, típicos de datos que son colectados sin seguir un protocolo sistemático (e.g. sesgo espacial, Johnston et al. 2021). En particular para el estudio de migración en aves, estos datos resultan útiles al ser sometidos a modelos probabilísticos que logran predecir cómo las especies cambian sus distribuciones a lo largo del año (Coxen et al. 2017, Gorleri et al. 2021).

Los tiránidos (Familia Tyrannidae) representan el 33% de las aves migratorias del sistema migratorio austral del Neotrópico (Chesser 1994, 1998), sin embargo, es uno de los grupos más complejos de estudiar. El Piojito Trinador (*Serpophaga griseicapilla*) es uno de estos tiránidos de ecología migratoria aún poco conocida, pero que podría beneficiarse de los datos actualmente disponibles en eBird. La especie cría desde Chubut por el oeste siguiendo la diagonal árida del desierto del monte hasta La Rioja (Boдрати y Ferrari 2014) y el oeste de Córdoba (Salvador et al. 2017), sin embargo, la extensión hacia el norte de su área de reproducción es controversial. Mientras algunos autores sostienen que cría exclusivamente en Argentina (Pearman y Areta 2020), otros mapean su rango reproductivo hasta el chaco de Bolivia (Herzog et al. 2016) y Paraguay (Lesterhuis et al. 2018). La situación durante el invierno parece ser más clara. Es señalado como visitante invernal regular en diversas localidades del chaco (Zyskowski et al. 2003, Di Giacomo 2005, Gorleri 2017, Coria et al. 2021) y litoral argentino (Fandiño y Giraudo 2010), y visitante ocasional en Uruguay (Fjeldså 2020) y el sur de Brasil (Bencke et al. 2002, 2010, Bittencourt de Farias 2016). Aunque el Piojito Trinador es una especie frecuente, existe escasa información bibliográfica sobre su migración, lo cual puede deberse a ser una especie relativamente nueva para la ciencia (Straneck 1993, 2007), por ende, carente de registros históricos. No obstante, la ciencia ciudadana ha logrado compilar miles de registros del piojito en pocos años, muchos de ellos potencialmente informativos cómo para lograr iluminar su ecología migratoria.

En este trabajo, nuestro objetivo fue analizar la ecología migratoria del Piojito Trinador a fin de esclarecer su estatus regional mediante la utilización de los nuevos datos de eBird aplicados a modelos que predicen su migración y fenología. Específicamente, buscamos: (1) describir su área de cría y de invernada a resoluciones espaciales relativamente finas y con control del sesgo espacial en los datos, (2) conocer sus preferencias climáticas y de hábitat, y (3) examinar la sincronización o *timing* de su migración a escala regional.

MÉTODOS

Compilación de datos

Creamos un set de datos de presencia-ausencia del Piojito Trinador para ser utilizado en los modelos de distribución y de fenología. Los datos fueron

obtenidos exclusivamente de la plataforma eBird (eBird Basic Dataset 2021), dado que, a diferencia de otras plataformas diseñadas para la recolección de registros ornitológicos en Sudamérica, eBird permite crear un set de datos de presencia-ausencia a partir de las listas de especies (ver Bird et al. 2014, Guilleira-Aroita et al. 2015). Para crear el set de datos de presencia-ausencia primero filtramos los registros de detección del Piojito Trinador subidos en listados completos desde el año 2010 a junio 2021. Luego inferimos como registros de ausencias a todos los listados completos donde no se reportó al piojito dentro del rango de fechas especificado. Este proceso llamado “*zero-filling*” –o rellenado con ceros– lo llevamos a cabo en R utilizando el paquete *auk* (Strimas-Mackey et al. 2018).

Los datos de ciencia ciudadana exhiben amplia variabilidad en los modos de recolección de registros, de modo tal que es necesario estandarizar los datos para remover valores atípicos, por ejemplo, observaciones que resultan de listados de duración excesiva o con distancias recorridas muy largas. Filtramos al set de datos de presencia-ausencia para retener solo aquellos registros que cumplieran con los siguientes requisitos: registros de listas completas que utilizaron el protocolo “estacionario” o “con desplazamiento”, con una duración no mayor a 5 horas, con una distancia recorrida no mayor a 5 km, y con 10 personas o menos participando del muestreo. Se demostró que estos criterios *post hoc* crean un set de datos más estandarizados a partir del set de datos original (Johnston et al. 2021).

Modelos de distribución

Estimamos la migración del Piojito Trinador evaluando el cambio en sus distribuciones de cría y de invernada mediante el uso de modelos de distribución de especies que utilizan los registros georreferenciados, asociados a capas climáticas y ambientales para predecir distribuciones (Guisan y Zimmerman 2000). Para ello, creamos un modelo de distribución del área de cría y otro del área de invernada y evaluamos el cambio observado en las predicciones entre ambas temporadas.

Para crear el modelo del área de cría utilizamos solo aquellos registros de presencia y ausencia del Piojito Trinador que datan de noviembre a febrero, meses en los cuales se ha corroborado la reproducción de la especie (Bodrati y Ferrari 2014, Salvador et al. 2017). En contraste, para el modelo de invernada utilizamos

solo aquellos registros que datan de mayo a agosto, meses opuestos a los meses de reproducción. A modo de evitar utilizar registros de ausencias en regiones donde el piojito no se distribuye, limitamos los registros de ausencia al área potencial de distribución de la especie tanto para su área de cría como de invernada. Delimitamos el área potencial de distribución de cría y de invernada mediante la generación de dos polígonos convexos mínimos: uno englobando a todos los registros de cría y el otro a los registros de invernada. Utilizamos estos polígonos para la extracción de los registros de ausencia para cada temporada, por lo tanto, no utilizamos ausencias que caigan fuera de los límites de cada polígono. El set de datos resultante para el modelo de cría contó con 619 registros de presencias y 41 505 ausencias, el de invernada contó con 561 registros de presencia y 15 096 ausencias (ver Material Suplementario S1).

Realizamos un submuestreo de los registros para corregir el sesgo espacial en los datos y el desbalance de clases (ver Robinson et al. 2018). El sesgo espacial ocurre cuando las observaciones se distribuyen de manera no aleatoria en el espacio, mientras que el desbalance de clases se refiere al hecho de que existen muchos más registros de ausencia que registros de presencia. Ambos sesgos son comunes en datos colectados de manera no sistemática y pueden afectar nuestra capacidad para obtener inferencias confiables a partir de estos. Afortunadamente, estos sesgos pueden abordarse en gran medida mediante el submuestreo espacial de los datos antes del modelado (Robinson et al. 2018, Johnston et al. 2021). Para realizar un submuestreo adecuado, creamos una grilla de hexágonos con un espacio de 5 km entre los centros de hexágonos a lo largo del polígono establecido para el área de cría y de invernada del Piojito Trinador (ver métodos: set de datos de cría y de invernada). Luego en cada hexágono seleccionamos al azar un registro de ausencia y un registro de presencia para cada semana del año y para cada polígono. Luego del submuestreo espacial contamos con 502 presencias y 19 988 ausencias para el polígono de cría, y con 460 presencias y 10 014 ausencias para el polígono de invernada. Este proceso lo llevamos a cabo con el paquete de R *dggridR* (Barnes y Sahr 2017) y lo repetimos para cada corrida de los modelos a modo de asegurar que todas las observaciones tengan iguales chances de ser seleccionadas. Con el submuestreo espacial nos aseguramos la independencia espacial de registros de presencia y ausencia, evitando utilizar registros de cada clase que solapen espacialmente durante la creación de modelos. A su vez, obtuvimos

un balance más equilibrado entre el número de registros de presencias y ausencias.

Los modelos de distribución de especies asocian los registros georreferenciados a predictores de hábitat y climáticos y así logran predecir las condiciones ambientales óptimas para encontrar la especie de interés (Guisan y Zimmerman 2000). Utilizamos una serie de variables que describen tipos de hábitat, topografía, y clima y las asociamos a los registros del Piojito Trinador para modelar su distribución estacional. Las variables de hábitat las obtuvimos de los productos de datos Copernicus (Buchhorn et al. 2020). Dado que los organismos interactúan con su entorno y no con un punto específico, caracterizamos el paisaje que rodea a cada registro en vez de simplemente extraer la clase de hábitat indicada para el sitio de cada registro. Para esto, calculamos el porcentaje de cada tipo de hábitat presente dentro de un buffer circular de 2,5 km de radio centrado en cada sitio con registros de presencia o ausencia del piojito. Debido a que las capas de hábitat de este producto de cobertura terrestre datan del año 2015 en adelante, asociamos los registros del 2010 al 2014 a las capas del año 2015. Las variables climáticas utilizadas fueron precipitación media mensual y temperatura media mensual, obtenidas de WorldClim v2.1 (Fick y Hijmans 2017). Asociamos a cada registro de presencia y ausencia a los valores de precipitación y temperatura correspondientes al mes del registro. Adicionalmente, utilizamos dos variables que no cambian en el tiempo: elevación (promedio y desvío estándar) obtenidas de Amatulli et al. (2018) y distancia euclidiana a ríos de la capa vectorial de ríos y lagos de los productos de Natural Earth versión 4.1.0 (Natural Earth 2020). El promedio y desvío estándar de la elevación fue computado dentro de una grilla de 2,5 x 2,5 km centrada en cada localidad. Estandarizamos la resolución de las variables a 2,5 minutos para que las capas coincidan utilizando el paquete de *R raster* (Hijmans y van Etten 2016). La lista completa de variables utilizadas es proporcionada en los Materiales Suplementarios S2.

Utilizamos como covariables en los modelos la información de esfuerzo de muestreo disponible en cada lista de eBird. Estas covariables describen la heterogeneidad del muestreo, lo cual tiene efectos directos en la detectabilidad de la especie de estudio (Gorleri et al. 2021, Johnston et al. 2021). Incluimos las siguientes covariables: tipo de muestreo (estacionario o con desplazamiento), distancia recorrida, duración del muestreo, y número de participantes.

Seleccionamos y submuestreamos 20% de los registros de presencia y 20% de los registros de ausencia como set de testeo para la evaluación de cada modelo utilizando la validación cruzada. Para el entrenamiento de cada modelo eliminamos las observaciones que fueron al set de testeo. Repetimos el proceso de separar el set de datos en subconjuntos de entrenamiento y testeo 100 veces, creando 200 sets de datos únicos contra los cuales fueron evaluados nuestros modelos (100 para cada temporada). Utilizamos el paquete de *R ranger* (Wright y Ziegler 2017) para correr un modelo de bosque aleatorio balanceado (Balanced Random Forest) para la temporada de cría y de invernada. El bosque aleatorio balanceado es una modificación del algoritmo de bosque aleatorio diseñado para su uso con datos con exceso de ceros o ausencias (Chen et al. 2004). Creamos 1000 árboles de clasificación para cada tipo de modelo y fijamos en 4 el número de variables que el modelo podía seleccionar en cada división para cada árbol (James et al. 2013). Finalmente, calibramos los modelos siguiendo los métodos delineados en Johnston et al. (2021), a fin de evitar inflar los valores de prevalencia en las probabilidades de detección observadas luego de haber ejecutado el submuestreo espacial.

Evaluamos el rendimiento predictivo de los modelos de cría y de invernada mediante el área bajo la curva (AUC; Fielding y Bell 1997). Esta métrica evalúa la capacidad de las predicciones de probabilidades de cada modelo para discriminar entre sitios de ocurrencia y no ocurrencia, asumidos a partir de los registros de presencia y ausencia de la especie. Los valores de AUC varían de 0.5 (no hay capacidad de discriminación) a 1 (capacidad de discriminación perfecta), siendo aceptables valores mayores a 0.7 (Hosmer y Lemeshow 2000). Posteriormente realizamos una prueba *t* de Student de dos colas no pareado para determinar si existieron diferencias significativas en el rendimiento de los modelos de cría y de invernada.

Extrapolamos las predicciones resultantes de los modelos de cría y de invernada con mejor rendimiento predictivo al espacio geográfico para visualizar la distribución estimada del Piojito Trinador en cada temporada. Las probabilidades de detección extrapoladas al mapa fueron calculadas asumiendo un muestreo de un observador estándar con una duración de 1 hora, y recorriendo una distancia de 1 km. Realizamos la predicción al 1 de enero 2021 para el modelo de cría, y al 1 de julio 2021 para el modelo de invernada. Adicionalmente calculamos el ranking de

importancia de predictores y valores de dependencia parcial que describen la relación de cada una de las variables explicativas con la variable respuesta (respuestas especie-hábitat). Para la creación de los gráficos de dependencia parcial utilizamos las 100 réplicas de los modelos para cada temporada, calculando la media e intervalos de confianza del 95% sobre los valores de dependencia parcial obtenidos para cada uno de los predictores. Los valores de dependencia parcial fueron calculados con las funciones por defecto del paquete *R ranger*.

Modelos de fenología

Examinamos la fenología o *timing* migratorio del Piojito Trinador estimando su abundancia relativa a lo largo de las semanas del año en 4 cuadrantes que delimitan las principales regiones donde puede registrarse a la especie: el sur del monte (esquina inferior: 44°28'S, 61°25'O; esquina superior: 35°54'S, 69°18'O), la región de sierras centrales de Argentina (34°12'S, 62°45'O; 29°22'S, 66°08'O), el litoral (35°28'S, 57°23'O; 28°33'S, 61°45'O) y la región chaqueña (28°12'S, 57°25'O; 21°21'S, 65°55'O). Con las predicciones resultantes calculamos la fecha estimada de arribo y partida, y la fecha de máxima abundancia (pico) para cada uno de los cuadrantes especificados. Para lograr las predicciones primero extrajimos de eBird (eBird Basic Dataset 2021, Material Suplementario S3) los registros de presencia (con información de cantidad de individuos observados) y ausencia del Piojito Trinador para cada uno de los cuadrantes, y asignamos a cada registro la semana del año correspondiente con el paquete de *R lubridate* (Golemund y Wickham 2011). Luego replicamos el proceso de submuestreo espacial (ver métodos arriba) a modo de emparejar las ausencias con los registros de presencia.

Estimamos la abundancia relativa para cada cuadrante a lo largo de las semanas de año mediante la construcción de Modelos Aditivos Generalizados (binomial negativo), utilizando la cantidad de individuos reportados por semana del año como variable respuesta y las semanas del año como variable explicativa. Corrimos los modelos en el paquete de *R mgcv* (Wood 2017). A modo de contemplar diferencias en la detectabilidad debido a la variación en el esfuerzo de muestreo incluimos covariables de esfuerzo como tipo de muestreo (estacionario o con desplazamiento), distancia recorrida, duración del muestreo, y número de participantes. Para cada modelo, estimamos el parámetro de suavización utilizando 5 grados de

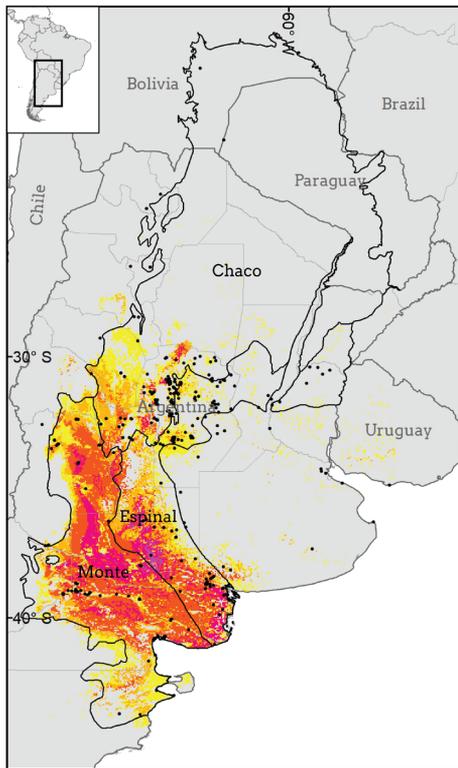
libertad y ajustamos cada modelo con un spline de regresión cíclica (CCRS). En el CCRS, el inicio y el final del suavizador están restringidos para coincidir en valor; por lo tanto, estos son útiles para ajustar modelos con componentes cíclicos como los efectos estacionales (Pedersen et al. 2019). Determinamos las semanas estimadas de arribo y partida para cada cuadrante mediante el cálculo de los percentiles 5 y 95 de la suma acumulada de las predicciones de abundancia relativa del modelo de cada cuadrante, y también determinamos los picos de abundancia visualizando las semanas del año con mayores valores estimados.

RESULTADOS

Los modelos de distribución mostraron un notable cambio en la distribución geográfica estimada para los periodos de cría y de invernada del Piojito Trinador, evidenciando el comportamiento migratorio de la especie (Figura 1). El modelo de cría mostró que la especie presenta altas probabilidades de ser detectada a lo largo del monte de llanuras y mesetas, el chaco árido y en el sur del espinal (Figura 1A). En contraste, el modelo de invernada señala una amplia distribución de la especie en las llanuras del chaco hasta el norte de Paraguay y sur de Bolivia, y hacia el litoral argentino, principalmente en el espinal del Santa Fe y suroeste de las provincias de Corrientes y Entre Ríos (Figura 1B). Se observa muy poco solapamiento entre ambos modelos, el cual se ve limitado principalmente a la región peri-serrana de San Luis y Córdoba. El rendimiento predictivo de los modelos de distribución fue aceptable en términos de AUC (modelo de cría: $AUC = 0.89 \pm 0.01$; modelo de invernada: $AUC = 0.87 \pm 0.01$), siendo el modelo de cría superior ($t\text{-test} = 7.42$, $P\text{-valor} < 0.001$).

El arbustal resultó ser el hábitat con mayores chances para detectar al Piojito Trinador tanto en su período reproductivo como de invernada (Figuras 2 y 3). Esto se evidenció en las curvas de respuesta de especies-hábitats, donde se observó un incremento en la probabilidad de detección del piojito a mayor proporción de arbustal en el paisaje. A su vez, el arbustal resultó el predictor de hábitat que mayor peso otorgó a las predicciones de los modelos, es decir, clasificó por encima del resto de los hábitats en el ranking de importancia de predictores (Figura 2 y 3). Los modelos también predijeron que el piojito prefiere tierras bajas y relativamente secas en ambas temporadas, lo cual se reflejó en una respuesta negativa de las pro-

A) Modelo de cría



B) Modelo de invernada

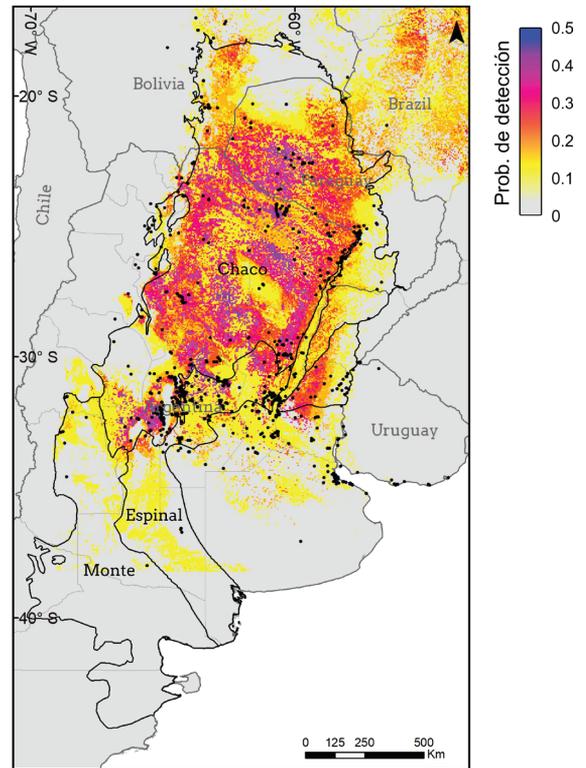


Figura 1. Modelos de bosque aleatorio balanceado que reflejan la probabilidad de detección del Piojito Trinador (*Serpophaga griseicapilla*) en el espacio geográfico durante la temporada de (A) cría y (B) invernada. Las probabilidades de detección fueron calculadas asumiendo un muestreo de un observador estándar con una duración de 1 hora y recorriendo una distancia de 1 km. Realizamos la predicción al 1 de enero 2021 para el modelo de cría, y al 1 de julio 2021 para el modelo de invernada. La resolución de los mapas es de 2.5-min. Los puntos negros indican los registros utilizados para entrenar cada modelo.

habilidades de detección de la especie a los predictores de precipitación y de elevación, siendo la especie hallada en regiones con precipitaciones que varían entre 0 – 150 mm mensuales durante la temporada de cría (noviembre a febrero) o de invernada (mayo a agosto), y en áreas con elevaciones que varían de 0 – 1 500 msnm (Figura 2 y 3). El modelo de cría también predijo una asociación positiva de la especie a áreas de cultivos (Figura 2), aunque dicho hábitat ranqueó noveno, por debajo del resto de los predictores más relevantes. A su vez, el modelo de invernada predijo que la especie está asociada a ríos, a humedales herbáceos y a sitios urbanizados durante la temporada no reproductiva (Figura 3).

Los modelos fenológicos hechos con datos de abundancia describieron el *timing* migratorio del Piojito Trinador a lo largo de su distribución. En el cuadrante del monte, el Piojito Trinador exhibió su máxima abundancia en la semana 47 (mediados de noviembre), y sus fechas de arribo y partida de la re-

gión reproductiva resultaron la semana 34 (mediados a finales de agosto) y la semana 14 (inicios de abril), respectivamente (Figura 4). En el cuadrante de la región central (que incluye mayormente a Córdoba y San Luis) la curva fenológica presentó una forma sinusoidal con dos picos de abundancia: el primero en la semana 16 (mediados de abril) y luego en la semana 37 (mediados de septiembre), coincidente con fechas esperables para los pasajes migratorios de otoño y de primavera, respectivamente (Figura 4). En la región litoral y el chaco la especie no exhibió picos de abundancia, más bien, el modelo adoptó una forma parabólica negativa con el máximo estimado en la semana 30 (fines de julio) para el chaco, y en la semana 27 (inicios de julio) para el litoral. En la región del chaco las fechas estimadas de arribo y partida fueron las semanas 19 (inicios de mayo) y 39 (inicios de octubre). Para la región litoral las fechas estimadas de arribo y partida fueron las semanas 13 (fines de marzo) y 40 (inicios de octubre) (Figura 4).

Respuesta a predictores (modelo de cría)

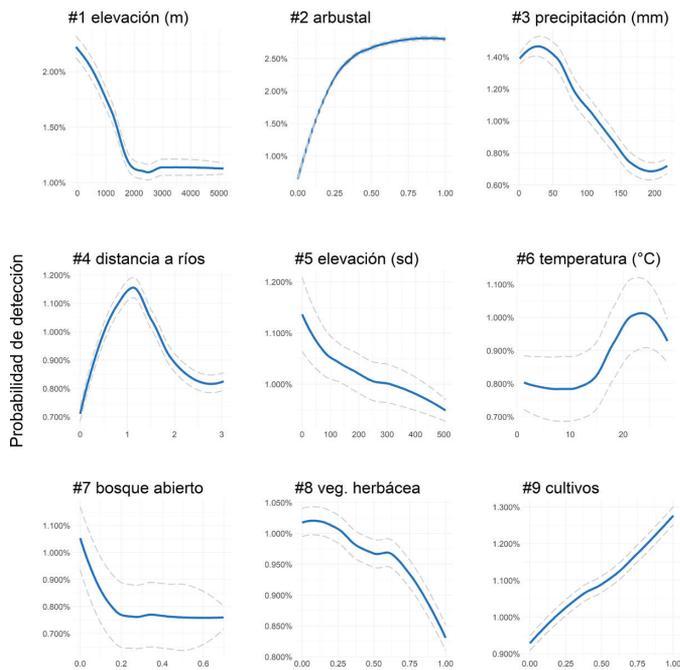


Figura 2. La dependencia parcial de la probabilidad de detección del Piojito Trinador (*Serpophaga griseicapilla*) para los predictores climáticos y ambientales más relevantes (#1 al #9) identificados por el modelo para la temporada de cría (ver Figura 1). La línea azul indica el promedio y la línea con guiones los intervalos de confianza del 95% de los valores de dependencia parcial obtenidos luego de 100 réplicas de los modelos. Suavizamos las curvas con una función de loess.

Respuesta a predictores (modelo de invernada)

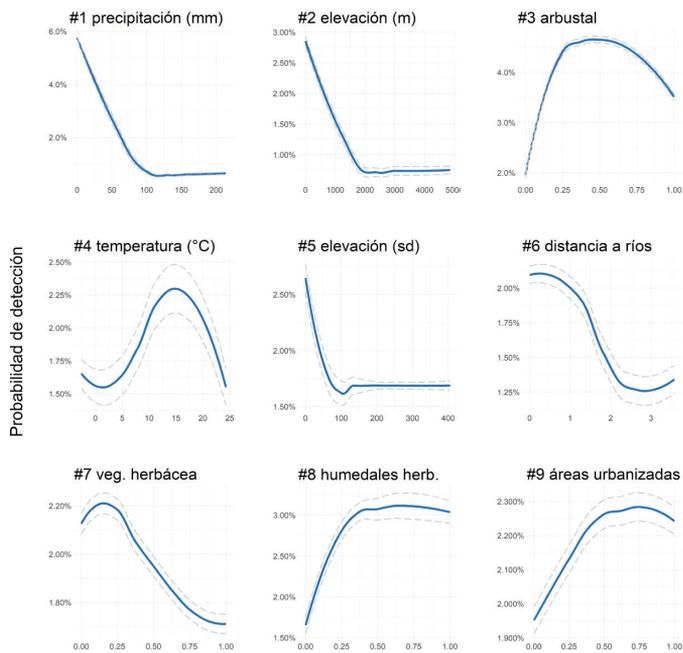


Figura 3. La dependencia parcial de la probabilidad de detección del Piojito Trinador (*Serpophaga griseicapilla*) para los predictores climáticos y ambientales más relevantes (#1 al #9) identificados por el modelo para la temporada de invernada (ver Figura 1). La línea azul indica el promedio y la línea con guiones los intervalos de confianza del 95% de los valores de dependencia parcial obtenidos luego de 100 réplicas de los modelos. Suavizamos las curvas con una función de loess.

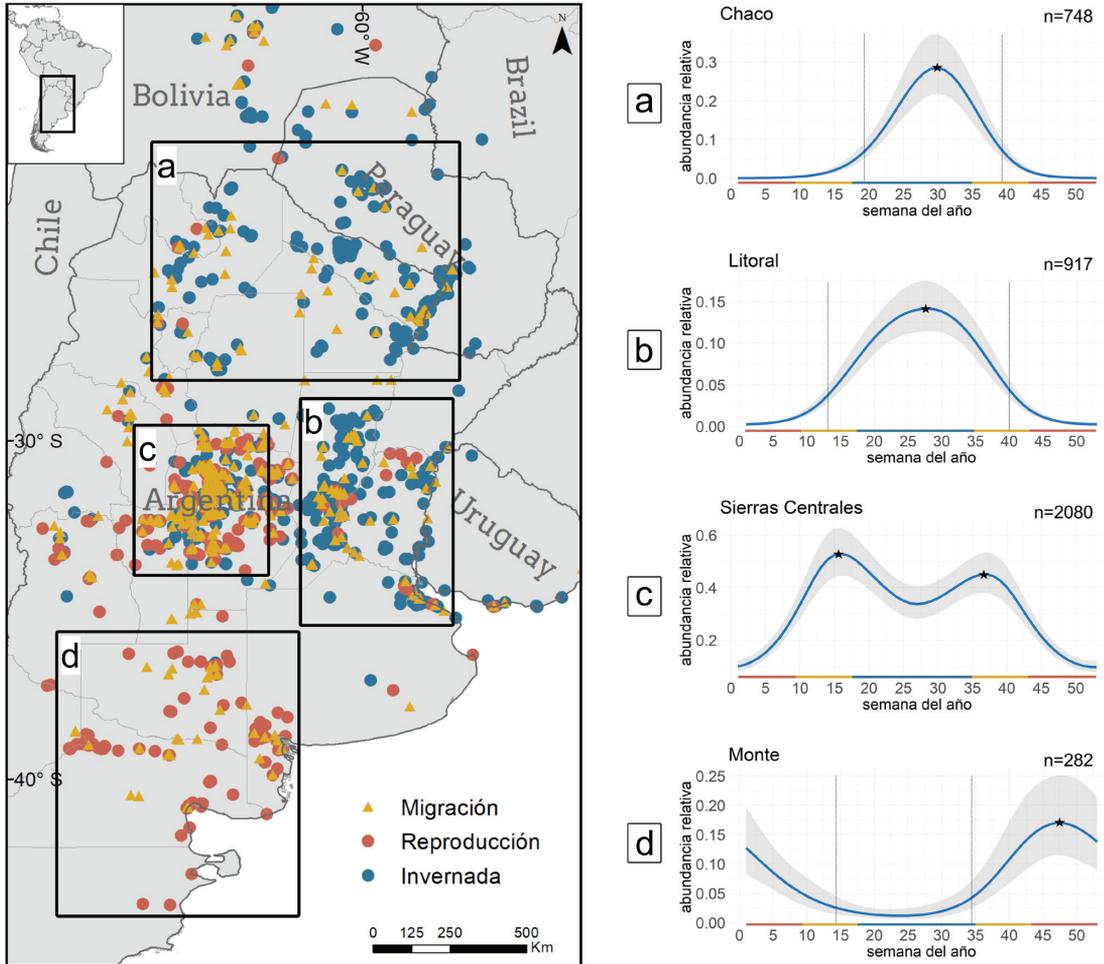


Figura 4. Modelos aditivos generalizados que reflejan la abundancia relativa del Piojito Trinador (*Serpophaga griseicapilla*) a lo largo de las semanas del año en los cuadrantes (A) Chaco, (B) Litoral, (C) Sierras Centrales, y (D) Monte. Las barras verticales indican la semana estimada de arribo y partida de la especie para cada modelo y las estrellas indican picos de abundancia para cada modelo. Rojo: registros en época reproductiva (noviembre a febrero), amarillo: registros en época de migración (marzo a abril y septiembre a octubre), azul: registros en época de invernada.

DISCUSIÓN

Describimos con precisión la migración del Piojito Trinador mediante la utilización de un set de datos estandarizado y de alta calidad de eBird. Señalamos al monte austral como la principal región reproductiva de la especie, siendo el litoral argentino y el Gran Chaco sus áreas de invernada habituales. Encontramos que la especie tiende a frecuentar arbustales en regiones con climas áridos o semi áridos, aunque también se asocia a habitats arbustivos cercanos a cursos de agua durante el invierno. Además, evidenciamos una potencial ruta migratoria de la especie que involucra al chaco árido y sierras de Córdoba y San Luis, con picos de migración que ocurren a mediados de abril (pasaje migratorio de otoño) y mediados de septiembre (pasaje migratorio de primavera).

Distribución estacional

Nuestros modelos sugieren que el Piojito Trinador se reproduce en el monte, chaco árido y sur del espinal y migra hacia el Gran Chaco y norte del espinal para pasar el invierno austral. Este patrón general de migración coincide en gran medida con lo reproducido en Pearman & Areta (2020). También se refleja en varias menciones sobre la presencia estival del Piojito Trinador en el monte y chaco árido durante la primavera-verano (Cueto et al. 2008, Bodrati y Ferrari 2014) con evidencia de su reproducción (Salvador et al. 2017), y en la región chaqueña y del espinal norte durante el otoño-invierno (Zyskowski et al. 2003, Di Giacomo 2005, Gorleri et al. 2011, Gorleri 2017, Fandiño y Giraudo 2010). En contraste, no hallamos evidencia de que la especie realice movimientos mi-

gratorios entre el chaco-espal-cerrado, como lo sugieren Capllonch (2018). Aunque el modelo de invernada predijo la presencia de la especie para el cerrado en Brasil, consideramos que esto se debe más bien a una sobre-predicción del modelo como resultado de los pocos registros de ausencia disponibles en dicha región para su entrenamiento (ver Material Suplementario S1).

La ecorregión del monte de llanuras y mesetas delimitó el área núcleo de reproducción del Piojito Trinador, reforzando la hipótesis de que esta especie es endémica de cría de Argentina (ver Pearman & Areta 2020). Aunque se ha mencionado al Piojito Trinador como posible nidificante en Bolivia (Herzog et al. 2016) y Paraguay (Lesterhuis et al. 2018), la evidencia de que esto suceda sólo es respaldada por una serie de registros estivales de la especie para tales países. Estos registros podrían tratarse de migrantes tardíos o individuos que por múltiples motivos hayan permanecido durante el verano en su área de invernada, no necesariamente reflejando su potencial reproducción. A pesar de que tomamos un enfoque poco conservador para la construcción del modelo de cría (es decir, no excluimos a registros extralimitales), igualmente el modelo indicó nulas probabilidades de detección de la especie en el norte de Argentina, Bolivia y Paraguay, apoyando la idea de que los registros actuales resultan de observaciones aisladas. Cabe mencionar también que existe la posibilidad de confusión del Piojito Trinador con otras especies de piojitos similares que abundan en verano en la región chaqueña (por ejemplo, con *Inezia inornata*). Por lo tanto, vemos necesario documentar la presencia del Piojito Trinador mediante registros auditivos durante la temporada estival. Esto permitirá lograr un mejor entendimiento de su distribución estival fuera de las áreas esperadas de reproducción teniendo evidencia concreta.

Por otro lado, aunque existen registros que documentan al Piojito Trinador en Uruguay y el sur de Brasil (estados de Santa Catarina y Rio Grande do Sul) durante otoño-invierno (Bencke et al. 2002, Bencke 2010, Bittencourt de Farias 2016, Fjeldså 2020), los modelos de invernada no encontraron áreas potencialmente aptas para encontrar a la especie en dichas regiones. No obstante, esto es esperable dado que los registros resultan de observaciones aisladas y el Piojito Trinador es considerado un visitante irregular en tales países (Fjeldså 2020). El modelo de invernada, por lo tanto, refleja las bajas (o nulas) chances de localizar un Piojito Trinador en Uruguay y el sur de Brasil asumiendo un muestreo de un observador es-

tándar con una duración de 1 hora y recorriendo una distancia de 1 km.

Hábitats y condiciones climáticas de preferencia

Encontramos que el Piojito Trinador se asoció a hábitats arbustivos en regiones climáticas relativamente áridas o semi-áridas en ambas temporadas. Reportes locales también mencionan que la especie prefiere arbustales o bordes de bosque durante la temporada reproductiva (ver Cueto et al. 2008, Salvador 2017) y no reproductiva (Di Giacomo 2005, Gorleri et al. 2011, Gorleri 2017). No obstante, cabe aclarar que las respuestas a hábitats señaladas en este estudio deben ser interpretadas a escalas regionales y no a escalas locales dada la resolución de 5 km de radio de las capas de cobertura terrestre que utilizamos (ver también Bauder et al. 2021).

Aunque la especie no parece cambiar abruptamente de preferencias climáticas y ecológicas de una temporada a otra, observamos que existe una mayor afinidad a sitios cercanos a ríos y humedales durante la temporada no reproductiva. En línea con este hallazgo, Gorleri (2017) menciona que el Piojito Trinador es una de las especies más abundantes en arbustales y bosques asociados a humedales durante el invierno en el centro-oeste de Formosa, Argentina (ver también López-Lanús y Mencia 2017). Dicha tendencia también es observada en otras especies de tiránidos migratorios que crían en bosques xerófilos de Sudamérica y que invernán en ambientes más húmedos o asociados al agua, por ejemplo, en el Piojito Picudo *Inezia inornata* (Gorleri et al. 2021) o Suirirí Pico Corto *Sublegatus modestus* (Lees et al. 2013).

Por otro lado, nuestros modelos encontraron como hábitats favorables para el Piojito Trinador a las áreas de cultivo (temporada de cría) y urbanizadas (temporada de invernada). No obstante, ambos resultaron ser los predictores con menor importancia relativa entre los predictores más relevantes identificados por los modelos. Si bien existen varios registros del Piojito Trinador en ambientes antropizados, no consideramos a estos ambientes como potencialmente favorables para la especie en base a nuestra experiencia de campo. Es posible que la asociación positiva hallada por los modelos a las áreas urbanas y de cultivos sea producto del sesgo espacial de los datos. Los datos de ciencia ciudadana suelen estar mayormente distribuidos en cercanías a ambientes urbanos o en áreas rurales (Tiago et al. 2017) lo cual dificulta la capacidad de los modelos de distribución

de realizar una correcta lectura de la injerencia de estos ambientes en la distribución de especies (Boakes et al., 2010, Johnston et al. 2020). A pesar de haber mitigado el sesgo espacial en nuestros modelos mediante el uso de ausencias y a través del submuestreo espacial (ver métodos), creemos que los efectos del sesgo se vieron igualmente reflejados en los modelos al predecir como favorables a las áreas urbanas y de cultivos.

Fenología migratoria

Las curvas fenológicas sugieren que el Piojito Trinador parte desde el monte a inicios de abril a través de la región de sierras centrales de Argentina (Córdoba y San Luis), y que permanece durante gran parte del otoño-invierno en el litoral argentino y el chaco, para luego retornar posiblemente mediante la misma ruta. Esta potencial ruta de migración se evidenció por los dos picos de abundancia observados en el cuadrante de la región de sierras centrales, ambos coincidentes con las fechas esperables de pasajes migratorios de otoño y primavera de la especie (mediados de abril y mediados de septiembre). Otras especies de tiránidos también utilizan la región central de Argentina como ruta migratoria, como el Fiofio Silbón (*Elaenia albiceps chilensis*, Bravo et al. 2017). A pesar de que no podemos descartar que el Piojito Trinador utilice otros corredores migratorios, argumentamos que el uso del corredor central cobra sentido para aquellas especies arborícolas, ya que pueden favorecerse de la continuidad de bosque que comunica el monte con la planicie chaqueña.

En el cuadrante del chaco y de la región litoral no encontramos evidencia de pasaje migratorio. Coincidente con nuestros modelos de distribución, las formas parabólicas de las curvas fenológicas señalan a estas regiones como los sitios establecidos de invernada para la especie. La fenología descrita en nuestro estudio para el chaco (permanencia de la especie desde inicios de mayo a inicios de octubre) coincide en términos generales con lo expuesto en Di Giacomo (2005) para el este de Formosa, quien señala al 30 de abril y 1 de octubre como fechas extremas de arribo y partida del Piojito Trinador. Por otro lado, las diferencias que observamos en las fechas de arribo para la región del litoral (finales de marzo) y del chaco (inicios de mayo) podrían explicarse debido a una mayor proximidad geográfica de la primera al área núcleo de reproducción del piojito, con lo cual se esperaría un arribo más temprano de la especie. También es plausible que ocurran movimientos poblacionales

entre sitios de invernada, con un primer arribo de la especie a la región litoral y posterior movimiento al chaco. Este fenómeno, que involucra cambios entre ecorregiones durante el período de invernada, está documentado mediante el uso de geolocalizadores en otras especies de tiránidos como *Tyrannus savana* y *Elaenia albiceps* (Jahn et al. 2016, Bravo et al. 2017). Por otro lado, que las fechas de partida de la migración primaveral hayan coincidido entre el chaco y litoral (inicios de octubre) es congruente con la hipótesis de una migración primaveral rápida y mejor sincronizado (en relación a la migración en otoño) por parte de las especies migratorias (Nilsson et al. 2013).

El Piojito Trinador logra su pico máximo de abundancia en la región sur del monte a mediados de noviembre (plena época reproductiva), reiniciando su ciclo anual. No obstante, tuvimos un muy bajo número de muestras disponibles para el entrenamiento del modelo creado para el cuadrante del monte (n=282), con lo cual los resultados podrían no ser del todo fiables. En particular, creemos que la fecha de arribo estimada para el sur del monte (mediados de agosto) resulta muy temprana para la especie. Indudablemente, un incremento en el número de muestras proporcionará una mejor calibración del modelo fenológico. Dicho esto, y debido al importante rol ecológico que juega el monte para muchas especies migratorias (Cueto et al. 2008), resaltamos la necesidad de dirigir mayores esfuerzos de muestreo hacia esta ecorregión durante la temporada estival en plataformas de ciencia ciudadana. Esto permitirá incrementar la cantidad y calidad existente de datos disponibles, y mejorará el poder predictivo de los análisis ecológicos que puedan desprenderse de los mismos.

CONCLUSIÓN

Brindamos nueva evidencia sobre la enorme utilidad de los datos de ciencia ciudadana para la reconstrucción de patrones migratorios y fenológicos en aves en resoluciones más detalladas que previamente descritas. A su vez, nuestros resultados reflejan la importancia de los datos que proporcionan información del esfuerzo de muestreo para controlar sesgos inherentes a los procesos no sistemáticos de recolección de datos, hoy disponibles en datos colectados a través de eBird en nuestro continente. El incremento en la calidad y cantidad de registros observacionales en bases de datos de ciencia ciudadana será de gran ayuda para descubrir y profundizar nuestro conocimiento de los patrones migratorios de las aves del

Neotrópico, un campo de estudio que aún requiere de estudios más detallados.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- AMATULLI G, DOMISCH S, TUANMU M-N, PARMENTIER B, RANIPETA A, MALCZYK J Y JETZ W (2018) A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. *Scientific Data* 5:180040. DOI:10.1038/sdata.2018.40
- BARNES R Y SAHR K (2017) dggridR: Discrete Global Grids for R. R package version 2.0.4. doi:10.5281/zenodo.1322866
- BAUDER JM, CERVANTES AM, AVRIN AC, WHIPPLE LS, FARMER MJ, MILLER CA, BENSON TJ, STODOLA KW Y ALLEN ML (2021) Mismatched spatial scales can limit the utility of citizen science data for estimating wildlife-habitat relationships. *Ecological Research* 36:87–96.
- BENCKE GA (2010) New and significant bird records from Rio Grande do Sul, with comments on biogeography and conservation of the southern Brazilian avifauna. *Iheringia* 100:391–402
- BENCKE GA, FONTANA CS Y MENDONÇA-LIMA A (2002) Registro de dois novos passeriformes para o Brasil: *Serpophaga griseiceps* (Tyrannidae) e *Asthenes pyrrholeuca* (Furnariidae). *Ararajuba* 10:266–269
- BIRD TJ, BATES AE, LEFCHECK JS, HILL NA, THOMSON RJ, EDGAR GJ, STUART-SMITH RD, WOTHERSPOON S, KRKOSEK M, STUART-SMITH JF, PECL GT, ET AL. (2014). Statistical solutions for error and bias in global citizen science datasets. *Biological Conservation* 173:144–154
- BITTENCOURT DE FARIAS F (2016) Primeiro registro de alegrinho-trinador (*Serpophaga griseicapilla*) e gai-vota-de franklin (*Leucophaeus pipixcan*) em Santa Catarina, Sul do Brasil. *Ornithologia* 9:110–113
- BOAKES EH, MCGOWAN PJK, FULLER RA, CHANG-QING D, CLARK NE, O'CONNOR K Y MACE GM (2010) Distorted views of biodiversity: Spatial and temporal bias in species occurrence data. *PLoS Biology* 8: e1000385.
- BODRATI A Y FERRARI C (2014) Notas sobre 36 especies de aves nuevas o poco conocidas para la provincia de La Rioja, Argentina. *Nuestras Aves* 59:30–42
- BRAVO SP, CUETO VR Y GOROSITO CA (2017) Migratory timing, rate, routes and wintering areas of White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*), a key seed disperser for Patagonian Forest regeneration. *PLoS ONE* 12:1–15
- BUCHHORN M, SMETS B, BERTELS L, DE ROO B, LESIV M, TSENDBAZAR NE, HEROLD M Y FRITZ S (2020) Copernicus Global Land Service: Land Cover 100m: collection 3: epoch 2019: Globe 2020. DOI 10.5281/zenodo.3939050
- CAPLLONCH P (2018) Un panorama de las migraciones de aves en Argentina. *Hornero* 33:1–18
- CHEN CA, LIAW A Y BREIMAN L (2004) Using Random Forest to Learn Imbalanced Data. Technical Report 666, University of Berkeley, Berkeley (URL: <https://statistics.berkeley.edu/sites/default/files/tech-reports/666.pdf>)
- CHESSER RT (1994) Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conservation International* 4:91–107
- CHESSER RT (1998) Further perspectives on the breeding distribution of migratory birds: South American austral migrant flycatchers. *Journal of Animal Ecology* 67:69–77
- CORIA OR, QUIROGA OB, NAVARRO JL, HEREDIA J, TORRES R Y LIMA J (2021) Lista actualizada de las aves de Santiago del Estero, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 65:42–143
- COXEN CL, FREY JK, CARLETON SA Y COLLINS DP (2017) Species distribution models for a migratory bird based on citizen science and satellite tracking data. *Global Ecology and Conservation* 11:298–311
- CUETO VR Y JAHN AE (2008) On the need for a standardized name for birds that migrate within South America. *Hornero* 23:1–4
- CUETO VR, LOPEZ DE CASENAVE J Y MARONE L (2008) Neotropical Austral Migrant Landbirds: Population Trends and Habitat Use in the Central Monte Desert, Argentina. *Condor* 110:70–79
- DA SILVEIRA NS, VANCINE MH, JAHN AE, PIZO MA Y SOBRAL-SOUSA T (2021) Future climate change will impact the size and location of breeding and wintering areas of migratory thrushes in South America. *Ornithological Applications* 123:1–16
- DEGROOTE LW, HINGST-ZAHER E, MOREIRA LIMA L, WHITACRE J, SLYDER JB Y WENZEL JW (2020) Citizen science data reveals the cryptic migration of the Common Potoo *Nyctibius griseus* in Brazil. *Ibis*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ibi.12904>
- DI GIACOMO AG (2005) Aves de la Reserva El Bagual. Pp. 201–465 en: Di Giacomo AG y Krapovickas SF (eds) *Historia natural y paisaje de la Reserva El Bagual, Provincia de Formosa, Argentina*. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires
- EBIRD BASIC DATASET (2021) Version: EBD_relJun-2021. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York (URL: <https://ebird.org/data/download/ebd>)
- FAABORG J, HOLMES RT, ANDERS AD, BILDSTEIN KL, DUGGER KM, GAUTHREAUX SA, HEGLUND P, HOBSON KA, JAHN AE, JOHNSON DH, LATTI SC, ET AL (2010) Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. *Ecological Monographs* 80:3–48

- FANDIÑO B Y GIRAUDO AR (2010) Revisión del Inventario de Aves de la Provincia de Santa Fe, Argentina. *FA-BICIB* 14:116–137
- FICK SE Y HIJMANS RJ (2017) WorldClim 2: New 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37:4302–4315
- FIELDING AH Y BELL JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38–49
- FJELDSÅ J (2020) Straneck's Tyrannulet (*Serpophaga griseicapilla*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA y de Juana E (eds) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY (URL: <https://doi.org/10.2173/bow.gyctyr2.01>)
- GORLERI FC (2017) Diversidad y variación estacional del ensamble de Aves en distintas unidades de vegetación y ambiente del Bañado la Estrella Este, Formosa, Argentina. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Nordeste, Corrientes
- GORLERI FC Y ARETA JI (2022) Misidentifications in citizen science bias the phenological estimates of two hard-to-identify *Elaenia* flycatchers. *Ibis* 164:13–26
- GORLERI FC, GORLERI MC Y MURDOCH LM (2011) Aves de la Reserva de Biosfera Laguna Oca, Formosa, Argentina. Universidad Nacional de Formosa, SPU/Programa de Voluntariado Universitario. Ideas Gráficas, Formosa
- GORLERI FC, HOCHACHKA WM Y ARETA JI (2021) Distribution models using semi-structured community science data outperform unstructured-data models for a data-poor species, the Plain Tyrannulet. *Ornithological Applications* 123:1–17
- GROLEMUND G Y WICKHAM H (2011) Dates and times made easy with lubridate. *Journal of Statistical Software*: 40:1–25
- GUILLERA-ARROITA G, LAHOZ-MONFORT JJ, ELITH J, GORDON A, KUJALA H, LENTINI PE, MCCARTHY MA, TINGLEY R Y WINTLE BA (2015) Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Global Ecology and Biogeography* 24:276–292
- GUISSAN A Y ZIMMERMAN NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186
- HAYES FE, HAYES BD Y LECOURT P (2018) Seasonal Distribution of the Striated Heron (*Butorides striata*) in Southern South America: Evidence for Partial Migration. *Hornero* 33:105–111
- HERZOG S, TERRILL RS, JAHN AE, REMSEN JV, MAILLARD O, GARCÍA-ELSOLÍS VH, MACLEOD R, MACCORMICK A Y VIDOZ JQ (2016) *Birds of Bolivia*. Field Guide. Asociación Armonía, Santa Cruz de la Sierra
- HIJMANS RJ Y VAN ETTEN J (2016) raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 2.5-8 (URL: <https://CRAN.R-project.org/package=raster>)
- HOSMER DW Y LEMESHOW S (2000) *Applied Logistic Regression*, 2nd Ed., John Wiley and Sons, New York
- JAHN AE, CUETO VR, FONTANA CS, GUARALDO AC, LEVEY DJ, MARRA PP Y RYDER TB (2020). Bird migration within the Neotropics. *Auk* 137:1–23
- JAHN AE, SEAVY NE, BEJARANO V, BENAVIDES GUZMÁN M, CARVALHO PROVINCIATO IC, PIZO MA Y MACPHERSON MP (2016) Intra-tropical migration and wintering areas of Fork-tailed Flycatchers (*Tyrannus savana*) breeding in São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 24:116–121
- JAMES G, WITTEN D, HASTIE T Y TIBSHIRANI R (2013) *An Introduction to Statistical Learning*, Vol. 6. Springer, New York
- JOHNSTON A, HOCHACHKA WM, STRIMAS-MACKEY M, RUIZ GUTIERREZ V, ROBINSON OJ, MILLER E, AUER T, KELLING S Y FINK D (2021) Analytical guidelines to increase the value of community science data: An example using eBird data to estimate species distributions. *Diversity and Distributions* 27:1265–1277
- JOHNSTON A, MORAN N, MUSGROVE A, FINK D Y BAILLIE SR (2020) Estimating species distributions from spatially biased citizen science data. *Ecological Modelling*, 422:108927
- KELLING S, JOHNSTON A, BONN A, FINK D, RUIZ-GUTIERREZ V, BONNEY R, FERNANDEZ M, HOCHACHKA WM, JULLIARD R, KRAEMER R Y GURALNICK R (2019). Using Semistructured Surveys to Improve Citizen Science Data for Monitoring Biodiversity. *BioScience* 69:170–179
- LA SORTE FA, LEP CZYK CA, BURNETT JL, HURLBERT AH, TINGLEY MW Y ZUCKERBERG B (2018) Opportunities and challenges for big data ornithology. *Condor* 120:414–426
- LEES AC (2016) Evidence for longitudinal migration by a “sedentary” Brazilian flycatcher, the Ash-throated Casiornis. *Journal of Field Ornithology* 87:251–259
- LEES AC Y MARTIN RW (2014) Exposing hidden endemism in a Neotropical forest raptor using citizen science. *Ibis* 157:103–114
- LEES AC, ZIMMER KJ, MARANTZ CA, WHITTAKER A, DAVIS BJW Y WHITNEY BM (2013) Alta Floresta revisited: an updated review of the avifauna of the most intensively surveyed locality in south-central Amazonia. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 133(3): 178–239
- LESTERHUIS AJ, VILLAFANE DB, CABRAL BECONI HE Y ROJAS BONZI VB (2018) *Guía de las Aves del Chaco Seco*

- paraguayo. Guyra Paraguay. Guyra Paraguay, Asunción
- LÓPEZ-LANÚS B Y MENCIA P (2017) Diversidad, abundancia y estado de conservación de las aves de los ríachos Montelindo y Pilagá en el este de la provincia de Formosa, Argentina. *Nótulas Faunísticas (Segunda Serie)* 228:1–29
- NATURAL EARTH (2020) Free vector and raster map data (URL: <http://naturalearthdata.com/>)
- NILSSON C, KLAASSEN RHG Y ALERSTAM T (2013) Differences in speed and duration of bird migration between spring and autumn. *American Naturalist* 181:837–845
- PEARMAN M Y ARETA JI (2020) Birds of Argentina and the South-west Atlantic. Field Guide. Helm, London
- PEDERSEN EJ, MILLER DL, SIMPSON GL Y ROSS N (2019) Hierarchical generalized additive models in ecology: An introduction with mgcv. *PeerJ* 7: e6876
- ROBINSON OJ, RUIZ-GUTIERREZ V Y FINK D (2018) Correcting for bias in distribution modelling for rare species using citizen science data. *Diversity and Distributions* 24:460–472
- SALVADOR SA, SALVADOR LA Y FERRARI C (2017) Aves de la provincia de Córdoba, distribución e historia natural. DP Argentina SA, Buenos Aires
- SCHUBERT SC, MANICA LT Y GUARALDO ADC (2019) Revealing the potential of a huge citizen-science platform to study bird migration. *Emu* 119:364–373
- STRANECK RJ (1993) Aportes para la unificación de *Serpophaga subcristata* y *Serpophaga munda*, y la revalidación de *Serpophaga griseiceps* (Aves: Tyrannidae). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”*. *Zoología* 16: 51-63
- STRANECK RJ (2007) Una Nueva Especie de *Serpophaga* (Aves: Tyrannidae). *FAVE - Ciencias Veterinarias* 6:31–42
- STRIMAS-MACKEY M, MILLER E Y HOCHACHKA WM (2018) auk: eBird Data Extraction and Processing with AWK. R package version 0.3.0. (URL: <https://cornelllabofornithology.github.io/auk/>)
- SULLIVAN BL, AYCRIFF JL, BARRY JH, BONNEY RE, BRUNS N, COOPER CB, DAMOULAS T, DHONDT AA, DIETTERICH T, FARNSWORTH A, FINK D, FITZPATRICK JW, FREDERICKS T, GERBRACHT J, GOMES C, HOCHACHKA WM, ILIFF MJ, LAGOZE C, LA SORTE FA ... KELLING S (2014) The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. *Biological Conservation* 169:31–40
- TIAGO P, CEIA-HASSE A, MARQUES TA, CAPINHA C, PEREIRA HM (2017) Spatial distribution of citizen science casuistic observations for different taxonomic groups. *Scientific Reports* 7:12832
- WOOD S (2017) Generalized additive models. An Introduction with R., 2nd edition. Chapman and Hall/CRC, New York
- WRIGHT MN Y ZIEGLER A (2017) ranger: A fast implementation of random forests for high dimensional data in C++ and R. *Journal of Statistical Software* 77:1–17
- ZYSKOWSKI K, ROBBINS MB, PETERSON AT, BOSTWICK KS, CLAY RP Y AMARILLA LA (2003) Avifauna of the northern Paraguayan Chaco. *Ornitología Neotropical* 14:247–262



IS YOUNG CAPTURE RATE A RELIABLE MEASURE OF WHITE-CRESTED ELAENIA PRODUCTIVITY IN THE ANDEAN-PATAGONIAN FOREST?

CRISTIAN A. GOROSITO¹, VICTOR R. CUETO^{1,*}

¹Laboratorio de Ecología de Aves, Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP), CONICET – Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Roca 780, U9200 Esquel, Chubut, Argentina.

*vcueto@conicet.gov.ar

ABSTRACT. - Productivity is an important parameter in the study of avian population dynamics, and is commonly estimated through the number of young captured with mist-netting. However, this approach may not represent a true measure of local fledgling productivity. Several studies have reported a close relationship between the number of young captured and fledgling productivity for several bird species from Europe and North America, but to our knowledge this relationship has not been studied for Neotropical species. Our objective was to evaluate the relationship between fledgling productivity and young capture rate for White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*). We captured birds with mist-nets, and carried out intensive nest monitoring during three breeding seasons. We found a close relationship between young capture rate and fledgling production. We also observed that fledglings stayed with their parents for almost the entire time between leaving the nest and the moment they dispersed from the territory they hatched in. Thus, we are confident that annual young abundance estimated by mist-netting reflects local fledgling productivity. This relationship needs to be evaluated in other Neotropical bird species to generalize the results presented here.

KEYWORDS: *Elaenia albiceps chilensis*, *fledgling productivity*, *mist-net*, *Patagonia*.

RESUMEN. - ¿ES LA TASA DE CAPTURA DE JUVENILES UNA MEDIDA CONFIABLE DE LA PRODUCTIVIDAD DEL FIOFÍO SILBÓN EN EL BOSQUE ANDINO-PATAGÓNICO? La productividad de pichones es un parámetro importante en el estudio de la dinámica de las poblaciones de aves y comúnmente se estima a través del número de juveniles capturados con redes de niebla. Sin embargo, este enfoque puede no representar una medida confiable de la productividad de pichones. Varios estudios han informado una estrecha relación entre el número de juveniles capturados y la productividad de pichones de varias especies de aves de Europa y América del Norte, pero hasta donde sabemos, esta relación no se estudió para las especies neotropicales. Nuestro objetivo fue evaluar la relación entre la productividad de pichones y la tasa de captura de juveniles de Fiofío Silbón (*Elaenia albiceps chilensis*). Capturamos aves con redes de niebla y realizamos un monitoreo intensivo de nidos durante tres temporadas reproductivas. Encontramos una relación paralela entre la tasa de captura de juveniles y la producción de pichones. También observamos que los pichones permanecieron con sus padres durante casi todo el tiempo desde que abandonan el nido y hasta el momento en que dispersan del territorio en el que eclosionaron. Por lo tanto, confiamos en que la abundancia anual de juveniles estimada mediante redes de niebla refleja la productividad local de pichones. Esta relación necesita ser evaluada en otras especies de aves neotropicales para generalizar los resultados presentados en este trabajo.

PALABRAS CLAVES: *Elaenia albiceps chilensis*, *Patagonia*, *productividad de pichones*, *redes de niebla*.

Recibido: 27 de Septiembre de 2021; Aceptado: 18 de Febrero de 2022. Editora Asociada: Karina Speziale

An important component in the evaluation of avian population dynamics is the estimation of fledgling productivity (Newton 1998). Mist-netting has been widely used as a method to estimate this demographic parameter (e.g., Peach et al. 1998, Kaiser and Berthold 2004, Mazerolle et al. 2005, DeSante et al. 2019, Saracco et al. 2019), although it may have several biases (Dunn and Ralph 2004). For instance, capture probability may vary by age class (Ballard et al. 2004, Nur et al. 2004), affecting the estimation of young proportion in the population (e.g., Hussell 2004, Kornegay et al. 2018). Several studies have reported a parallel

relationship between the number of young captured and fledgling productivity, but not for all species (du Feu and McMeeking 1991, 2004, Nur and Geupel 1993). These results may be consequence of different post-fledgling dispersal processes among species (e.g., Chase et al. 1997, Anders et al. 1998, Vega Rivera et al. 1998, Daly et al. 2019). Thus, mist-net capture of young represents local productivity in some species and regional productivity in others (Dunn and Ralph 2004). Therefore, it is necessary to evaluate whether productivity indices from mist-netting accurately reflect local productivity in studies of bird population dynamics.

The aforementioned studies about the relationship between young capture and fledgling productivity were conducted on species from Europe and North America, but to our knowledge this relationship has not been studied for South American bird species. However, the number of young captured has been considered a surrogate of productivity in some demographic studies in the Neotropics (e.g., Sagario 2010, Presti et al. 2018). The aim of our research was to evaluate if there is an association between young capture rate and the number of fledglings found during intensive nest monitoring of White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*), a long-distance migrant (Bravo et al. 2017) and the most abundant bird species in the Andean-Patagonian Forest (Ippi et al. 2009, Cueto and Gorosito 2018), where it has an important role in forest regeneration (Cavallero et al. 2013, Bravo et al. 2015).

METHODS

Study site

We conducted our study at Cañadón Florido Ranch (42°55'S, 71°21'W), Chubut Province, Argentina. The vegetation of the area corresponds to the Valdivian Forest Province of the Andean Region (Morroñe 2001). The forest at the study site is dominated by Maitén (*Maytenus boaria*) and Laura (*Schinus patagonicus*) trees. The understory is mainly dominated by Calafate (*Berberis microphylla*) shrubs. The forest canopy is low, averaging a height of 5 m. The climate is characterized by cold and wet winters and mild but dry summers. Most precipitation falls as rain and snow during fall and winter (April–September). The annual mean precipitation in the region is 704 mm. Summer and winter mean temperatures are 13.4° and 1.8 °C, respectively. All climate data are from the “Río Percey” meteorological station (for the 1998–2017 period, Hidroeléctrica Futaleufú S.A.).

Young surveys

We captured White-crested Elaenias with mist-nets within a 20-ha plot during three breeding seasons, between October 2015 and March 2018. Nets were 12 m long with a 38 mm mesh size and were opened during the first 4–5 h after sunrise. We set two groups of 10 nets each within the plot. Each group was set in different zones into the forest, 200 m apart. Nets within each group were set 50 to 70 m apart and opened at least twice per month. The order

of net group sampling was set randomly, with 10 or 15 days between sampling events, depending on weather conditions (i.e., avoiding rainy or windy days). We banded all birds with one numbered aluminum band and with unique combinations of three colored bands. The sampling effort during the period October–March of each breeding season were: 2015–2016: 18 net-days with 853 net-hours; 2016–2017: 16 net-days with 586 net-hours and 2017–2018: 18 net-days with 743 net-hours. We identified all young (hatched during each breeding season of the study) based on the absence of the white coronal patch and the beige color of wing bars (Jaramillo 2003, Pearman and Areta 2020).

Nest monitoring

We searched for nests from late October to late February of the 2015–2018 breeding seasons in the same 20-ha plot where we did the mist-netting survey, following the method proposed by Martin and Geupel (1993). We monitored nests following standardized protocols (Ralph et al. 1993) and visited them daily until nesting was successful (i.e., at least one nestling left the nest) or failed. We classified causes of nest failure as destruction of the nest (e.g., by falling branches or cattle activity), nestling starvation, unfertilized eggs and predation. We considered that a nest was preyed if an active nest was seen empty before the estimated fledgling date or when we found all eggs broken inside or around the nest. We banded all nestlings before they fledged (at the age of 11 days after hatching).

Data analysis

We estimated abundance of young using capture rate as the number of captures per 100 net-hours (Karr 1981). Annual young abundance was estimated as the average capture rate of young considering all sample events during each breeding season. We estimated the annual production of fledglings as the total number of fledglings divided by the total number of active nests found during each breeding season of the study. Inferences from statistical analysis and demographic interpretation must be cautious, as potential biases may arise from the small sample size. Thus, we used exploratory data analysis to evaluate the association between estimated annual young abundance and annual production of fledglings. Since both variables were measured on different units, the comparison between them can change depending on the y-axis scale. To avoid this inconvenience, we

standardized both variables using a Z standard score (Zar 2010) to present a graph with both variables and a unique y -axis, allowing a safe comparison between them. Moreover, we ran a Pearson Correlation Analysis using Z standard score to evaluate the association between annual young abundance and annual production of fledglings.

RESULTS AND DISCUSSION

During the study we captured 87 young White-crested Elaenias and found 84 nests, from which 40 nestlings fledged. Of these nests, 33.3% were successful and 63.1% failed due to predation. The average annual young capture rate (\pm SD) was 13.57 ± 1.85 individuals per 100 net-hours and the average annual production of fledglings (\pm SD) was 0.48 ± 0.09 individuals per nest. Annual young capture rate was highest during the breeding season of 2015-2016 and lowest in the 2016-2017 breeding season (Table 1). Annual production of fledglings showed a similar pattern of changes among breeding seasons (Table 1). We observed a closed parallel relationship between Z standard scores of young capture rate and fledgling production among years (Fig. 1, $r = 0.998$, $P = 0.0386$, $n = 3$). This coincides with that reported for species in the Northern Hemisphere (du Feu and McMeeking 1991, 2004, Nur and Geupel 1993), but to our knowledge the result presented here is the first for a Neotropical passerine.

After White-crested Elaenias fledged, they were fed by the parents and formed family groups that moved across their breeding territories for almost the entire time between leaving the nest and the moment they dispersed from the territory they hatched in (Gorosito CA, personal observation). At the end of the

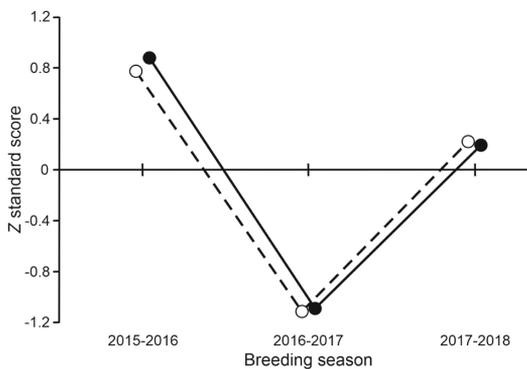


Figure 1. Z standard score of annual young abundance (black dots) and total fledgling productivity (white dots) of White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*) during three breeding seasons in the forest-steppe ecotone at Cañadón Florido Ranch, Chubut Province, Argentina

summer (March), young White-crested Elaenias began their fall migration to the winter quarters (Gorosito 2020). Based on these evidences, we are confident that annual young abundance reflects local fledgling productivity.

Some studies indicated that climate change could affect migratory bird populations due to an advance in the phenology of food resources on breeding grounds and, consequently, food abundance would be scarce for successful reproduction when migratory birds arrive (Schoech and Hahn 2007, Both et al. 2010). The detection of this mismatch requires long-term studies that monitor the variation in fledgling productivity. However, nest monitoring involves intense field work and may be costly to support during multiple years. Conversely, monitoring bird populations using captures could be more cost-effective, especially in remote areas or for studies with little financial support, as is common in the Neotropic.

The use of capture rates to estimate current productivity is useful only if it reflects what actually happens in the wild. There are several biases when young capture rate is evaluated. Capture probability may vary by age class affecting the estimation of young proportion in the population (Kornegay et al. 2018, Daly et al. 2019). Missed visits during a banding season schedule in a locality could also affect such estimation (Miles et al. 2007, Cave et al. 2008). Although there are no studies for White-crested Elaenia that evaluate the probability of capture depending on age, we have not found a differential capture rate among adults of different ages (Gorosito et al. 2020). However, it is an issue that should be studied, since it would be of great importance to establish the usefulness of mist net sampling to determine the proportion of young in the population, which is essential for the association described in our research to be valid.

We simultaneously monitored nests and captured young White-crested Elaenias during three breeding seasons, thus the small sample size implies being careful when considering the use of young capture rates as a surrogate of fledgling productivity. Long-term studies on bird populations are scarce in the Neotropic (e.g., Cueto et al. 2008, Rozzi and Jiménez 2013), and particularly there are no studies about the relationship analyzed in our research. Hence, more studies evaluating the relationship between young capture rate and fledgling productivity for other Neotropical bird species are necessary to generalize the results obtained here for White-crested Elaenia.

Table 1. Annual young abundance and total fledgling productivity of White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*) during three breeding seasons in the forest-steppe ecotone at Cañadón Florido Ranch, Chubut Province, Argentina.

Breeding season	Young abundance (captures per 100 net-hours)	Fledgling productivity (individuals per nest)
2015-2016	15.21	0.55
2016-2017	11.57	0.38
2017-2018	13.94	0.50

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the Roberts family for allowing us to work at Cañadón Florido. For constructive reviews of the manuscript, we thank Taty Sagario and Alex Jahn. Research was founded by the Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET, Argentina), National Geographic Society (USA), the Bergstrom Award of the Association of Field Ornithologists (USA) and the François Vuilleumier Fund of the Neotropical Ornithological Society (USA). Birds were captured with permission of Dirección de Fauna y Flora Silvestre, Provincia del Chubut (Argentina).

REFERENCES

- ANDERS AD, FAABORG J and Thompson FR III (1998) Post-fledging dispersal, habitat use, and home-range size of juvenile Wood Thrushes. *Auk* 115:349–358
- BALLARD G, GEUPEL GR and NUR N (2004) Influence of mist-netting intensity on demographic investigations of avian populations. *Studies in Avian Biology* 29:21–27
- BOTH C, VAN TURNHOUT CAM, BIJLSMA RG, SIEPEL H, VAN STRIEN AJ and FOPPEN RPB (2010) Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B* 277:1259–1266
- BRAVO SP, CUETO VR and AMICO GC (2015) Do animal-plant interactions influence the spatial distribution of *Aristotelia chilensis* shrubs in temperate forests of southern South America? *Plant Ecology* 216:383–394
- BRAVO SP, CUETO VR and GOROSITO CA (2017) Migratory timing rate, routes and wintering areas of White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*), a key seed disperser for Patagonian forest regeneration. *PLoS ONE* 12:e0170188
- CAVALLERO L, RAFFAELE E and AIZEN MA (2013) Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. *Biology Conservation* 158:342–350
- CAVE VM, FREEMAN SN, BROOKS, SP, KING R and BALMER DE (2008) On adjusting for missed visits in the indexing of abundance from ‘Constant Effort’ ringing. Pp. 951–966 in: THOMSON DL, COOCH EG and MICHAEL J. CONROY MJ (eds) *Modelling Demographic Processes in Marked Populations*. Springer, Heidelberg
- CHASE MK, NUR N and GEUPEL GR (1997) Survival, productivity, and abundance in a Wilson’s Warbler population. *Auk* 114:354–366
- CUETO VR and GOROSITO CA (2018) Seasonal changes in bird assemblages of a forest-steppe ecotone in North Patagonia. *Ornitología Neotropical* 29:349–358
- CUETO VR, LOPEZ DE CASENAVE J and MARONE L (2008) Neotropical austral migrant land birds: population trends and habitat use in the central Monte desert, Argentina. *Condor* 110: 70–79
- DALY KO, ANDERSEN DE, BRININGER WL and COOPER TR (2019) Evaluating techniques for estimating post-breeding-season age ratios for American Woodcock. *Proceedings of the American Woodcock Symposium* 11: 35–44
- DESANTE DF, BURTON KM, VELEZ P, FROELICH D, KASCHUBE DR and ALBERT S (2019) MAPS Manual: 2019 Protocol. The Institute for Bird Populations, Point Reyes Station, California
- DU FEU CR and McMEEKING JM (1991) Does constant effort netting measure juvenile abundance? *Ringing Migration* 12:188–123
- DU FEU CR and McMEEKING JM (2004) Relationship of juvenile capture in constant-effort netting with local abundance. *Studies in Avian Biology* 29:57–62
- DUNN EH and RALPH CJ (2004) Use of mist nets as a tool for bird population monitoring. *Studies in Avian Biology* 29:16
- GOROSITO CA (2020) Determinantes del éxito reproductivo de *Elaenia albiceps* (Aves: Tyrannidae) en bos-

- ques andino-patagónicos. PhD. thesis, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires
- GOROSITO CA, CEREGHETTI J and CUETO VR (2020) How ageing birds? Chilean *Elaenia* as an example for the Neotropical bird species. *Ornithology Research* 28: 133–137
- HUSSELL DJ (2004) Determining productivity indices from age composition of migrants captured for banding: problems and possible solutions. *Studies in Avian Biology* 29:82–91
- JARAMILLO A (2003) Aves de Chile. Editorial Lynx, Santiago
- KAISER A and BERTHOLD P (2004) A European example of standardized mist netting in population studies of birds. *Studies in Avian Biology* 29:75–81
- KARR, JA (1981) Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology* 6:62–67
- KORNEGAY ME, WIEWEL ANM, COLLAZO JA, SARACCO JF and DINSMORE SJ (2018) Improving our understanding of demographic monitoring: avian breeding productivity in a tropical dry forest. *Journal of Field Ornithology* 89:258–275
- IPPI S, ANDERSON, CB, ROZZI R and ELPHICK CS (2009) Annual variation of abundance and composition in forest bird assemblages on Navarino Island, Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. *Ornitología Neotropical* 20:231–245
- MARTIN TE and GEUPEL GR (1993) Nest-monitoring plots: methods for locating nests and monitoring success. *Journal of Field Ornithology* 64:507–519
- MAZEROLLE DF, DUFOUR KW, HOBSON KA and DEN HAAN HE (2005) Effects of large-scale climatic fluctuations on survival and production of young in a Neotropical migrant songbird, the Yellow Warbler *Dendroica petechia*. *Journal of Avian Biology* 36: 155–163
- MILES W, FREEMAN SN, HARRISON NM and BALMER DE (2007) Measuring passerine productivity using constant effort sites: The effect of missed visits. *Ringing & Migration* 23: 231–237
- MORRONE JJ (2001) Biogeografía de América Latina y el Caribe. Manuales & Tesis de la Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza
- NEWTON I (1998) Population limitation in birds. Academic Press, London
- NUR N and GEUPEL GR (1993) Evaluating mist-netting, nest-searching and other methods of monitoring demographic processes in landbird populations. Pp. 237–244 in: FINCH DM, STANGEL PW(eds) Status and management of Neotropical migratory birds. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. RM-229, Ft. Collins
- NUR N, GEUPEL GR and BALLARD G (2004) Estimates of adult survival, capture probability, and recapture probability: evaluating and validating constant-effort mist netting. *Studies in Avian Biology* 29:63–70
- PEACH WJ, BAILLIE SR and BALMER DE (1998) Long-term changes in the abundance of passerines in Britain and Ireland as measured by constant effort mist-netting. *Bird Study* 45:257–275
- PEARMAN M and ARETA JI (2020) Birds of Argentina and the South-west Atlantic. Helm Field Guides, London
- PRESTI PM, AMICO GC, BRAVO SP and CUETO VR (2018) Demography of the Neotropical austral migrant *Elaenia albiceps chilensis* (Tyrannidae) on its breeding grounds: climate and food offer effects. *Revista Brasileira de Ornitología* 26:240–250
- RALPH, CJ, GEUPEL GR, PYLE P, MARTIN TE and DESANTE DF (1993) Handbook of field methods for monitoring landbirds. US Forest Service general technical report PSW-GTR-144, Albany
- ROZZI R and JIMÉNEZ JE (2013) Magallanic Sub-Antarctic Ornithology. First decade of long-term bird studies at the Omora Ethnobotanical Park, Cape Horn Biosphere Reserve, Chile. University of North Texas Press and Universidad de Magallanes, Santiago
- SAGARIO MC (2010) Limitación poblacional de las aves granívoras en la porción central del desierto del monte. PhD. thesis, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires
- SARACCO JF, SIEGEL RB, HELTON L, STOCK SL and DESANTE DF (2019) Phenology and productivity in a montane bird assemblage: Trends and responses to elevation and climate variation. *Global Change Biology* 25: 985– 996
- SCHOECH SJ and HAHN TP (2007) Food supplementation and timing of reproduction: does the responsiveness to supplementary information vary with latitude? *Journal of Ornithology* 148:625–632
- VEGA RIVERA JH, RAPPOLE JH, MCSHEA WJ and HAAS CA (1998) Wood Thrush postfledging movements and habitat use in northern Virginia. *Condor* 100:69–78
- ZAR JH (2010) Biostatistical analysis, 5th edition. Prentice Hall, New Jersey



BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DEL COLUDITO COPETÓN (*LEPTASTHENURA PLATENSIS*) EN CAJAS NIDO EN EL CENTRO DE ARGENTINA

MARÍA EMILIA REBOLLO^{*1,2}, LAURA ARACELI BRAGAGNOLO¹, MIGUEL ÁNGEL SANTILLÁN^{1,3},
FERNANDO GABRIEL LÓPEZ^{1,2}, PAULA MAITEN OROZCO-VALOR⁴,
MARCOS MATÍAS REYES¹, JUAN MANUEL GRANDE^{1,2}

¹Colaboratorio de Biodiversidad, Ecología y Conservación (ColBEC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Pabellón Sur–Campo de enseñanza, Ruta 35, km 334, Santa Rosa, 6300, Argentina.

²Instituto de las Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP), CONICET–Universidad Nacional de La Pampa, Mendoza 109, Santa Rosa, 6300, Argentina.

³Museo Provincial de Historia Natural (MPHN), Secretaría de Cultura, Gobierno de La Pampa, Pellegrini 180, Santa Rosa, 6300, Argentina.

⁴Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECARA), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Avda. Uruguay 151, Santa Rosa, 6300, Argentina.

*emirebo_03@yahoo.com.ar

RESUMEN.- En este trabajo se describe la biología reproductiva del Coludito Copetón (*Leptasthenura platensis*) en un bosque semiárido de La Pampa, Argentina. Durante las temporadas reproductivas de 2010-2011 a 2012-2013, se monitorearon 82-101 cajas nido por temporada, revisadas cada 1-3 días desde septiembre hasta febrero, registrando la fecha y cantidad de huevos y pichones. La especie se reprodujo de octubre a enero y ocupó el 10.64% de las cajas. La puesta se realizó en días alternos, el período de incubación fue de 14.2 ± 1 días y la permanencia de pichones en el nido de 13.63 ± 2 días. La duración promedio del ciclo reproductivo fue de 33 días. El tamaño de puesta fue de 3.48 ± 0.13 huevos, de los que nacieron 3.17 ± 0.19 pichones por nidada completa y volaron 2.78 ± 0.23 pichones por nidada exitosa. La tasa diaria de supervivencia del nido fue del $98.28 \pm 0.46\%$ y el éxito de nidificación fue del 56.37% . Estos parámetros reproductivos coinciden con trabajos previos, a excepción de la tasa diaria de supervivencia del nido que fue aparentemente mayor respecto a Buenos Aires, evaluada en nidos naturales. La proporción de sexos secundaria no fue diferente de lo esperado por azar. En un futuro, sería relevante realizar estudios adicionales que evalúen la incidencia de factores bióticos y abióticos (i.e. disponibilidad de alimento, tasa de depredación, condiciones ambientales y tipo de nido, natural o artificial) en la reproducción para seguir contribuyendo al conocimiento de la historia natural del Coludito Copetón.

PALABRAS CLAVE: *Caldén, éxito de nidificación, Furnariidae, incubación, proporción de sexos, puesta, reproducción, supervivencia diaria del nido.*

ABSTRACT.- **Breeding biology of the Tufted Tit-spinetail (*Leptasthenura platensis*) in nest boxes in central Argentina.** In this article, we describe the breeding biology of the Tufted Tit-spinetail (*Leptasthenura platensis*) in a semiarid forest in La Pampa, Argentina. From the breeding seasons 2010-2011 to 2012-2013, about 82-101 nest boxes were checked per season every 1-3 days from September to February, recording the date and the number of eggs and nestlings. The Tufted Tit-spinetail's breeding season lasted from October to January. Tufted Tit-spinetails occupied 10.64% of the nest boxes. The eggs were laid on alternate days, the incubation period lasted 14.2 ± 1 days and the nestling period was 13.63 ± 2 days. The mean period of the reproductive cycle was 33 days. The mean clutch size was 3.48 ± 0.13 eggs, brood size was 3.17 ± 0.19 nestlings and 2.78 ± 0.23 fledglings left the nest. The daily nest survival rate was $98.28 \pm 0.46\%$ and nesting success was 56.37% . These breeding parameters were similar to previous studies, except for the daily nest survival rate which was apparently higher than the results observed in a study in Buenos Aires, where it was calculated in natural nests. The secondary sex ratio was not biased. In the future, additional studies evaluating the incidence of biotic and abiotic factors (i.e. food availability, predation rate, environmental conditions, and type of nest, natural or artificial) on the reproduction, would be relevant to further contribute to the knowledge of the natural history of the Tufted Tit-spinetail.

KEYWORDS: *Breeding success, caldén, clutch, daily nest survival rate, Furnariidae, incubation, reproduction, sex ratio.*

Recibido: 7 de abril de 2022; Aceptado: 30 de agosto de 2022. Editora Asociada: Bettina Mahler

La reproducción es uno de los procesos indispensables para la persistencia de las especies en el tiempo y ha sido el principal objeto de estudio en la mayoría de las investigaciones sobre las aves (Martin 1987,

Wiens 1989, Martin et al. 2000). Los nidos cerrados son utilizados por un gran número de especies de aves para proteger huevos y pichones, convirtiéndose en imprescindibles para su reproducción (Cody 1971,

Newton 1998). Así, las cajas nido son construcciones artificiales muy útiles para facilitar estudios sobre la biología reproductiva en aves que usan oquedades para criar (Nilsson 1984, Purcell et al. 1997). Esta herramienta permite el monitoreo de huevos, pichones y adultos y el control de factores abióticos como las condiciones climáticas y la estructura del hueco y de factores bióticos como el parasitismo, la competencia y la depredación (Faaborg 2004, Lambrechts et al. 2010).

Una especie sudamericana que utiliza cavidades y depende casi exclusivamente de nidos realizados por otras aves para criar es el Coludito Copetón (*Lepasthenura platensis*). Esta ave es monógama y presenta cuidado biparental, reproduciéndose de septiembre a enero. A pesar de que existen algunos estudios sobre su biología reproductiva en las provincias argentinas de San Luis (Ochoa de Masramón 1969), Santa Fe, Córdoba (de la Peña 2016), Mendoza (Mezquida 2001), La Pampa (Pereyra 1937, Rebollo et al. 2013) y Buenos Aires (Mason 1985), en general es una especie poco estudiada a lo largo de su distribución. Dado que el Coludito Copetón utiliza sin dificultad las cajas nido para nidificar (de la Peña 2002, Reyes 2008, Rebollo et al. 2013), el objetivo de este trabajo fue estudiar su biología reproductiva en cajas nido en una población del bosque semiárido de caldén (*Prosopis caldenia*) de la provincia de La Pampa, un ambiente donde ha sido escuetamente estudiada.

MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se encuentra dentro de la provincia fitogeográfica del Espinal, Distrito del Caldén, perteneciente al Dominio Chaqueño de la Región Neotropical (Fig. 1; Cabrera 1994, Oyarzabal et al. 2018). El clima es templado y semiárido, con precipitaciones estacionales de octubre a marzo con una media anual de 350-550 mm y una temperatura media anual de 14-16°C, con grandes amplitudes térmicas a lo largo del año (temperatura media de enero = 24°C; temperatura media de julio = 8°C; Cabrera y Willink 1973; Cano et al. 1980, Belmonte et al. 2017).

El muestreo se realizó en el establecimiento privado "La Tapera" (36°42'S; 64°32'O), al NO de la Provincia de La Pampa, Departamento Toay, distante a 30 km al oeste de la ciudad de Santa Rosa sobre la Ruta Provincial 14 (Fig. 1). Abarca una superficie de 5.5

km², de los cuales 3 km² presentan un bosque caducifolio abierto de caldén en una matriz de gramíneas perennes intermedias, con escasos a nulos arbustos (Bragagnolo 2009). El establecimiento tiene uso ganadero de cría y mínimamente agrícola. Este estudio se realizó en un potrero con bosque de 0.97 km² (Fig. 1), donde fueron instaladas las cajas nido.

Especie en estudio

El Coludito Copetón es un ave paseriforme perteneciente a la familia Furnariidae que es insectívora y residente (Remsen 2020). Se distribuye desde el sudoeste de Brasil y centro de Paraguay, a través de Uruguay, hasta el centro de Argentina, habitando la periferia de bosques secos y estepas arbustivas (Cueto et al. 1997, Remsen 2020). El tamaño poblacional mundial no ha sido determinado, pero se ha descrito como poco frecuente y su estado de conservación es de Preocupación Menor (BirdLife International 2022). No presenta dimorfismo sexual aparente en el patrón de coloración de su plumaje ni tampoco en sus características morfológicas (Remsen 2020). Mide 16 cm, pesa 9.67 g y la coloración del plumaje es gris parduzco, presentando un notable copete en su cabeza (Alderete y Capllonch 2010, Remsen 2020).

Cría generalmente en nidos abandonados de otros furnáridos, principalmente del Hornero (*Furnarius rufus*), aunque también anida en huecos de árboles o de construcciones humanas y cajas nido (Pereyra 1937, Ochoa de Masramón 1969, Mason 1985, Mezquida 2001, de la Peña 2002, 2016, Reyes 2008). Su ritmo de puesta es alterno (de la Peña 2016). Su tamaño de puesta varía de 2 a 4 huevos, pudiendo nacer los 4 pichones, aunque existen registros de puestas extraordinarias de 5 y 6 huevos y el nacimiento de hasta 5 pichones (Pereyra 1937, Ochoa de Masramón 1969, Rebollo et al. 2013). El período de incubación de los huevos es de 14-15 días y la permanencia de pichones en el nido es de 15.5 a 16 días (Mason 1985, Mezquida 2001, de la Peña 2016). Se desconoce la proporción de sexos, tanto en la puesta como en la nidada y la población.

Muestreo de campo

Para llevar a cabo el monitoreo de los nidos de Coludito Copetón, durante tres temporadas reproductivas se instalaron cajas nido siguiendo tres figuras lineales dentro del área de estudio. Las cajas fueron georreferenciadas mediante la utilización de un GPS y se colocaron distanciadas a 100 m una de otra, sobre el tronco principal de árboles de caldén a una al-

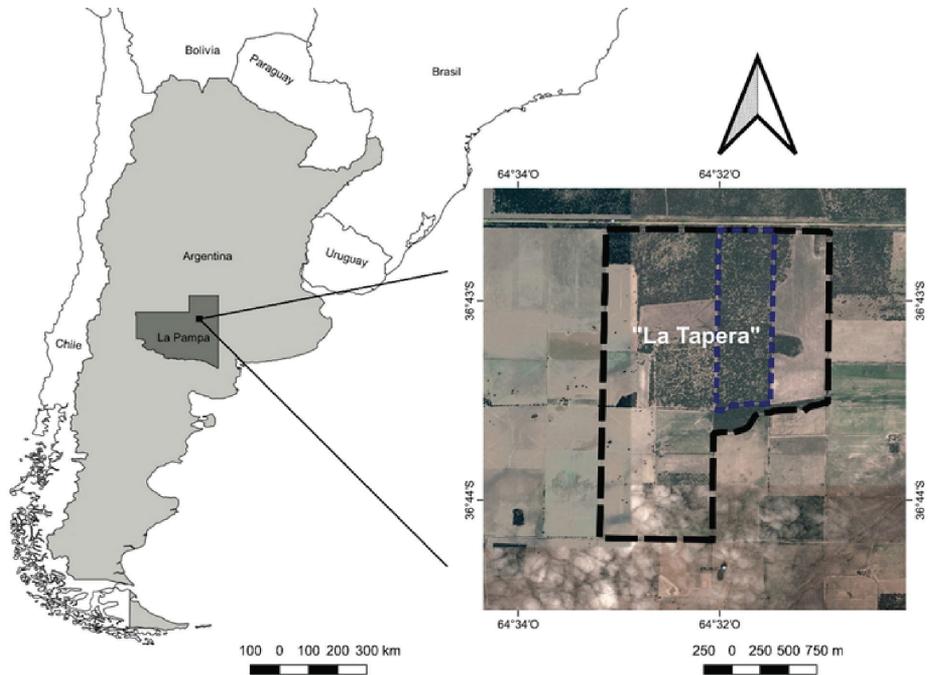


Figura 1. Ubicación del área de estudio en la provincia de La Pampa, Argentina. En línea de guiones negros se muestra el establecimiento "La Tapera" y en línea de guiones azules el potrero donde se colocaron las cajas nido.

tura de 1.6 ± 0.1 m del suelo. Se utilizaron cajas nido de madera de caldén (Fig. 2a) o pino (*Pinus* sp., Fig. 2b), o cajas nido de tubos de PVC (Fig. 2c) de 13.5 cm de diámetro y 35 cm de largo, con tapas de madera de caldén superior e inferior. Todas las cajas presentaban una abertura de 3 cm de diámetro en la parte frontal. Se colocaron 82 cajas en la primera temporada reproductiva (2010-2011), 101 en la segunda (2011-2012) y 99 en la tercera (2012-2013; Tabla 1). Cada año, las cajas fueron revisadas

cada 1-3 días desde septiembre hasta febrero registrando las fechas con presencia de huevos y pichones y su cantidad.

Cuando los pichones tenían 12 días de vida (Fig. 3) se les extrajo una muestra de sangre de entre 5-20 μ L de la vena yugular, con jeringas de 0.5 ml para insulina (Owen et al. 2011). Cada una de las muestras se conservó en un tubo Eppendorf rotulado con alcohol absoluto para su posterior sexado molecular



Figura 2. Cajas nido colocadas en troncos de árboles de caldén desde las temporadas reproductivas 2010-2011 a 2012-2013 en el establecimiento "La Tapera", provincia de La Pampa, Argentina. Las mismas fueron construidas con diferentes materiales a) madera de caldén, b) madera de pino c) PVC con tapas superior e inferior de madera de caldén.



Figura 3. Pichón de Coludito Copetón anillado a los 12 días de vida, en el establecimiento "La Tapera", provincia de La Pampa, Argentina.

en el laboratorio de la Facultad de Agronomía de la UNLPam. También se anilló a los pichones siguiendo procedimientos estándar (North American Banding Council y Fish and Wildlife Service 2003), usando anillos metálicos provistos de un código alfanumérico y dirección de remito correspondiente al Centro Nacional de Anillado de Aves (CNAA, Instituto Miguel Lillo, Tucumán). Finalmente, se los devolvió a su caja nido correspondiente.

Parámetros reproductivos

Para cada temporada reproductiva se calculó el porcentaje de ocupación de las cajas por parte del Coludito Copetón (número de cajas en que por lo menos había un huevo de la especie en estudio / número de cajas colocadas). Una vez detectada la construcción de un nido, se monitoreó para corroborar el período de reproducción, ritmo de puesta y contabilizar su contenido.

En aquellos eventos reproductivos sin segundas puestas o puestas de reposición, se estimó el período de incubación como el número de días desde la puesta del último huevo hasta el nacimiento del último pichón y la permanencia de los pichones en el nido como el número de días desde la eclosión del último huevo hasta la partida del último pichón. Cuando no se pudo determinar la fecha de eclosión y de abandono del nido por parte de los pichones por observación directa, se lo hizo en forma indirecta. Se consideraron las dos fechas como el valor medio entre la última visita con huevos o con pichones, respectivamente, y la siguiente en la que ya se observaron pichones recién nacidos o la caja sin pichones, correspondientemente. Se contabilizaron el total de eventos reproductivos, los eventos de depredación (faltante de huevos o pichones con nido revuelto, cáscaras de huevo rotas o pichones muertos y lastimados dentro o bajo la caja

nido o presencia directa de micromamíferos o indicios indirectos como heces u olor), los abandonos de puestas (puestas con huevos no eclosionados, pero sin signos de depredación), las puestas de reposición y las segundas puestas (aunque la pareja reproductora no estaba marcada, se consideró una segunda puesta cuando en el mismo nido ya se había producido al menos un volantón).

Se estimó el tamaño de puesta como el número de huevos en puestas completas. Se consideró una puesta completa si al volver a chequear, el número de huevos era el mismo y se corroboraba que estaban siendo incubados (salía un adulto de la caja o estaban calientes). Se estimó la cantidad de huevos eclosionados y de pichones que volaron (i.e., si luego de 14-15 días de eclosionados los huevos, al volver a chequear ya no se encontraban los pichones en el nido y no se comprobaban signos de depredación).

Se registró la fecha de hallazgo del nido activo (con huevos o pichones), la fecha de inicio de la puesta (puesta del primer huevo), la fecha en que se registró el nido activo por última vez y la fecha de la última visita al nido en la cual ya se constataba su destino final de éxito o fracaso. Con las fechas mencionadas, se calculó la tasa de supervivencia diaria del nido y el éxito de nidificación, elevando la tasa diaria de supervivencia al número de días del período reproductivo (Dinsmore et al. 2002, Rotella et al. 2004). Se obtuvo la proporción de sexos en pichones sólo de los nidos en los que se pudo sexar la nidada completa.

Análisis de Laboratorio

Para llevar a cabo el sexado molecular se implementó la metodología propuesta por Ellegren y Sheldon (1997), que consiste en técnicas moleculares basadas en la amplificación mediante Reacción en Cadena de la Polimerasa de fragmentos de los genes CHD1-Z y CHD1-W. Dichos genes están localizados en los cromosomas sexuales y su amplificación es de aplicación universal para las aves, con la excepción de las ratites (Ellegren 1996, Fridolfsson y Ellegren 1999). Fueron utilizados los cebadores conservados 2550F (5' GTTACTGATTCTGCTACGAGA-3') y 2718R (5'-ATTGAAATGATCCAGTGCTTG-3'; Ellegren y Sheldon 1997, Fridolfsson y Ellegren 1999).

Análisis de datos

Los análisis estadísticos fueron realizados con R versión 4.0.4 (R Core Team 2021). La significación

estadística se utilizó al 0.05. Se emplearon Modelos Lineales Generalizados con distribución de errores binomial (Crawley 2015) para evaluar si la ocupación de las cajas fue explicada por la temporada reproductiva y por el tipo de caja nido (caldén, pino o PVC) y para determinar si la proporción de sexos secundaria por nido es la esperada por azar (Hardy 2002).

Para evaluar si el tamaño de puesta fue explicado por la fecha de puesta se empleó un modelo Poisson truncado en cero (Long 1997), empleando el paquete “countreg” (Kleiber y Zeileis 2016). La fecha de puesta fue estimada utilizando el día juliano como los días transcurridos desde el día 1 (20 de octubre) hasta la puesta del primer huevo de esa puesta.

Para estimar la tasa diaria de supervivencia del nido se empleó el paquete “RMark” (Laake 2013). Se contemplaron como variables explicativas el tiempo dentro de la temporada reproductiva (número de días desde el inicio de la temporada a los cuales comenzó el evento reproductivo) y la edad del nido (número de días desde que se inició la puesta de huevos hasta su destino final; Dinsmore *et al.* 2002, Rotella *et al.* 2004).

La construcción de modelos fue de “pasos hacia atrás” y para seleccionar entre los distintos modelos posibles se empleó el criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AIC_c). Todos aquellos modelos con $\Delta AIC_c < 2$ fueron promediados empleando el paquete “Mu-MIn” (Barton 2009), obteniendo la importancia e intervalos de confianza de las variables explicativas (Burnham y Anderson 2004). *A posteriori*, se empleó un Test de Tukey para realizar las comparaciones múltiples de la variable cualitativa tipo de nido del modelo de ocupación de las cajas nido, empleando el paquete “multcomp” (Hothorn *et al.* 2008).

RESULTADOS

El porcentaje de ocupación total de las cajas nido por parte del Coludito Copetón en las tres temporadas reproductivas fue del 10.64% (Tabla 1). El resto de las cajas, en su mayoría, fueron ocupadas por parejas de Ratona (*Trogodytes aedon*). Los modelos que incorporaron la variable tipo de caja nido y tipo de caja nido + temporada reproductiva explicaron mejor la ocupación de las cajas por parte del Coludito Copetón que el modelo nulo o el modelo que solo incluyó la variable temporada reproductiva (Tabla 2). Al promediar los modelos, la importancia del tipo de caja fue alto (Importancia = 1) y la importancia de la temporada

reproductiva fue baja (Importancia = 0.49). Además, sólo se encontró un efecto significativo del tipo de caja nido sobre la ocupación de las mismas (Tabla 3). Al realizar las comparaciones entre tipos de cajas nido, hubo evidencia de que las cajas de caldén fueron menos ocupadas que las de pino (Estimador \pm EE = -1.67 ± 0.64 , $z = 2.62$, $p = 0.02$) y PVC (Estimador \pm EE = -1.83 ± 0.7 , $z = 2.61$, $p = 0.02$), pero no hubo diferencias significativas en la ocupación entre las cajas de pino y PVC (Estimador \pm EE = -1.17 ± 0.46 , $z = 0.36$, $p = 0.93$).

El período de reproducción comprendió desde octubre a enero. La fecha de puesta más temprana del primer huevo fue el 20 de octubre (en 2010-2011) y la fecha más tardía de al menos un pichón en el nido fue el 29 de enero (en 2012-2013). El ritmo de puesta fue en días alternos ($n = 20$). La eclosión ($n = 4$) y el abandono del nido ($n = 3$) fueron sincrónicos, todos los huevos/pichones eclosionaron/abandonaron el nido el mismo día. El período de incubación abarcó 14.2 ± 1 días ($n = 10$) y la permanencia de pichones en el nido fue de 13.63 ± 2 días ($n = 8$). La duración promedio del ciclo reproductivo fue de 33 días (puesta alterna de en promedio 3 huevos que conlleva 5 días, más 14 días de incubación y 14 días de permanencia de pichones en el nido).

Existieron 45 eventos reproductivos (todos encontrados en la época de prepuesta o puesta) y se registraron de una a cuatro puestas por caja. Hubo 14 eventos de depredación registrados, 8 abandonos de puesta, 9 puestas de reposición y 6 segundas puestas (Tabla 4).

El tamaño de puesta fue de entre 2 y 5 huevos (media = 3.41, EE = 0.13, $n = 34$). El modelo que incorporó la fecha de puesta explicó peor el tamaño de puesta que el modelo en ausencia de esta variable (Tabla 5) y al promediar los modelos, la importancia de la fecha de puesta fue baja (Importancia = 0.42), pero hubo evidencia de que tuvo un efecto negativo sobre el tamaño de puesta (Tabla 6).

Por cada nidada completa, nacieron entre 1 y 5 pichones (media = 3.17, EE = 0.19, $n = 24$) y por cada nidada exitosa volaron también entre 1 y 5 pichones (media = 2.78, EE = 0.23, $n = 23$). Por evento reproductivo, se produjeron en promedio 1.42 volantones (EE = 0.23).

La tasa diaria de supervivencia del nido fue del $98.31 \pm 0.51\%$ ($n = 29$). Así, el éxito de nidificación

fue del 56.92%, de acuerdo a la probabilidad acumulada de supervivencia de nidos durante los 33 días de duración promedio del ciclo reproductivo. Los modelos que incorporaron por separado el tiempo dentro de la temporada y la edad del nido explicaron mejor la tasa diaria de supervivencia del nido que el modelo nulo (Tabla 7). Sin embargo, al promediar los modelos, las importancias del tiempo y la edad fueron bajas y no hubo evidencia de que tengan un efecto sobre la supervivencia del nido (Tabla 8).

La proporción de sexos se pudo medir en 4 cajas nido de la temporada 2011-2012 y en 6 de la 2012-2013, donde en total hubo 15 pichones hembras y 15 machos. La proporción de sexos secundaria por nido no fue diferente de lo esperado por azar (Estimador \pm EE = -0.69 ± 0.32 , $gl = 9$, AIC = 22.7, IC al 95% de $p = 0.27$; 0.41). Ninguno de los pichones anillados fue observado criando en temporadas reproductivas posteriores.

DISCUSIÓN

Los aspectos de la biología reproductiva del Coludito Copetón estudiados aquí fueron muy similares a los descritos en otras áreas de su distribución. Sin embargo, la tasa de supervivencia diaria de los nidos construidos en cajas nido fue aparentemente mayor que la encontrada en un estudio de nidos naturales en la provincia de Buenos Aires. También, se reporta por primera vez la proporción de sexos secundaria, la cual no fue diferente de lo esperado por azar.

El período de reproducción del Coludito Copetón comprendió cuatro meses, de octubre a enero, al igual que lo encontrado en Mendoza, Argentina (Mezquida 2001). Sin embargo, en Buenos Aires se reproduce entre octubre y noviembre (Mason 1985) y en las provincias de Santa Fe y Córdoba se reproduce de septiembre a diciembre (de la Peña 2016). Esto indica que esta especie comienza a reproducirse antes en zonas más al norte del país, lo cual podría deberse a que hacia el norte los ambientes son más húmedos y cálidos, presumiblemente con mayor disponibilidad de alimento (artrópodos) en el comienzo de la primavera (Messenger 1959, Cano et al. 1980). Además, esto coincide con el patrón general observado en aves, que presentan una reproducción más tardía en latitudes mayores (Baker 1939).

El ritmo de puesta fue alterno, al igual que lo encontrado en Santa Fe y Córdoba (de la Peña 2016),

confirmando este parámetro que había resultado dudoso en la provincia de Buenos Aires (Mason 1985). El tamaño de puesta abarcó de 2 a 5 huevos y se registraron hasta 5 pichones en una nidada, como ya había sido reportado previamente (Pereyra 1937, Ochoa de Masramón 1969, Rebollo et al. 2013). El tamaño de puesta disminuyó levemente conforme al avance de la temporada reproductiva, como se ha observado en otros passeriformes tanto del hemisferio Norte (Rowe et al. 1994, Verhulst y Nilsson 2008) como de Argentina (Massoni 2007, Segura et al. 2015). Esta relación temporal puede deberse a la capacidad de los reproductores y/o a la calidad del ambiente, en relación a la disponibilidad de alimento o la tasa de depredación (Verhulst y Nilsson 2008).

El Coludito Copetón mostró un período de incubación de 14.2 ± 1 días y un período de permanencia de pichones en el nido de 13.63 ± 2 días. Ambos parámetros concuerdan con los registrados en el resto de Argentina y demuestran que son aspectos constantes y característicos de la historia de vida de la especie (Mason 1985, Mezquida 2001, de la Peña 2016, Remsen 2020).

La tasa diaria de supervivencia de los nidos (98%) fue aparentemente mayor que la encontrada por Mason (1985) en nidos naturales de la provincia de Buenos Aires, donde la supervivencia diaria de los nidos fue de 92%. La tasa diaria de supervivencia de los nidos describe al éxito de nidificación de una especie, el cual está determinado por factores bióticos y abióticos como son la condición física de los adultos, la disponibilidad y calidad de alimento y de sitios de nidificación, la presencia de depredadores y el clima, entre otros (Cody 1971, Newton 1998, Milenkaya et al. 2015, Rebollo et al. 2020). De este modo, son varios los factores que pueden explicar las posibles diferencias encontradas entre La Pampa y Buenos Aires.

En particular, las cajas nido ofrecen condiciones artificiales con respecto a los nidos naturales que pueden influenciar en los parámetros reproductivos (Nilsson 1984, Purcell et al. 1997). Por ejemplo, Nilsson (1984) encontró que la depredación fue la principal causa del fracaso de nidos para cuatro especies de aves. En dos de estas especies detectó mayor depredación en nidos naturales que en nidos artificiales, mientras que en las otras dos especies la depredación fue similar en ambos tipos de nidos. En este caso, para el Coludito Copetón, las cajas nido podrían reducir la depredación (si bien esta fue documentada en 14 oportunidades). Por otro lado, la reproducción

puede estar influenciada por la competencia (Edington y Edington 1972, Weitzel 1988), que también es un modelador importante y evidente en nuestra área de estudio, donde la mayoría de las cajas fueron ocupadas por la Ratona. También observamos que la ocupación de las cajas por parte del Coludito Copetón fue diferente de acuerdo a las características constructivas, como el material y la forma, que podrían estar influenciando la selección de sitios de nidificación, la competencia, la depredación y los parámetros reproductivos.

Para concluir, el presente estudio contribuye al conocimiento de la biología reproductiva del Coludito Copetón, ampliando el rango de estudio de esta especie a lo largo de su distribución. La mayoría de los aspectos descriptos concuerdan con los de otras regiones evaluadas. Además, reportamos por primera vez la proporción de sexos secundaria por nido, que no fue diferente de lo esperado por azar, como ocurre en la mayoría de las aves (Mayr 1939, Clutton-Brock 1986). Sin embargo, en un futuro, sería conveniente realizar otros estudios a largo plazo que permitan analizar la incidencia de factores bióticos y abióticos en la reproducción de este furnárido, tales como la condición corporal de los individuos reproductores, la disponibilidad de alimento, la tasa de depredación, las condiciones ambientales y el tipo de nido natural o artificial, entre otros. Esto podría ser particularmente relevante para ambientes disturbados, teniendo en cuenta que la especie en estudio es sensible a la fragmentación (Dardanelli et al. 2006, Palacio 2016) y en la provincia de La Pampa es más abundante en sitios sin disturbar (Sosa et al. 2010). Por último, resalta-

mos la importancia de contribuir al conocimiento de la historia natural de las especies, que es crucial para determinar su estado de conservación, para predecir respuestas ante el cambio global y para la toma de decisiones en el diseño de distintas prácticas de uso y manejo de las especies y los ambientes que ocupan (Dayton 2003, Jiguet et al. 2007, Whelan et al. 2015).

AGRADECIMIENTOS

Por permitirnos trabajar en “La Tapera” a Patricia Primucci y Manuel Garialde. Por brindarnos el permiso de investigación correspondiente a la Dirección de Recursos Naturales, Gobierno de La Pampa. Por permitirnos el uso del laboratorio de Biología de la Facultad de Agronomía a la Ing. Carmen Torroba. Por su aporte de materiales de laboratorio a la “Fundación Ciudad de Santa Rosa”. Por su ayuda económica al Grupo Asegurador “La Segunda”. Por su trabajo voluntario en el campo y el laboratorio a M. Soledad Liébana, Verónica Cuaranta, Julieta Mallet, Rocío Barón, Ana Paula Mansilla, Iara Mansilla, Nuria Morrow, Luciano Echeto, Mariano Viana, José María Galea y Tomás Pagella. Por su ayuda en la ejecución de análisis de datos a James J. Roper, Igor Berkunsky y Carla Trofino Falasco. Por su contribución a mejorar la redacción, a tres revisores anónimos y a la editora asociada Bettina Mahler. Este trabajo formó parte de la tesina de grado de MER. LAB recibió una beca del PRH-PFDT de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica y la Universidad Nacional de La Pampa (2009-2013). En reivindicación de la educación universitaria argentina pública, gratuita y de calidad.

Tabla 1. Cajas nido colocadas y ocupadas por parte del Coludito Copetón, clasificadas según sus características constructivas en las tres temporadas reproductivas estudiadas en el establecimiento “La Tapera”, La Pampa, Argentina.

Temporada	Cajas colocadas				Cajas ocupadas			
	Caldén	Pino	PVC	Totales	Caldén	Pino	PVC	Totales
2010-2011	33	32	17	82	1	8	4	13
2011-2012	33	52	16	101	2	4	3	9
2012-2013	33	50	16	99	1	7	0	8
Total	99	134	49	282	4	19	7	30

Tabla 2. Resultados de la selección de modelos para evaluar la ocupación de las cajas nido por parte del Coludito Copetón en relación con la temporada reproductiva y el tipo de caja nido (cal-dén, pino o PVC). Los modelos están en orden creciente de acuerdo a los valores de ΔAIC_c . Se expresan la cantidad de parámetros del modelo (K), la diferencia (ΔAIC_c) entre el valor de AICc para el modelo candidato y el modelo con el menor valor de AICc (186.0) y el peso del modelo (w_i).

Modelo	K	ΔAIC_c	w_i
~ Tipo	3	0.00	0.50
~ Temporada + Tipo	5	0.10	0.48
~ 1	1	7.16	0.01
~ Temporada	3	8.09	0.01

Tabla 3. Resultados de la inferencia multimodelo para explicar la ocupación de las cajas nido por parte del Coludito Copetón. Se dan las estimaciones de los coeficientes promediados y los intervalos de confianza (IC) al 95 % de las variables explicativas del modelo promediado.

Variable	Estimador \pm EE	IC inferior	IC superior
Intercepto	-3.23 \pm 0.65	-4.51	-1.96
Tipo pino	1.72 \pm 0.64	0.45	2.98
Tipo PVC	1.84 \pm 0.70	0.45	3.22
Temporada 2011-12	-0.78 \pm 0.48	-1.72	0.16
Temporada 2012-13	-0.88 \pm 0.49	-1.85	0.08

Tabla 4. Descripción de las puestas por temporada reproductiva que llevó a cabo el Coludito Copetón en cajas nido en el establecimiento "La Tapera", La Pampa, Argentina.

Temporada	Puestas	Puestas exitosas	Eventos de depredación	Abandono de puestas	Puestas de reposición	Segundas puestas
2010-2011	17	5	8	4	3	1
2011-2012	14	11	1	2	1	4
2012-2013	14	7	5	2	5	1

Tabla 5. Resultados de la selección de modelos para evaluar el tamaño de puesta del Coludito Copetón en relación con la fecha de puesta. Los modelos están en orden creciente de acuerdo a los valores de ΔAIC_c . Se expresan la cantidad de parámetros del modelo (K), la diferencia (ΔAIC_c) entre el valor de AICc para el modelo candidato y el modelo con el menor valor de AICc (89.3) y el peso del modelo (w_i).

Modelo	K	ΔAIC_c	w_i
~ 1	1	0.00	0.58
~ Fecha de puesta	2	0.66	0.42

Tabla 6. Resultados de la inferencia multimodelo para explicar el tamaño de puesta del Coludito Copetón. Se dan las estimaciones de los coeficientes promediados y los intervalos de confianza (IC) al 95 % de las variables explicativas del modelo promediado.

Variable	Estimador \pm EE	IC inferior	IC superior
Intercepto	1.38 \pm 0.05	1.12	1.47
Fecha de puesta	-0.008 \pm 0.002	-0.014	-0.004

Tabla 7. Resultados de la selección de modelos para estimar la supervivencia de nidos en el Coludito Copetón, de acuerdo al tiempo (número de días desde el inicio de la temporada a los cuales comenzó el evento reproductivo) y la edad del nido (número de días desde que se inició la puesta de huevos hasta su destino final). Los modelos están en orden creciente de acuerdo a los valores de ΔAIC_c . Se expresan la cantidad de parámetros del modelo (K), la diferencia (ΔAIC_c) entre el valor de AIC_c para el modelo candidato y el modelo con el menor valor de AIC_c (80.83) y el peso del modelo (w_i).

Modelo	K	ΔAIC_c	w_i
~ Tiempo	2	0.00	0.33
~ Edad	2	0.05	0.32
~ 1	1	0.74	0.23
~ Tiempo + Edad	3	2.01	0.12

Tabla 8. Resultados de la inferencia multimodelo para estimar la supervivencia de nidos en el Coludito Copetón. Se dan la importancia (peso de la evidencia), las estimaciones de los coeficientes promediados y los intervalos de confianza (IC) al 95 % de las variables explicativas del modelo promediado.

Variable	Importancia	Estimador \pm EE	IC inferior	IC superior
Intercepto		3.40 \pm 0.64	2.14	4.65
Tiempo	0.45	0.02 \pm 0.04	-0.06	0.10
Edad	0.44	0.01 \pm 0.02	-0.03	0.05

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ALDERETE C y CAPLLONCH P (2010) Pesos de aves suboscines de Argentina. *Nótulas Faunísticas* 58:1-5
- BAKER JR (1939). The Relation between Latitude and Breeding Seasons in Birds. *Proceedings of the Zoological Society of London* A108(4):557-582
- BARTON K (2009) Mu-MIn: Multi-model inference. (URL: <http://R-Forge.R-project.org/projects/mumin/>)
- BELMONTE ML, CASAGRANDE G, DEANNA M, OLGUÍN PÁEZ R, FARRRELL A y BABINEC FJ (2017) *Estadísticas agroclimáticas de la EEA Anguil 'Ing. Agr. Guillermo Covas'. Período 1973-2016*. Ediciones INTA, Anguil
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2022) Species factsheet: *Leptasthenura platensis*. (URL: <http://www.birdlife.org>)
- BRAGAGNOLO LA (2009) *Efectos del fuego en las comunidades de aves del caldenal pampeano*. Tesis de Maestría, Universidad Internacional de Andalucía, Sevilla
- BURNHAM KP y ANDERSON DR (2004) Multimodel Inference: Understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods & Research* 33:261-304
- CABRERA AL (1994) *Regiones Fitogeográficas Argentinas, Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería, Primera Reimpresión, Tomo II, Fascículo I*. Acme, Buenos Aires
- CABRERA AL y WILLINK A (1973) *Biogeografía de América Latina*. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico, Washington DC
- CANO E, CASAGRANDE G, CONTI HA, FERNÁNDEZ B, HEIVA R, LEA PLAZA JC, MALDONADO PINEDO D, MARTÍNEZ HM, MONTES MA y PEÑA ZUEBIATE CA (1980) *Inventario integrado de los recursos naturales de La Pampa*. INTA, Gobierno de La Pampa, UNLPam, Santa Rosa
- CLUTTON-BROCK TH (1986) Sex ratio variation in birds. *Ibis* 128:317-329
- CODY ML (1971) Ecological aspects of avian reproduction. *Avian Biology* 1: 461-512
- CRAWLEY MJ (2015) *Statistics: An introduction using R*. Imperial College, London
- CUETO VR, LÓPEZ DE CASENAVE J y MARONE L (1997) Geographical distribution and sympatry of Tufted and Plain-mantled Tit-spinetails (*Leptasthenura platensis* and *Leptasthenura aegithaloides*) in Argentina. *Ornitología Neotropical* 8:113-120
- DARDANELLI S, NORES ML y NORES M (2006) Minimum area requirements of breeding birds in fragmented woodland of Central Argentina. *Diversity and Distributions* 12:687-693
- DAYTON PK (2003) The Importance of the Natural Sciences to Conservation. *The American Naturalist* 162:1-13
- DINSMORE SJ, WHITE GC y KNOPF FL (2002) Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology* 83:3476-3488
- EDINGTON JM y EDINGTON MA (1972) Spatial patterns and habitat partition in the breeding birds of an upland wood. *Journal of Animal Ecology* 41:331-357
- ELLEGREN H (1996) First gene on the avian W chromosome (CHD) provides a tag for universal sexing of non-ratite birds. *Proceedings of the Royal Society B* 263:1635-1641

- ELLEGREN H Y SHELDON BC (1997) New tools for sex identification and study of sex allocation in birds. *Tree* 12:255-259
- FAABORG J (2004) Truly artificial nest studies. *Conservation biology* 18:369-370
- FRIDOLFSSON AK Y ELLEGREN H (1999) A simple and universal method for molecular sexing of nonratite birds. *Journal of Avian Biology* 30:116-121
- HARDY ICW (2002) *Sex ratios concepts and research methods*. Cambridge University Press, New York
- HOTHORN T, BRETZ F Y WESTFALL P (2008) Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50:346-363
- JIGUET F, GADOT A-S, JULLIARD R, NEWSON SE Y COUVET D (2007) Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology* 13:1672-1684
- KLEIBER C Y ZEILEIS A (2016) Visualizing count data regressions using rootograms." *The American Statistician*, 70(3):296-303
- LAAKE J (2013) RMark: An R Interface for Analysis of Capture-Recapture Data with MARK. (URL: <http://www.afsc.noaa.gov/Publications/ProcRpt/PR2013-01.pdf>.)
- LAMBRECHTS MM, ADRIAENSEN F, ARDIA DR, ARTEMYEV AV, ATIENZAN F, BANBURA J, BARBA E, BOUVIER J-C, CAMPRODON J, CB COOPER, DAWSON RD, EENS M, EEVA T, FAIVRE B, GARAMSZEGI LZ, GOODENOUGH AE, GOSLER AG, GRÉGOIRE G, GRIFFITH SC, GUSTAFSSON L, JOHNSON LS, KANIA W, KEIŠS O, LLAMBIAS PE, MAINWARING, MC RAIVO MÄND, MASSA B, MAZGAJSKI TD, PAPE MØLLER A, MORENO J, NAEF-DAENZER B, NILSSON J-Å, NORTE AC, ORELL M, OTTER KA, PARK CR, PERRINS CM, PINOWSKI J, PORKERT J, POTTI J, REMES V, RICHNER H, RYTKÖNEN S, SHIAO M-T, SILVERIN B, SLAGSVOLD T, SMITH HG, SORACE A, STENNING MJ, STEWART I, THOMPSON CF, TRYJANOWSKI, TÖRÖK J, VAN NOORDWIJK AJ, WINKLER DW Y ZIANE N (2010) The design of artificial nestboxes for the study of secondary hole-nesting birds: a review of methodological inconsistencies and potential biases. *Acta Ornithologica* 45:1-26
- LONG JS (1997) *Regression models for categorical and limited dependent variables*. Sage Publications, Thousand Oaks
- MARTIN TE (1987) Food as a limit on breeding birds: a life history perspective. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:453-487
- MARTIN TE, MARTIN PR, OLSON CR, HEIDINGER BJ Y FONTAINE JJ (2000) Parental care and clutch sizes in North and South American birds. *Science* 287:1482-1485
- MASON P (1985) The nesting biology of some passerines of Buenos Aires. *Ornithological Monographs* 36:954-972
- MASSONI V, BULIT F Y REBOREDA JC (2007) Breeding biology of the White-rumped Swallow *Tachycineta leucorrhoa* in Buenos Aires Province, Argentina. *Ibis* 149:10-17
- MAYR E (1939) The sex ratio in wild birds. *The American Naturalist* 73:156-179
- MESENGER PS (1959) Bioclimatic Studies with Insects. *Annual Review of Entomology* 4:183-206
- MEZQUIDA ET (2001) La reproducción de algunas especies de dendrocolaptidae y furnariidae en el desierto del monte central, Argentina. *El Hornero* 16:23-30
- MILENKAYA O, CATLIN DH, LEGGE S Y WALTERS JR (2015) Body condition indices predict reproductive success but not survival in a sedentary, tropical bird. *PLoS ONE* 10:e0136582
- NEWTON I (1998) *Population limitation in birds*. Academic Press, San Diego
- NILSSON SG (1984) The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: the importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica* 15:167-175
- NORTH AMERICAN BANDING COUNCIL Y FISH AND WILDLIFE SERVICE (2003) Manual para anillar paseriformes y cuasipaseriformes del anillador de Norteamérica (excluyendo colibríes y búhos). (URL: <http://www.nabanding.net/manuals/PasserSpa.pdf>)
- OCHOA DE MASRAMÓN D (1969) Contribución al estudio de las aves de San Luis. *El Hornero* 11:33-45
- OWEN JC (2011) Collecting, processing, and storing avian blood: a review. *Journal of Field Ornithology* 82:339-354
- OYARZABAL M, CLAVIJO J, OAKLEY L, BIGANZOLI F, TOGNETTI P, BARBERIS I, MATURO HM, ARAGÓN R, CAMPANELLO PI, PRADO D, OESTERHELD M Y LEÓN RJC (2018) Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28:40-63
- PALACIO FX (2016) Tree cover, patch structure and patch isolation correlate with patterns of Tufted tit-spinetail (*Leptasthenura platensis*) occurrence in Espinal forest remnants from east-central Argentina. *Ornitología Neotropical* 27:211-215
- DE LA PEÑA MR (2002) Observaciones sobre la reproducción de las aves en cajas-nidos, en la reserva de la escuela granja (UNL), Esperanza, Argentina. *Revista FAVE* 1:79-82
- DE LA PEÑA MR (2016) Aves argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y distribución. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino" (Nueva Serie)* 21:1-633
- PEREYRA JA (1937) Contribución al estudio y observaciones ornitológicas de la zona norte de la Gobernación de La Pampa. *Memorias del Jardín Zoológico* 7:198-321

- PURCELL KL, VERNER J Y ORING LW (1997) A comparison of the breeding ecology of birds nesting in boxes and tree cavities. *The Auk* 114:646-656
- R CORE TEAM (2021) R: A language and environment for statistical computing. (URL: <https://www.R-project.org/>)
- REBOLLO ME, JAHN AE, CEREGHETTI J, PEREYRA FERNANDEZ SA Y SARASOLA JH (2020) Nest-site selection and breeding success of two Neotropical austral migrant birds in a semiarid forest: A comparison of sites with and without livestock. *Journal of Arid Environments* 177:104121
- REBOLLO ME, BRAGAGNOLO LA, SANTILLÁN MA, LÓPEZ FG, OROZCO PM Y REYES MM (2013) Registros de nidadas de cinco huevos y cinco pichones para el Coludito copetón (*Leptasthenura platensis*) en cajas nido, en la provincia de La Pampa, Argentina. *Nuestras Aves* 58:91-94
- REMSEN JV (2020) Tufted Tit-Spintail (*Leptasthenura platensis*), version 1.0. En *Birds of the World* (DEL HOYO J, ELLIOTT A., SARGATAL J, CHRISTIE DA Y DE JUANA E, eds) Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York (URL: <https://doi.org/10.2173/bow.tutspi1.01>)
- REYES MM (2008) *Efecto del fuego y plantaciones exóticas sobre la productividad de la ratona común (Troglodytes aedon) en el centro-oeste de la provincia de La Pampa*. Tesis de grado, Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa
- ROTELLA J, DINSMORE SJ Y SHAFFER TL (2004) Modeling nest-survival data: a comparison of recently developed methods that can be implemented in MARK and SAS. *Animal Biodiversity and Conservation* 21.7:187-205
- ROWE L, LUDWIG D Y SCHLUTER D (1994) Time, condition, and the seasonal decline of avian clutch size. *The American Naturalist* 143(4):698-722
- SEGURA LN, MAHLER B, BERKUNSKY I Y REBOREDA JC (2015) Nesting biology of the Red-crested Cardinal (*Paroaria coronata*) in south temperate forests of central Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* 127(2):249-258
- SOSA RA, BENZ VA, GALEA JM Y POGGIO HERRERO IV (2010) Efecto del grado de disturbio sobre el ensamble de aves en la reserva provincial Parque Luro, La Pampa, Argentina. *Revista de la Asociación Argentina de Ecología del Paisaje* 1:101-110
- VERHULST S Y NILSSON JA (2008) The timing of birds' breeding seasons: A review of experiments that manipulated timing of breeding. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363:399-410
- WEITZEL NH (1988) Nest-site competition between the European starling and native breeding birds in northwestern Nevada. *The Condor* 90:515-517
- WHELAN CJ, SEKERCIOGLU CH Y WENNY DG (2015) Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology* 156:S227-S238
- WIENS JA (1989) *The ecology of bird communities*. Volume 1, Foundations and patterns. Cambridge University Press, Cambridge



EVALUACIÓN DE PARÁMETROS REPRODUCTIVOS DE LA GAVIOTA COCINERA (*LARUS DOMINICANUS*) EN UNA DE LAS MAYORES COLONIAS DE PATAGONIA, ARGENTINA

TATIANA KASINSKY^{1*}, NICOLÁS SUÁREZ¹, PABLO YORIO^{1,2}

¹Centro Para El Estudio de Sistemas Marinos, CONICET, Boulevard Brown 2915 (U9120ACV), Puerto Madryn, Chubut, Argentina

²Wildlife Conservation Society Argentina, Aménabar 1595, Piso 2, Of. 19 (C1426AKC), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

*kasinsky@cenpat-conicet.gob.ar

suarez@cenpat-conicet.gob.ar

yorio@cenpat-conicet.gob.ar

RESUMEN. El conocimiento de la biología reproductiva de las aves es relevante para entender aspectos de sus historias de vida e interpretar cómo responden a los crecientes cambios que enfrentan a nivel global. Se evaluó la biología reproductiva de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) en el Área Natural Protegida Punta Tombo, Chubut, sitio de una de las mayores colonias de la Patagonia Argentina. Durante 2016 y 2017, se monitorearon 160 y 161 nidos, respectivamente. La mediana de la fecha de puesta fue similar en ambos años (19 y 21 de noviembre para el 2016 y 2017, respectivamente). El tamaño medio de nidada fue similar entre años (2016: 2.09 ± 0.67 y 2017: 1.99 ± 0.67). El periodo de incubación fue de 26.47 ± 3.43 y 27.76 ± 2.06 días para el 2016 y 2017, respectivamente. El éxito de eclosión fue mayor en el 2016 que en el 2017 (1.23 ± 0.89 vs. 0.81 ± 0.99 , respectivamente). La duración de la etapa de cría de pichones se extendió por 9 y 10 semanas en 2016 y 2017, respectivamente. La información obtenida sugiere que la principal causa de pérdida de nidadas fue la depredación. El éxito reproductivo fue significativamente mayor en 2016 que en 2017 (0.53 ± 0.73 vs 0.34 ± 0.66 pichones por nido, respectivamente), y los individuos que iniciaron la reproducción más temprano presentaron un éxito reproductivo significativamente mayor. La información obtenida constituye una línea de base para el monitoreo de la reproducción de la Gaviota Cocinera en esta área protegida y para identificar posibles cambios en respuesta a modificaciones antrópicas en ambientes costeros de Chubut.

PALABRAS CLAVE: éxito reproductivo, Gaviota Cocinera, *Larus dominicanus*, parámetros reproductivos, Punta Tombo

ABSTRACT.-EVALUATION OF BREEDING PARAMETERS OF THE KELP GULL (*LARUS DOMINICANUS*) IN ONE OF THE LARGEST COLONIES IN PATAGONIA, ARGENTINA. Knowledge of the breeding biology of birds is relevant to understand aspects of their life histories and interpret how they respond to the increasing changes they face globally. The breeding biology of the Kelp Gull (*Larus dominicanus*) was evaluated at the Punta Tombo Natural Protected Area, Chubut, site of one of the largest colonies in Argentine Patagonia. During 2016 and 2017, 160 and 161 nests were monitored, respectively. The median laying date was similar in both years (November 19, 2016 and November 21, 2017). The mean clutch size was similar between years (2016: 2.09 ± 0.67 and 2017: 1.99 ± 0.67). The incubation period was 26.47 ± 3.43 and 27.76 ± 2.06 days for 2016 and 2017, respectively. Hatching success was higher in 2016 than in 2017 (1.23 ± 0.89 vs. 0.81 ± 0.99 , respectively). The chick-rearing stage spanned 9 and 10 weeks in 2016 and 2017, respectively. The data obtained suggests that predation was the main cause of nest loss. Breeding success was significantly higher in 2016 than in 2017 (0.53 ± 0.73 vs 0.34 ± 0.66 chicks per nest, respectively), and individuals that started breeding earlier had significantly higher breeding success. The information obtained constitutes a baseline for monitoring the reproduction of the Kelp Gull in this protected area and to identify possible changes in response to anthropogenic changes in coastal environments of Chubut.

KEYWORDS: breeding success, breeding parameters, Kelp Gull, *Larus dominicanus*, Punta Tombo

Recibido 05 de julio 2021, aceptado 13 de septiembre 2021. Editor Asociado: Germán García

El conocimiento de la biología reproductiva de las aves es relevante para entender aspectos de sus historias de vida (Martin 2004) e interpretar cómo responden a los crecientes cambios que enfrentan a nivel global, como el cambio climático, la intensificación de la variabilidad ambiental y el desarrollo de actividades humanas (Both et al. 2004, Frederiksen et al. 2004, Sydeman et al. 2015). Las especies de gaviota del género *Larus*, en particular, muestran ge-

neralmente una amplia distribución geográfica y han incrementado en las últimas décadas su interacción con diferentes actividades humanas, aprovechando subsidios de alimento de origen antrópico tales como residuos urbanos, alimento derivado de la agricultura y descartes pesqueros (Belant 1997, Calvino-Cancela 2011, Oro et al. 2013). En este contexto, la información sobre su biología reproductiva es valiosa para comprender su plasticidad ecológica y cómo diferen-

tes poblaciones se adaptan a nidificar en ambientes cambiantes.

La Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) es la especie de gaviota más abundante y ampliamente distribuida del hemisferio sur, anidando en Sudamérica, sur de África, Nueva Zelanda, Australia, islas sub-Antárticas y Península Antártica (Burger y Gochfeld 1996). En la Argentina se reproduce tanto en ambientes marinos como de aguas continentales, y su población reproductiva en ambientes marinos de la Patagonia se estimó en más de 100 000 parejas distribuidas en 140 colonias (Yorio et al. 2016). La Gaviota Cocinera es una especie generalista y oportunista que utiliza durante la temporada reproductiva una amplia diversidad de presas, incluido alimento derivado de actividades humanas en proporciones variables dependiendo de la localidad (Bertellotti y Yorio 1999; Petracci et al. 2004, Yorio et al. 2013, González-Zevallos et al. 2017, Marinao et al. 2018, Kasinsky et al. 2021). El monitoreo a largo plazo de más de 60 colonias del norte de la Patagonia permitió determinar que algunas de sus poblaciones se han incrementado en las últimas décadas, presentando un comportamiento demográfico diferencial dependiendo del sector costero donde se reproducen (Lisnizer et al. 2011, 2015).

A pesar de la amplia distribución y abundancia de esta especie de gaviota y de los numerosos proyectos realizados sobre su ecología trófica en la Patagonia Argentina, los estudios sobre su biología reproductiva son escasos y limitados a solo tres de sus localidades de cría (Malacalza 1987, Yorio et al. 1995, Yorio y García Borboroglu 2002, Lisnizer et al. 2014, Svagelj et al. 2015). Estos trabajos muestran que algunos aspectos de la biología reproductiva pueden variar entre colonias del litoral, como el patrón temporal de reproducción (Yorio et al. 2005, Lisnizer et al. 2014), la variación en el tamaño de los huevos dentro de la nidada (Yorio y García Borboroglu 2002, Svagelj et al. 2015) y el éxito reproductivo (Yorio et al. 1995, Lisnizer et al. 2014). Por lo tanto, el conocimiento sobre la biología reproductiva de la Gaviota Cocinera en diferentes sitios de cría es fundamental para comprender diferentes aspectos de su historia de vida y mejorar el desarrollo de modelos demográficos de sus poblaciones en la región. Por otro lado, la información sobre la biología reproductiva es de gran valor como línea de base para interpretar cambios en respuesta a modificaciones antrópicas en ambientes costeros, diseñar programas de monitoreo, y planificar actividades basadas en la costa como el turismo o la recreación. El objetivo de este trabajo fue evaluar la biología reproductiva de la Gaviota Cocine-

ra en el Área Natural Protegida Punta Tombo, Chubut, sitio de una de las mayores colonias de la Patagonia Argentina (Yorio et al. 2016) para la cual se carecía de información detallada sobre su biología reproductiva.

MÉTODOS

Área de estudio

La colonia de Gaviota Cocinera en la que se trabajó se encuentra ubicada en la zona costera central de la Provincia del Chubut, dentro del Área Natural Protegida Punta Tombo ($44^{\circ}02'25''S$, $65^{\circ}11'45''O$) (Fig. 1). El número de nidos fue estimado en 6457 parejas, siendo una de las cuatro colonias más grandes de la Patagonia (Lisnizer et al. 2011). La colonia se ubica hacia el final de una península rocosa de 500 m de ancho en promedio, que se extiende hacia el mar aproximadamente unos 4 km en dirección noreste.

Biología reproductiva

Durante las temporadas reproductivas de 2016 y 2017, se llevó a cabo el monitoreo de una muestra

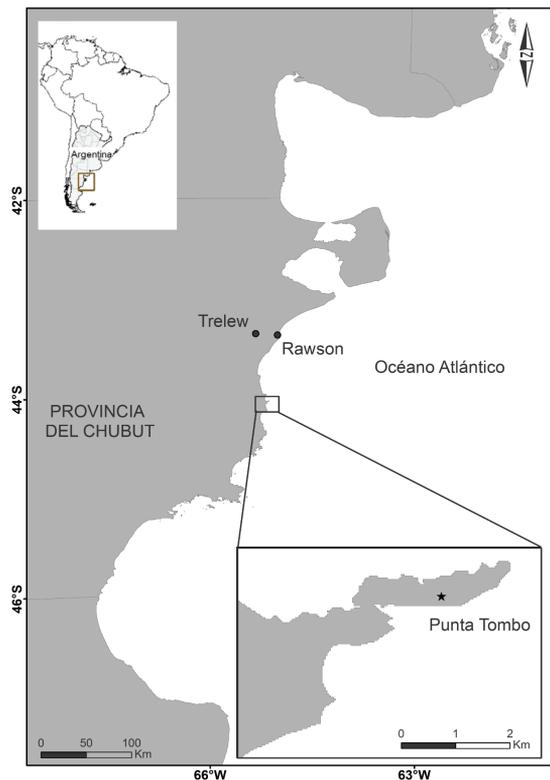


Figura 1: Mapa del área de estudio, mostrando la ubicación de la colonia de Gaviota Cocinera (estrella) en el Área Natural Protegida Punta Tombo, Provincia de Chubut, Argentina.

de nidos ($n_{2016} = 160$; $n_{2017} = 161$) de Gaviota Cocinera en un sector representativo de toda la colonia considerando la variabilidad en cuanto a características de hábitat. Los nidos se distribuyen en el extremo de la punta rocosa en áreas carentes de vegetación. En ambas temporadas se realizaron visitas cada dos o tres días, desde fines de octubre cuando las gaviotas estaban en etapa de construcción de nidos hasta principios de febrero cuando la mayoría de los pichones ya se habían independizado. Para realizar su seguimiento, los nidos fueron identificados con estacas con etiquetas plásticas numeradas. Para minimizar la dispersión de los pichones de sus nidos durante las visitas una vez que hubieran nacido y el posible efecto sobre su supervivencia, el sector fue delimitado parcialmente con una malla plástica de 0.6 m de altura sostenida por parantes de hierro. En cada visita se registró información sobre parámetros reproductivos (Yorio y García Borboroglu 2002) que fue utilizada para calcular el patrón temporal de puesta reproductiva, el tamaño de nidada, el crecimiento de los pichones, el peso a la independencia, y los éxitos de eclosión, de volantoneo y reproductivo (ver abajo para detalles metodológicos). Para controlar los posibles efectos del disturbio de investigación sobre el tamaño de nidada y el éxito reproductivo, se seleccionó en las dos temporadas un área control con nidos en sitios con similares características de hábitat al sector monitoreado regularmente ($n_{2016} = 90$; $n_{2017} = 93$). Los nidos del área control fueron visitados únicamente en dos ocasiones para determinar productividad a partir del tamaño de nidada y el éxito reproductivo (ver abajo para detalles metodológicos), y los individuos reproduciendo en dicho sector no fueron manipulados.

En cada nido del sector de monitoreo regular los huevos fueron marcados con el número de nido y una letra que indicaba el orden de puesta usando un marcador indeleble. Al nacer, los pichones fueron identificados con una cinta indicando el número de nido y orden de nacimiento. Se tomaron medidas de huevos (largo y ancho) y pichones (largo de cabeza, largo de pico y tarso) utilizando un calibre digital con una precisión de 0.1 mm, y los pichones fueron pesados con balanzas Pesola de 100, 500, 1000 o 1500 gramos dependiendo del tamaño de los mismos. Se calculó el peso (P) de los huevos a partir del ancho y largo de los mismos utilizando la fórmula propuesta por Hoyt 1979: $M = K_p \times Largo \times Ancho^2$, donde K_p es un coeficiente de peso específico para la Gaviota Cocinera ($K_p = 5.34 \times 10^{-4} \text{ g.mm}^{-3}$, Svagelj et al. 2015). El peso calculado es un estimador confiable del ta-

maño del huevo en la Gaviota Cocinera (Svagelj, et al. 2015). Para evaluar los efectos del orden de puesta, la fecha de puesta y el año (variables explicativas fijas) sobre el peso de los huevos, se utilizaron modelos lineales mixtos (Pinheiro y Bates 2000). Se realizaron modelos para las nidadas de uno, dos y tres huevos por separado, seleccionando los modelos con mejor ajuste a partir del criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc; Akaike 1973, Hurvich y Tsai 1989), utilizando la biblioteca nlme (Pinheiro et al. 2019). El orden de puesta de huevos se incluyó como un factor de tres niveles: huevos de primer, segundo y tercer orden de puesta, codificados como a, b y c, respectivamente. Siguiendo a Svagelj et al. (2015), se estandarizó la fecha de puesta previamente, ingresando la misma como una desviación de la fecha de puesta mediana del respectivo año, y dividiendo el resultado por la desviación estándar de ese año. Asimismo, se incluyó el año como factor fijo de dos niveles: 2016 y 2017. Por otra parte, se incluyó la variable "nido" anidada en el año (código único para cada nido) como factor aleatorio para evitar la pseudoréplica. Todas las pruebas fueron de dos colas y las diferencias se consideraron significativas en $P < 0.05$.

Desde el nacimiento de los pichones y cada siete días hasta que su movilidad dificultó la captura con mínimo disturbio (aproximadamente 28 días, Yorio y García Borboroglu 2002; datos inéditos) se registraron medidas morfométricas incluyendo el largo de tarso, largo de cabeza, alto de pico a la altura de las narinas y peso. Se calcularon las medias y desvíos de las medidas mencionadas anteriormente al momento de la independencia. Para evaluar los patrones de crecimiento de los pichones se utilizaron modelos no lineales de efectos mixtos apropiados para conjuntos de datos de medidas repetidas (Pinheiro y Bates 2019). Las curvas de crecimiento de los pichones fueron ajustadas a los modelos de Gompertz, Logístico y de Von Bertalanffy y se seleccionaron los modelos con mejor ajuste utilizando el criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc; Akaike 1973, Hurvich y Tsai 1989). Los análisis fueron realizados utilizando la biblioteca nlme (Pinheiro et al. 2019). Para comparar las medidas morfométricas de los pichones entre los años de estudio se realizaron pruebas de ANOVA de una vía. Para esta prueba se utilizaron únicamente las medidas de los primeros pichones de cada nido.

La pérdida de huevos y pichones fue registrada, identificando la causa en los casos en que fue posible. La pérdida de huevos se clasificó en tres categorías:

a) sin identificar, cuando los huevos desaparecieron entre las visitas efectuadas y no se pudo identificar la causa; b) depredación, registrada a partir de huevos rotos fuera y cerca del nido con indicios de depredación (picoteados o rotos con el contenido derramado); y c) rotura, cuando se observaron huevos rotos dentro del nido, ya sea colapsados o trizados. La mortalidad de los pichones fue clasificada como a) sin identificar, cuando los pichones desaparecieron entre visitas y no se pudo identificar la causa; b) agresión intraespecífica, registrada a partir de pichones muertos cerca de sus nidos con indicios de agresión (ej. con picotazos en la cabeza, falta de plumas, otras heridas); c) depredación, registrada en base a pichones marcados muertos dentro o fuera de la colonia con indicios de depredación; d) causa desconocida, cuando los pichones se encontraron muertos y no se pudo identificar la causa. Debe tenerse en cuenta que para las categorías (a) de pérdidas de huevos y pichones, una posible causa haya sido la depredación pero no hayan quedado rastros. En ambas temporadas se determinó el porcentaje de huevos y pichones perdidos para cada una de las categorías mencionadas.

El tamaño de puesta se determinó como el número de huevos puestos por nido. El éxito de eclosión se definió como el número de pichones nacidos por nido donde se inició la puesta, el éxito de volanteo como el número de pichones que sobrevivieron a los 28 días de edad por nido en relación al número de pichones nacidos, y el éxito reproductivo como el número de pichones sobrevivientes a los 28 días de edad por nido donde se inició la puesta. Para los análisis realizados no se incluyeron los nidos donde hubo reposición de huevos ($n_{2016}=11$; $n_{2017}=17$). Se calcularon las medias y desvíos correspondientes para cada año, y se realizaron pruebas no paramétricas (Kolmogorov-Smirnov o Mann-Whitney) para contrastar entre ambas temporadas de estudio la duración del período de puesta, el tamaño de nidada y el éxito de volanteo. Se utilizaron regresiones logísticas ordenadas (OLR) (Agresti 2002) para evaluar los efectos del año, la fecha de puesta y el tamaño de nidada sobre el éxito de eclosión. Por otro lado, también se utilizaron OLR para evaluar el efecto del año, la fecha de puesta y el éxito de eclosión sobre el éxito reproductivo. En ambos análisis, se seleccionaron los modelos con mejor ajuste utilizando el criterio de información de Akaike para muestras pequeñas (AICc; Akaike 1973, Hurvich y Tsai 1989). Todas las pruebas estadísticas realizadas en este trabajo se llevaron a cabo utilizando la versión 3.5.1 del programa R (R Development Core Team 2018).

Depredadores de huevos y pichones

Durante el año 2016 y 2017 se registró el número de nidos activos de Escúa Parda (*Catharacta antarctica*), especie potencialmente depredadora de huevos y pichones de la Gaviota Cocinera. Además, en el pico de la puesta y finalización de incubación/inicio de cría de pichones del año 2016 se realizaron conteos de individuos de Escúa Parda que se encontraban en grupos en las playas adyacentes y cercanas a la colonia. Este conteo se replicó en el año 2017, sumando un conteo al inicio de la etapa de puesta. Para realizar esto, se relevó el extremo de la península (últimos 2 km), incluyendo toda el área que ocupó la colonia de Gaviota Cocinera y sus playas. Durante la aproximación al área de estudio en algunas de las visitas en 2016, se observaron eventos de depredación por parte de Escúas Pardas y presencia de Gaviotas Australes (*Larus scoresbii*) entre los nidos de Gaviota Cocinera, pero no se cuantificaron dichos eventos ni el número de potenciales depredadores presentes. En base a esta información, previo al ingreso a la colonia en cada visita realizada en el 2017, se registró la presencia de individuos de Escúas Pardas y/o Gaviotas Australes depredando sobre huevos o pichones de Gaviota Cocinera en el sector del monitoreo regular utilizando binoculares (8x40) desde una distancia de más de 40 m.

RESULTADOS

Puesta e incubación

El período de puesta en ambas temporadas comenzó a principios de noviembre, registrándose el primer huevo el 8 de noviembre en el 2016, y el 1 de noviembre en el 2017. La mediana de la fecha de puesta del primer huevo fue similar en las dos temporadas, siendo el 19 de noviembre para el año 2016 y el 21 del mismo mes para 2017 (Fig. 2). La puesta se extendió durante unas cinco semanas en el año 2016 y siete semanas en el año 2017, siendo similar el patrón de puesta del primer huevo entre temporadas (Prueba de Kolmogorov-Smirnov, $P = 0.493$). El tamaño medio de nidada también fue similar entre temporadas, siendo de 2.09 ± 0.67 para el 2016 y 1.99 ± 0.67 para el 2017 (Mann-Whitney, $U = 11588$, $P = 0.149$). El tamaño de los huevos varió según el orden de puesta (Tabla 1). En el caso de los nidos que tuvieron un único huevo, el modelo que mejor se ajustó a los datos demostró que no existe efecto del año ni de la fecha de puesta sobre el tamaño de los mismos (Año: $\beta = -0.4251$, $P = 0.973$; Fecha: $\beta = 1.6460$, $P =$

0.746). A partir del modelo para las nidadas de dos huevos, se demostró que el tamaño de los huevos b fue menor que el de los huevos a ($\beta = -4.1802$, $P < 0.001$), pero no se registró efecto del año ni de la fecha de puesta (Año: $\beta = -0.6821$, $P = 0.475$; Fecha: $\beta = 0.1599$, $P = 0.757$). Finalmente, el modelo realizado para las nidadas de tres huevos mostró que el tamaño no difirió entre los huevos a y b ($a - b$: $\beta = 2.5059$, $P = 0.0742$), mientras que ambos tuvieron un tamaño mayor que los huevos c ($a - c$: $\beta = -9.2660$, $P < 0.001$; $b - c$: $\beta = -6.7591$, $P < 0.001$).

En las dos temporadas, la principal causa de pérdida de nidadas durante la incubación fue la desaparición de huevos ("sin identificar", Tabla 2). De estas pérdidas, el 25.7% en 2016 y 44.5% en 2017, ocurrieron antes de haber transcurrido la duración media del período de incubación más un desvío estándar. La pérdida de huevos se incrementó aproximadamente un 20% del año 2016 al 2017, encontrándose también patrones diferentes en las fechas de pérdidas entre los dos años (Fig. 3). Las pérdidas por depredación y roturas fueron poco frecuentes en ambos años, con valores por debajo del 5%. Sin embargo, no se descarta que en la categoría "sin identificar" queden enmascarados eventos de depredación en los cuales los huevos pudieron haber sido depredados enteros o trasladados a otro sitio por los depredadores para su consumo.

El tiempo promedio de incubación fue de 26.47 ± 3.43 días para el año 2016 y de 27.76 ± 2.06 días para 2017. El éxito de eclosión fue menor para el año 2017 (2016: 1.23 ± 0.89 ; 2017: 0.81 ± 0.99), y en concordancia con esto, el modelo que mejor se ajustó a los datos mostró que el efecto del año fue significativo ($AIC_{\text{Nulo}} = 732.94$; $AIC_{\text{Año+Fecha+TN}} = 658.66$) (Tabla 3). De igual manera, los efectos del tamaño de nidada y la fecha de puesta también fueron significativos (Tabla 3), demostrando en el último caso que aquellos que pusieron más temprano en la temporada tuvieron mayor éxito de eclosión.

Etapa de pichones

Las primeras eclosiones fueron registradas el 5 de diciembre y el 24 de noviembre en las temporadas de 2016 y 2017, respectivamente. A pesar de que se observaron diferencias en el inicio de las eclosiones entre ambas temporadas, cabe señalar que en el año 2017 pasaron 15 días entre las eclosiones del primer y segundo nido, fecha a partir de la cual se comenzaron a registrar nacimientos en cada visita al área de estudio. La mediana de la fecha de eclosión del primer huevo de la nidada fue el 22 y 17 de diciembre de 2016 y 2017, respectivamente. La duración de la etapa de cría de pichones se extendió 9 semanas en el año 2016 y 10 semanas en el 2017, con las últimas eclosiones el 5 y 10 de enero, respectivamente.

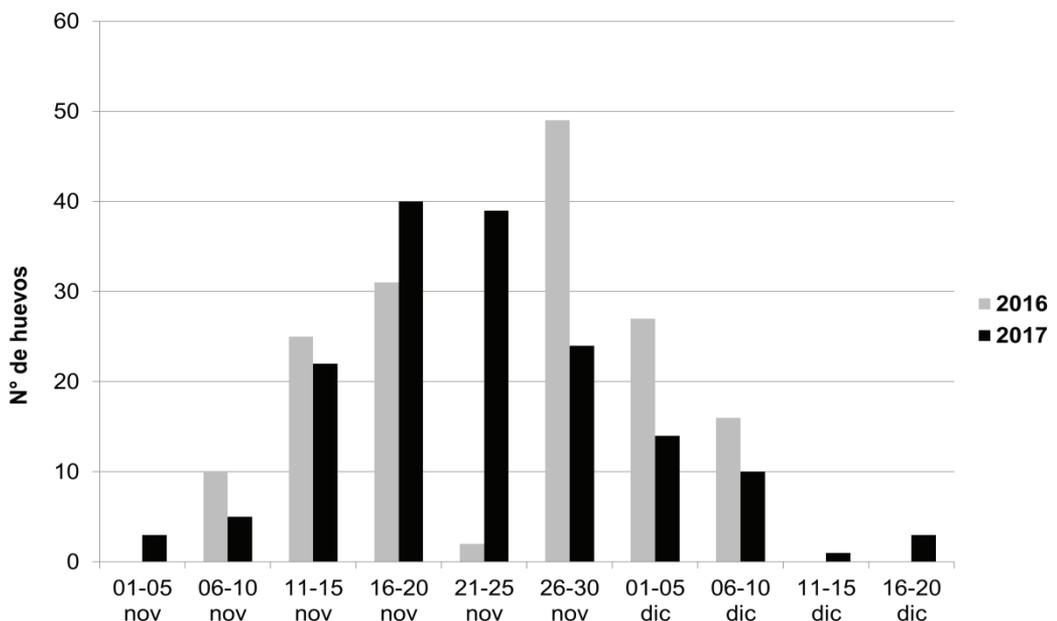


Figura 2: Patrón temporal de puesta del primer huevo en nidos de Gaviota Cocinera durante las temporadas de 2016 y 2017 en la colonia de Punta Tombo.

Tabla 1: Largo (mm), ancho (mm) y peso (g) (media \pm DE) de huevos de Gaviota Cocinera en la colonia de Punta Tombo en relación con la secuencia de puesta y el tamaño de la nidada para los años 2016 y 2017. Los huevos fueron codificados según el orden de puesta desde el primero al cuarto como a, b, c y d, respectivamente.

2016									
Tamaño de nidada	Orden de puesta								
	<i>huevos a</i>		<i>huevos b</i>		<i>huevos c</i>				
<i>1 huevo (n = 27)</i>									
Largo (mm)	69.2	± 2.9							
Ancho (mm)	47.9	± 1.4							
Peso (g)	85.0	± 7.8							
<i>2 huevos (n = 80)</i>									
Largo (mm)	70.3	± 4.3	68.4	± 3.3					
Ancho (mm)	48.6	± 3.6	47.7	± 1.4					
Peso (g)	88.4	± 8.6	82.3	± 11.4					
<i>3 huevos (n = 53)</i>									
Largo (mm)	71.1	± 2.6	69.8	± 2.6	68.7	± 2.7			
Ancho (mm)	48.4	± 2.6	47.9	± 4.4	46.9	± 1.7			
Peso (g)	89.1	± 9.2	86.3	± 12.4	80.8	± 7.1			
2017									
Tamaño de nidada	Orden de puesta								
	<i>huevos a</i>		<i>huevos b</i>		<i>huevos c</i>		<i>huevos d</i>		
<i>1 huevo (n = 31)</i>									
Largo (mm)	70.0	± 2.7							
Ancho (mm)	47.4	± 1.7							
Peso (g)	84.2	± 7.8							
<i>2 huevos (n = 88)</i>									
Largo (mm)	70.5	± 2.7	69.1	± 2.6					
Ancho (mm)	48.4	± 1.4	47.7	± 1.6					
Peso (g)	88.3	± 6.9	83.1	± 11.5					
<i>3 huevos (n = 39)</i>									
Largo (mm)	70.5	± 2.6	68.4	± 3.8	67.9	± 2.2			
Ancho (mm)	48.7	± 2.4	48.1	± 1.5	47.0	± 1.6			
Peso (g)	89.3	± 9.2	84.7	± 7.7	80.1	± 6.9			
<i>4 huevos (n = 3)</i>									
Largo (mm)	71.4	± 2.2	72.7	± 2.4	71.0	± 1.7	68.6	± 3.2	
Ancho (mm)	49.4	± 0.7	48.8	± 0.5	48.2	± 1.7	47.3	± 0.5	
Peso (g)	93.2	± 4.9	92.5	± 1.2	88.4	± 8.2	81.8	± 4.7	

Los tres modelos de crecimiento individual evaluados para el año 2016 (Gompertz, Logístico y Von Bertalanffy) presentaron buen ajuste para las tres medidas morfométricas (largo del tarso, largo de cabeza y alto del pico). El Criterio de Información de Akaike (AIC) fue menor para el modelo Logístico para las medidas de largo del tarso ($AIC_{Logístico} = 1720.9$; $AIC_{Gompertz} = 1731.7$; $AIC_{Bertalanffy} = 1767.8$) y alto del pico ($AIC_{Logístico} = 625.3$; $AIC_{Bertalanffy} = 636.6$; $AIC_{Gompertz} = 655.8$). Por el contrario, el AIC del modelo de Von Bertalanffy fue levemente menor que el del modelo Logístico para el largo de cabeza ($AIC_{Bertalanffy} = 1637.5$; $AIC_{Gompertz} = 1637.9$; $AIC_{Logístico} = 1663.5$). El crecimiento del largo del tarso alcanzó la asíntota aproximadamente hacia el día 35, edad después de la cual el largo de la ca-

beza y el alto del pico continuaron incrementándose. Para el año 2017, los tres modelos de crecimiento individual evaluados también presentaron buen ajuste para las tres medidas morfométricas consideradas. Al igual que en el año anterior, el AIC fue menor para el modelo Logístico en el caso del tarso ($AIC_{Logístico} = 1069.1$; $AIC_{Gompertz} = 1082.8$; $AIC_{Bertalanffy} = 1106.7$) y el alto de pico ($AIC_{Logístico} = 302.8$; $AIC_{Gompertz} = 303.9$; $AIC_{Bertalanffy} = 306.7$). Por el contrario, para el largo de cabeza el AIC más bajo correspondió al modelo de Gompertz ($AIC_{Gompertz} = 1138.9$; $AIC_{Bertalanffy} = 1142.1$; $AIC_{Logístico} = 1143.4$). De manera similar a la temporada anterior, el crecimiento del tarso en el 2017 alcanzó la asíntota aproximadamente hacia el día 32, mientras el largo de la cabeza y el alto del pico continua-

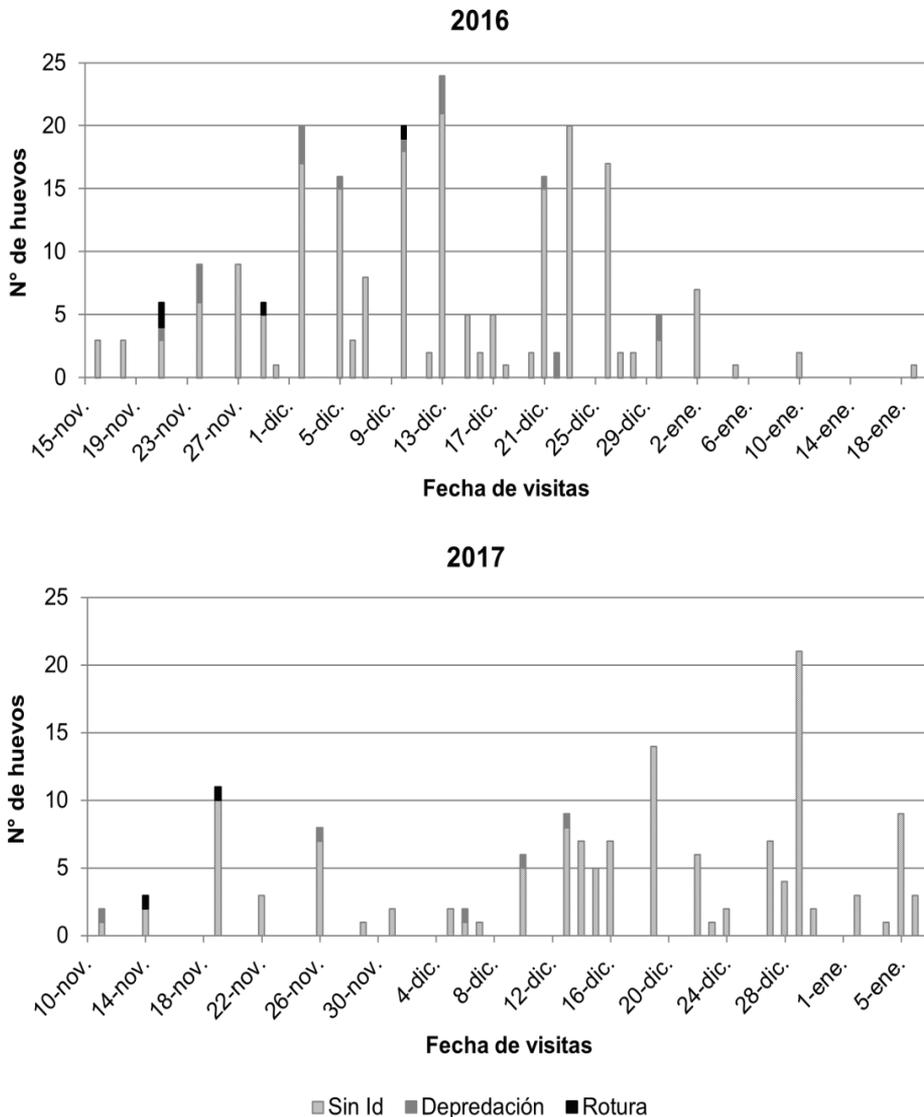


Figura 3: Patrón temporal de pérdida de huevos de Gaviota Cocinera en la colonia de Punta Tombo durante las temporadas de 2016 y 2017.

Tabla 2. Causas de pérdida de huevos de Gaviota Cocinera (número de huevos y porcentaje entre paréntesis) en la colonia de Punta Tombo durante las temporadas 2016 y 2017.

	2016 (n = 350)	2017 (n = 344)
Sin identificar	135 (38.6)	199 (57.8)
Depredación	5 (1.49)	17 (4.9)
Rotura	2 (0.6)	4 (1.2)
Total	142 (40.6)	220 (63.9)

Tabla 3. Resumen de modelos de regresión logística ordenados, para el éxito de eclosión. Se reportan las variables explicativas, año, fecha de puesta y tamaño de nidada (TN2-TN3), junto con las respectivas estimaciones de los coeficientes (Coef), error estándar (Error Est.), estadístico Z, valor de P, odds ratio (OR) e intervalos de confianza (IC) del 95%.

Variabes	Coef.	Error Est.	Z	P - valor	OR	IC 2.5%	IC 97.5%
Año	-0.721	0.232	3.094	< 0.01	0.480	-1.177	-0.264
Fecha puesta	-0.749	0.168	4.418	< 0.01	0.540	-0.857	-0.357
TN2	1.368	0.305	4.461	< 0.01	3.933	0.767	1.970
TN3	2.043	0.382	5.322	< 0.01	7.710	1.291	2.796

ron creciendo después de esa edad. Las tres medidas morfométricas tomadas a los 30 ± 2 días de edad de los pichones (largo del tarso, largo de cabeza y alto del pico) fueron similares entre las temporadas de 2016 y 2017 (Tabla 4). Asimismo, el peso de los pichones a la independencia no fue significativamente diferente entre los dos años de estudio (Tabla 4).

Los porcentajes de pérdida de pichones para las dos temporadas de estudio fueron similares (Tabla 5). Las pérdidas de pichones ocurrieron general-

mente en las primeras dos semanas de vida (7 y 15 días de edad). La causa principal de pérdida de pichones correspondió a la categoría "sin identificar" (Tabla 5). La mortalidad asignada a las demás categorías fue inferior al 10% (Tabla 5). Los pichones empezaron a volar y alejarse de sus nidos a los 35.4 ± 4.1 días de edad.

El éxito reproductivo fue considerablemente menor para el año 2017 (2016: 0.53 ± 0.73 ; 2017: 0.34 ± 0.66), y en concordancia con esto, el modelo realizado

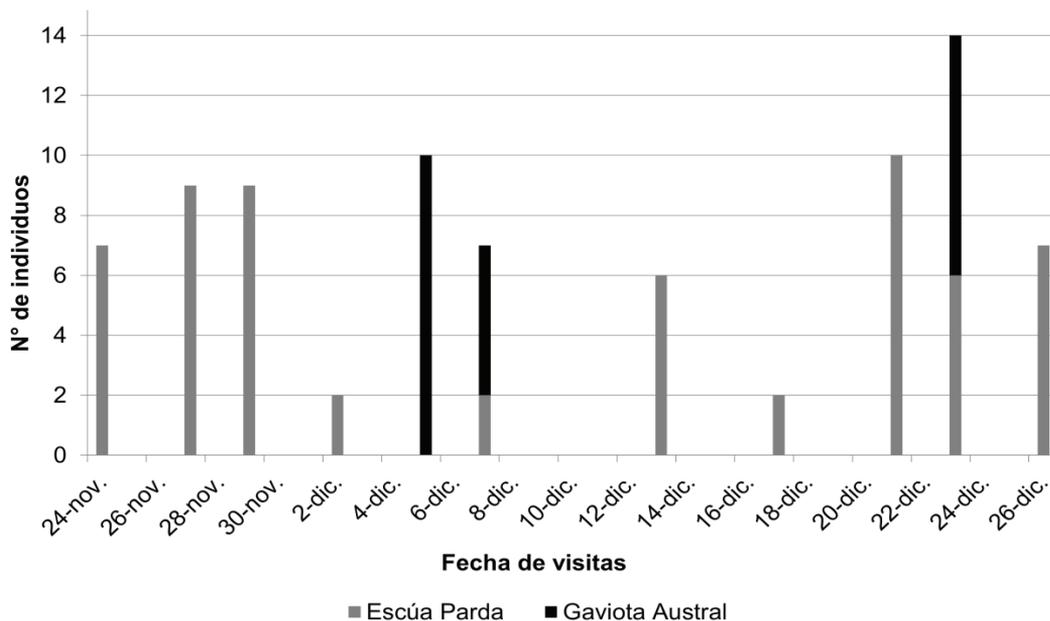


Figura 4: Número de individuos de Escúa Parda y Gaviota Austral observados depredando en la colonia de Gaviota Cocinera de Punta Tombo durante la temporada reproductiva del 2017.

Tabla 4. Medidas morfométricas (largo de tarso, largo de cabeza y alto de pico) y peso de pichones de Gaviota Cocinera a los 30 ± 2 días de vida (media \pm DE) durante las temporadas de 2016 y 2017 en la colonia de Punta Tombo.

Temporada	Tarso (mm)	Largo de cabeza (mm)	Alto de pico (mm)	Peso (g)
2016 (n = 38)	75.4 \pm 4.4	97.6 \pm 7.2	13.4 \pm 0.8	787.4 \pm 137.3
2017 (n = 37)	75.7 \pm 3.3	100.4 \pm 5.5	13.8 \pm 1.2	743.5 \pm 113.6
ANOVA	$P = 0.137$ ($df = 1$; $F = 0.08$)	$P = 0.781$ ($df = 1$; $F = 3.68$)	$P = 0.058$ ($df = 1$; $F = 3.03$)	$P = 0.085$ ($df = 1$; $F = 2.26$)

Tabla 5. Causas de mortalidad de pichones de Gaviota Cocinera (número de individuos y porcentaje entre paréntesis) en la colonia de Punta Tombo durante las temporadas 2016 y 2017.

	2016 (n = 150)	2017 (n = 118)
Sin identificar	55 (36.6)	43 (36.4)
Agresión intraespecífica	4 (2.7)	3 (2.5)
Depredación	3 (2.0)	4 (3.4)
Causa desconocida	1 (0.7)	0 (0.0)
Total	63 (42.0)	50 (42.4)

que presentó un mayor ajuste ($AIC_{Nulo} = 533.38$; $AIC_{Año+Fecha+EE} = 412.25$) mostró que el efecto del año fue significativo (Tabla 6). También indicó que el efecto del éxito de eclosión sobre el éxito reproductivo fue significativo (Tabla 6). Asimismo, la fecha de puesta también tuvo un efecto sobre el éxito reproductivo (Tabla 6), donde los individuos que iniciaron la reproducción más temprano presentaron un mayor éxito reproductivo. El éxito de volantoneo fue de 0.36 ± 0.44 para el año 2016 y 0.40 ± 0.43 para el año 2017, siendo similar entre las dos temporadas (Mann-Whitney, $U = 4863$, $P = 0.4857$). En ambas temporadas no se detectaron diferencias significativas entre el sector de monitoreo y área control para las variables tamaño de nidada (TN) y éxito reproductivo (ER) (Pruebas de Mann-Whitney: TN_{2016} : $U = 8173$, $P = 0.1504$, ER_{2016} : $U = 7117$, $P = 0.5147$; TN_{2017} : $U = 7426$, $P = 0.7107$, ER_{2017} : $U = 6613$, $P = 0.1302$).

Depredadores de huevos y pichones

En ambos años, los nidos de Escúas Pardas se situaron a lo largo de la costa norte de la punta y en las adyacencias de la colonia de Gaviota Cocinera, ubicándose entre 80 y 500 m de distancia del sector de monitoreo regular. Asimismo, los individuos que se registraron generalmente en grupos sobre la playa se encontraron en la costa norte de la punta, a unos 100 m de la colonia. Durante el año 2016 se contabilizaron 13 nidos de Escúa Parda en el área de la punta y en numerosas ocasiones se observaron grupos de individuos en

la periferia de la colonia de Gaviota Cocinera y en las playas adyacentes, registrándose en las fechas del pico de puesta y hacia el final de la misma 45 y 56 individuos, respectivamente. Durante el año 2017, se registraron 10 parejas de Escúa Parda con nidos activos, y se observó a lo largo del periodo de puesta, incubación y etapa de pichones un número variable de individuos en las playas cercanas a la colonia. Los conteos efectuados durante el inicio y pico de la puesta de huevos y durante la incubación tardía/etapa de pichones mostraron un total de 102, 130 y 95 individuos, respectivamente. Durante el año 2017, se registraron Escúas Pardas depredando en el 37.9% de las visitas realizadas al sector de monitoreo (n = 29), en números que variaron entre 2 y 10 individuos (Fig. 4). También se observaron individuos de Gaviota Austral depredando junto con las Escúas Pardas en tres ocasiones (10.3%; n = 29) (Fig. 4). En estos casos, se observó a una o más aves depredadoras sobre el nido y a las Gaviotas Cocineras desplegando comportamientos agonísticos hacia ellas.

DISCUSIÓN

En este trabajo se presenta la primera descripción detallada de la biología reproductiva de la Gaviota Cocinera en el Área Natural Protegida de Punta Tombo, una de las localidades de cría más importantes en términos de tamaño poblacional de las costas

Tabla 6. Resumen de modelos de regresión logística ordenados, para el éxito reproductivo. Se reportan las variables explicativas, año, fecha de puesta y éxito de eclosión (EE1-EE2-EE3), junto con las respectivas estimaciones de los coeficientes (Coef), error estándar (Error Est.), estadístico Z, valor de P, odds ratio (OR) e intervalos de confianza (IC) del 95%.

VARIABLES	Coef.	Error Est.	Z	P - valor	OR	IC 2.5%	IC 97.5%
Año	-0.618	0.299	2.058	< 0.05	0.53	-1.207	-0.029
Fecha puesta	-0.749	0.168	4.418	< 0.01	0.47	-1.081	-0.417
EE1	3.070	0.639	4.784	< 0.01	20.63	1.812	4.328
EE2	3.615	0.640	5.621	< 0.01	35.48	2.354	4.876
EE3	4.051	0.768	5.246	< 0.01	56.48	2.538	5.565

de la Patagonia Argentina (Yorio et al. 2016). La información obtenida no solo contribuye al conocimiento de su historia de vida y a caracterizar aspectos de su reproducción que podrían tener valor aplicado, sino también a avanzar en la comprensión de la variabilidad regional en sus parámetros reproductivos. En ambas temporadas, el patrón temporal de reproducción fue coincidente con las estimaciones realizadas para la misma colonia en la década de 1990 (Bertelotti y Yorio 1999) y similar al reportado en Isla Vernaci Sudoeste (45°11'S; Yorio y García Borboroglu 2002), pero más tardío que el reportado para las colonias de Punta Loma (42°35'S; Lisnizer et al. 2014) y Punta León (43°04'S; Malacalza 1987, Yorio et al. 1995). Cabe señalar que la puesta en Punta Tombo fue relativamente asincrónica, abarcando varias semanas, al igual que lo registrado en las otras colonias (Malacalza 1987, Yorio et al. 1994, Lisnizer et al. 2014, Yorio y García Borboroglu 2002). Entre otras adaptaciones para incrementar la supervivencia y fecundidad, las aves acoplan el patrón temporal de cría con la mayor oferta de alimento en las cercanías de su sitio de nidificación, y en ambientes estacionales templados y fríos este contexto favorable suele ser más tardío a mayores latitudes (Lack 1950, Burr et al. 2016). El nacimiento más tardío de los pichones en función del incremento en la latitud fue reportado en distintas especies de aves, incluidas varias aves marinas (e.g. Wanless et al. 2008, Burr et al. 2016). Las diferencias entre localidades en el inicio de la puesta de las Gaviotas Cocineras pueden estar reflejando un gradiente latitudinal combinado con diferencias entre los sitios de cría en relación a la oferta local de alimento.

El tamaño medio de nidada registrado en Punta Tombo, de 2.09 y 1.99 huevos por nido en 2016 y 2017, respectivamente, fue menor al registrado en otras colonias de Chubut utilizando un diseño de muestreo similar (2.32 - 2.62 huevos por nido, dependiendo de la colonia y año; Yorio et al. 1995, Yorio y García Borbo-

roglu 2002, Lisnizer et al. 2014). Esto podría deberse a diferencias en la disponibilidad/calidad de alimento durante la etapa de formación de huevos y/o en la estructura de edades de la población en las distintas localidades de cría, pero lamentablemente se carece de información adecuada para evaluar el papel relativo de estos factores en las diferencias observadas. Por otro lado, no puede descartarse la pérdida de huevos por depredación durante los días de puesta, ya que la actividad de depredadores fue registrada en numerosas ocasiones durante el monitoreo de los nidos (ver abajo), y por lo tanto que este factor de mortalidad haya impedido determinar correctamente el tamaño de nidada. Cabe señalar que Reid (1987) reporta para Punta Tombo un tamaño de nidada de 2.42 huevos por nido para el año 1983, por lo que futuros estudios deberían considerar los posibles cambios interanuales en la presión de depredación y disponibilidad de alimento y su influencia en la determinación del tamaño de nidada en el área de estudio.

Los resultados en la colonia de Punta Tombo mostraron que en general no se observaron diferencias en las variables reproductivas evaluadas entre ambos años de estudio. Sin embargo, el éxito reproductivo fue significativamente menor en el año 2017, debido principalmente a la disminución en el éxito de eclosión durante ese año. En el 2017 se registró un mayor número de huevos que desaparecieron de los nidos sin poder determinar la causa. Varios de los depredadores potenciales de huevos de Gaviota Cocinera en el área de estudio, como las Escúas Pardas, Gaviotas Australes, Zorro Gris (*Lycalopex griseus*) y Hurón Menor (*Galictis cuja*) suelen extraer el huevo de los nidos de las aves y a menudo alejarse antes de consumirlo (obs. pers.). Por lo tanto, es probable que la depredación haya sido el factor responsable de esas pérdidas. Es más, la depredación de huevos de Gaviota Cocinera por parte de Escúas Pardas fue observada en numerosas ocasiones en el área de estudio. Los resul-

tados también mostraron que el número de parejas de Escúas Pardas anidando en cercanías de la colonia de Gaviota Cocinera fue similar entre años, pero el número de individuos no reproductores contabilizados en las playas cercanas y áreas adyacentes a la colonia fue claramente mayor en el año 2017, coincidente con una mayor desaparición de huevos en ese año. Aunque en menor medida, los huevos de Gaviota Cocinera fueron también depredados por Gaviotas Australes, como fuera observado en Punta Tombo en estudios previos (Yorio et al. 1996). El canibalismo es otro comportamiento de alimentación reportado en varias especies de gaviota, incluida la Gaviota Cocinera, que podría haber afectado el éxito de eclosión (Fordham 1964, Burger y Gochfeld 1981, Stanback y Koenig 1992, Yorio y Quintana 1996), pero no fue observado durante las frecuentes visitas a la colonia durante este estudio.

Los porcentajes de pérdida de pichones, fueron similares para las dos temporadas de estudio y ocurrieron generalmente en las dos primeras semanas de vida de los mismos. En forma similar a la etapa de incubación, en la mayoría de los casos no fue posible identificar la causa de pérdida de pichones porque desaparecieron sin dejar evidencias. El bajo porcentaje de casos en los que la pérdida pudo ser adjudicada a la depredación, los pichones estaban en una etapa avanzada de crecimiento y fueron encontrados parcialmente consumidos, mientras que los pichones de gaviota de pequeño tamaño pudieron haber sido consumidos enteros. A pesar de que en ningún caso se observó un evento de depredación de pichones por parte de las Escúas Pardas durante este estudio, estos depredadores fueron observados dentro del área de estudio también durante gran parte de la etapa de cría de pichones de la Gaviota Cocinera y por lo tanto es probable que hayan sido en parte responsables de la pérdida de las nidadas. En estudios previos tanto en Punta Tombo (P. Yorio, datos inéditos) como en Isla Vernaci Sudoeste (Yorio y García Borboroglu 2002) se observaron regularmente restos de pichones de Gaviota Cocinera en los territorios de Escúas Pardas, indicando que son consumidos por esta especie. Por otro lado, no puede descartarse que parte de las pérdidas de pichones en sus primeras dos semanas de vida hayan sido resultado de la provisión insuficiente de alimento por parte de sus padres. Estudios en otras especies de gaviota muestran que los pichones mal alimentados suelen alejarse más de los nidos, resultando en un incremento en el riesgo de sufrir mortalidad principalmente por agresión intraespecífica

(Hunt y McLoon 1975, Pierotti y Murphy 1987). Para el caso de la Gaviota Cocinera, en particular, Fordham (1970) reportó que la mortalidad derivada de la agresión intraespecífica en la Gaviota Cocinera reproduciendo en Nueva Zelanda fue mayor cuando la disponibilidad de alimento fue menor. En ambos años de estudio en Punta Tombo se registró agresión intraespecífica y, en algunos casos, la mortalidad subsiguiente de los pichones agredidos.

Los resultados también mostraron que los individuos que iniciaron la reproducción más temprano presentaron un mayor éxito de eclosión y reproductivo, como fuera ya observado para la Gaviota Cocinera en un estudio previo en la colonia de Isla Vernaci Sudoeste (García Borboroglu et al. 2008). La disminución en el éxito reproductivo al avanzar la temporada de cría fue demostrada en estudios de varias especies de aves marinas (Moreno 1998, Svagelj y Quintana 2011), incluidas varias especies de gaviotas (Brown 1967, Parsons 1975, Sydeman et al. 1994). Se han propuesto varias hipótesis no mutuamente excluyentes para explicar este fenómeno, incluidos cambios en la disponibilidad de alimento o en el riesgo de depredación, la reproducción más tardía de individuos jóvenes o inexpertos y/o la disminución en la inversión de los individuos que se reproducen tardíamente (Moreno 1998), pero lamentablemente se carece de información para evaluar cada una de ellas. Por otro lado, y en forma similar a lo registrado para la colonia de Isla Vernaci Sudoeste (García Borboroglu et al. 2008), no se detectó un efecto de la fecha de puesta sobre el tamaño de los huevos, a diferencia de lo reportado para otras especies de aves marinas incluidas gaviotas (Moreno 1998).

Como resultado del impacto de la depredación, principalmente de huevos, el rendimiento reproductivo de la Gaviota Cocinera en Punta Tombo fue relativamente bajo en comparación con las colonias de Punta León (1.05 - 1.21 pichones por nido; Yorio et al. 1995) e Isla Vernaci Sudoeste (0.84 - 0.86 pichones por nido; Yorio y García-Borboroglu 2002), pero similar al de la colonia de Punta Loma (0.30 - 0.65 pichones por nido; Lisnizer et al. 2014). El factor de mortalidad responsable del bajo rendimiento reproductivo de Punta Loma fue también la depredación, pero principalmente en la etapa de pichones, aunque se argumentó que también pudo deberse a que la colonia estaba conformada por una mayor proporción de individuos jóvenes y primeros reproductores (Lisnizer et al. 2014). Esto muestra la variabili-

dad regional en la productividad de las colonias como resultado del efecto diferencial de distintos factores ecológicos.

Varios trabajos han mostrado que las pérdidas de nidada en especies que nidifican en la superficie y tienen crías semi-precociales, como las gaviotas, pueden estar en parte asociadas al disturbio de investigación generado por la visita a la colonia y la consiguiente depredación y/o agresión intraespecífica inducida (Yorio y Quintana 1996, Carney y Sydeman 1999). Sin embargo, tanto el tamaño de nidada como el éxito reproductivo en el área de estudio fueron similares a los obtenidos en el área control, sugiriendo que el disturbio generado por la investigación no fue significativo y que las pérdidas de nidada fueron ocasionadas por causas naturales. Resultados similares fueron obtenidos en Isla Vernaci Sudoeste (Yorio y García Borboroglu 2002). Aunque no fue cuantificada, la respuesta comportamental de las Gaviotas Cocineras al trabajo de investigación en Punta Tombo estuvo restringida a un área de pocos metros alrededor del foco de disturbio, al igual que lo observado en estudios previos (Yorio y Quintana 1996). Esto, sumado a que los individuos que abandonaron los nidos en respuesta al disturbio se asentaron en sus territorios después de sólo unos pocos minutos sugiere que las gaviotas en el área de estudio pueden haberse habituado a las visitas, como ha sido observado en otras especies de aves marinas (Nisbet 2000, Price 2008). La información obtenida indica que la evaluación de diferentes aspectos de la biología reproductiva de esta especie puede en general desarrollarse con un mínimo efecto sobre las aves si los trabajos en la colonia se implementan adecuadamente.

La información sobre la biología reproductiva obtenida en la colonia de Punta Tombo constituye una línea de base para un futuro monitoreo de la reproducción de la Gaviota Cocinera en esta área protegida y para identificar posibles cambios en las variables medidas en respuesta a modificaciones antrópicas en ambientes costeros de Chubut. El monitoreo a largo plazo de más de sesenta colonias del norte de la Patagonia permitió determinar que algunas de las poblaciones de Gaviota Cocinera se han incrementado en las últimas décadas, presentando un comportamiento demográfico diferencial dependiendo del sector costero donde se reproducen (Lisnizer et al. 2011, 2015). El incremento de sus poblaciones sumado a los potenciales efectos negativos de la Gaviota Cocinera sobre otros componentes del ecosistema costero

(Yorio et al. 2016) han puesto en valor la necesidad de programas de monitoreo e incluso motivado que se considere la implementación de medidas de control poblacional (Sironi et al. 2009).

Los resultados de este estudio serán de utilidad para fortalecer la evaluación de cambios demográficos en las poblaciones de este sector costero del centro de la Provincia del Chubut. Cabe señalar que en el desarrollo de futuros modelos demográficos se debería considerar la posible variabilidad interanual en el éxito reproductivo, así como la posible subestimación del tamaño de nidada obtenido en este estudio. Por otro lado, las diferencias observadas en varios de los parámetros registrados en Punta Tombo con respecto a otras colonias del litoral Chubutense indican la necesidad de estudios en nuevas colonias a lo largo de su rango de distribución reproductiva en el litoral Patagónico de manera de contar con información para evaluar adecuadamente la dinámica poblacional de esta especie en un contexto metapoblacional.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por Wildlife Conservation Society Argentina. Agradecemos a la Subsecretaría de Conservación y Áreas Protegidas y a la Dirección de Fauna y Flora Silvestre de la Provincia de Chubut por los permisos para trabajar en el Área Natural Protegida Punta Tombo, y al Centro Nacional Patagónico (CONICET) por el apoyo institucional. También agradecemos a Tania Klages por su ayuda en la carga de datos, y a Cynthia Ibarra, Miriam Pollicelli, Ximena Navoa, Juan Carileo, Brenda Aguiar y Sara Barón por su asistencia en los trabajos de campo.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- AGRESTI A (2002) Categorical data analysis. En: John Wiley y Sons Inc. (eds). Volumen 482. Hoboken, New Jersey
- AKAIKE H (1973) Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika* 60(2): 255-265
- BELANT JL (1997) Gulls in urban environments: landscape-level management to reduce conflict. *Landscape and Urban Planning* 38: 245-258
- BERTELLOTTI M Y YORIO P (1999) Spatial and temporal patterns in the diet of the Kelp Gull in northern Chubut, Patagonia. *Condor* 101: 790-798

- BOTH C, ARTEMYEV AV, BLAAUW B, COWIE RJ Y DEKHUIJZEN AJ (2004) Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. *Proceedings of the Royal Society of London Series, B: Biological Sciences* 271(1549): 1657-1662
- BROWN RG (1967) Breeding success and population growth in a colony of Herring and Lesser Black-backed Gulls *Larus argentatus* and *L. fuscus*. *Ibis* 109: 502-515
- BURGER J Y GOCHFELD M (1981) Nest site selection by Kelp Gulls in southern Africa. *Condor* 83: 243-251
- BURGER J Y GOCHFELD M (1996) Family Laridae (gulls). Pp. 572-623 en: del Hoyo J, Elliott A y Sargatal J (eds) Handbook of the birds of the world. Volume 3. Hoatzin to auks. Lynx Edicions, Barcelona
- BURR ZM, VARPE Ø, ANKER-NILSSEN T, ERIKSTAD KE, DESCAMPS S, BARRETT RT, BECH C, CHRISTENSEN-DALSGAARD S, LORENTSEN SH, MOE B, REIERTSEN TK Y STRØM H (2016) Later at higher latitudes: large-scale variability in seabird breeding timing and synchronicity. *Ecosphere* 7(5): e01283. 10.1002/ecs2.1283
- CALVINO-CANCELA M (2011) Gulls (Laridae) as frugivores and seed dispersers. *Plant Ecology* 212: 1149-1157
- CARNEY KM Y SYDEMAN WJ (1999) A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *Waterbirds* 22: 68-79
- FORDHAM RA (1970) Mortality and population change of Dominican Gulls in Wellington, New Zealand. *The Journal of Animal Ecology* 39: 13-27.
- FREDERIKSEN M, HARRIS MP, DAUNT F, ROTHERY P Y WANLESS S (2004) Scale-dependent climate signals drive breeding phenology of three seabird species. *Global Change Biology* 10: 1214-1221
- GARCÍA BORBOROGLU P, YORIO P, MORENO J Y POTTI J (2008) Seasonal decline in breeding performance of the Kelp Gull *Larus dominicanus*. *Marine Ornithology* 36: 153-157
- GONZÁLEZ-ZEVALLOS D, MARINAO C Y YORIO P (2017) Importancia de los descartes pesqueros en la dieta de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) en el Golfo San Jorge, Patagonia. *Ornitología Neotropical* 28: 103-111
- Hoyt DF (1979) Practical methods of estimating volume and fresh weight of bird eggs. *Auk* 96: 73-77
- HUNT GL Y McLOON SC (1975) Activity patterns of gull chicks in relation to feeding by parents: their potential significance for density-dependent mortality. *Auk* 92: 523-527
- HURVICH CM Y TSAI CL (1989) Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76: 297-307
- KASINSKY T, YORIO P, DELL'ARCIPRETE P, MARINAO C, Y SUÁREZ N (2021) Geographical differences in sex-specific foraging behaviour and diet during the breeding season in the opportunistic Kelp Gull (*Larus dominicanus*). *Marine Biology* 168(1): 1-15
- LACK D (1950) The breeding seasons of European birds. *Ibis* 92: 288-316
- LISNIZER N, GARCÍA BORBOROGLU P Y YORIO P (2011) Spatial and temporal variations in Kelp Gull population trends in northern Patagonia, Argentina. *Emu - Austral Ornithology* 111: 259-267
- LISNIZER N, GARCÍA BORBOROGLU P Y YORIO P (2014) Demographic and breeding performance of a new Kelp Gull (*Larus dominicanus*) colony in Patagonia, Argentina. *Ardeola* 61: 3-14
- LISNIZER L, GARCÍA BORBOROGLU P, PASCUAL M Y YORIO P (2015) Transfer processes drive population dynamics of Kelp Gull colonies in Patagonia: implications for management strategies. *Marine Biology Research* 11(7): 738-746
- MALACALZA VE (1987) Aspectos de la biología reproductiva de la Gaviota Cocinera, *Larus dominicanus*, en Punta León, Argentina. *Physis* 45: 11-17
- MARINAO C, KASINSKY T, SUAREZ N Y YORIO P (2018) Contribution of recreational fisheries to the diet of the opportunistic Kelp Gull. *Austral Ecology* 43: 1-15
- MARTIN TE (2004) Avian life-history evolution has an eminentpast: does it have a bright future? *Auk* 121: 289-301
- MORENO J (1998) The determination of seasonal declines in breeding success in seabirds. *Etología* 6: 17-31
- NISBET ICT (2000) Disturbance, habituation, and management of waterbird colonies. *Waterbirds* 23: 312-332
- ORO D, GENOVART M, TAVECCHIA G, FOWLER MS Y MARTÍNEZ-ABRAÍN A (2013) Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters* 16:1501-1514
- PARSONS J (1975) Seasonal variation in the breeding success of the Herring Gull: an experimental approach to pre-fledging success. *The Journal of Animal Ecology* 553-573
- PETRACCI PF, LA SALA LF, AGUERRE G, PÉREZ CH, ACOSTA N, SOTELO M Y PAMPARANA C (2004) Dieta de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) durante el período reproductivo en el estuario de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 19: 23-28.
- PIEROTTI R Y MURPHY E (1987) Intergenerational conflicts in gulls. *Animal Behaviour* 35: 435-444
- PINHEIRO JC Y BATES DM (2000) Mixed-effects models in S and S-plus. Springer Verlag, New York. 528 pp.

- PINHEIRO JC, BATES DM, DEBROY S, SARKAR D Y R CORE TEAM (2019) nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models, v. 3.1-142. <https://cran.r-project.org/package=nlme>
- PRICE M (2008) The impact of human disturbance on birds: a selective review. Pp. 163-196 en: Lunney D, Munn A y Meikle W (eds) Too Close for Comfort: Contentious Issues in Human-Wildlife Encounters. Royal Zoological Society of New South Wales. Mosman, Australia.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2018) R-A language and environment for statistical computing. Rev.3.5.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://r-project.org>
- REID WV (1987) Constraints on clutch size in the glaucous-winged gull. *Studies in Avian Biology* 10: 8-25
- SIRONI M, ROWNTREE VJ, SNOWDON CT, VALENZUELA L Y MARON C (2009) Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) feeding on southern right whales (*Eubalaena australis*) at Peninsula Valdés, Argentina: Updated estimates and conservation implications. International Whaling Commission document. Journal of Cetacean Research and Management SC/61/BRG19
- STANBACK MT Y KOENIG WD (1992) Cannibalism in birds. Pp. 277-298 en: Elgar MA y Crespi BE (eds) Cannibalism: ecology and evolution among diverse taxa. Oxford University Press, Oxford
- SVAGELJ WS Y QUINTANA F (2011) Breeding performance of the Imperial Shag (*Phalacrocorax atriceps*) in relation to year, laying date and nest location. *Emu* 111: 162-165
- SVAGELJ W, LISNIZER N, GARCÍA BORBOROGLU P Y YORIO P (2015) Variation in the size of eggs of Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at two colonies in Patagonia, Argentina. *Waterbirds* 38: 92-98
- SYDEMAN WJ, PENNIMAN JF, PENNIMAN TM, PYLE P Y AINLEY DG (1994) Breeding performance in the Western Gull: effects of parental age, timing of breeding and year in relation to food availability. *Journal of Animal Ecology* 60: 135-149
- SYDEMAN WJ, POLOCZANSKA E, REED TE Y THOMPSON SA (2015) Climate change and marine vertebrates. *Science* 350: 772-777
- WANLESS S, HARRIS M, LEWIS S, FREDERIKSEN M Y MURRAY S (2008) Later breeding in northern gannets in the eastern Atlantic. *Marine Ecology Progress Series* 370: 263-269
- YORIO P, BERTELLOTTI M Y QUINTANA F (1995) Preference for covered nest sites and breeding success in Kelp Gulls *Larus dominicanus*. *Marine Ornithology* 25: 121-128
- YORIO P Y GARCÍA BORBOROGLU P (2002) Breeding biology of Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) at Golfo San Jorge, Patagonia, Argentina. *Emu* 102(3): 257-263
- YORIO P, BRANCO JO, LENZI J, LUNA-JORQUERA G Y ZAVALAGA C (2016) Distribution and trends in Kelp Gull (*Larus dominicanus*) coastal breeding populations in South America. *Waterbirds* 39(sp1): 114-135
- YORIO P, MARINAO C, RETANA MV Y SUÁREZ N (2013) Differential use of food resources between the Kelp Gull (*Larus dominicanus*) and the threatened Olrog's Gull (*L. atlanticus*). *Ardeola* 60: 29-44
- Yorio P y Quintana F (1996) Efectos del disturbio humano sobre una colonia mixta de aves marinas en Patagonia. *El Hornero* 14: 89-96
- Yorio P, Quintana F, Campagna C y Harris G (1994) Diversidad, abundancia y dinámica espacio temporal de la colonia mixta de aves marinas en Punta León, Patagonia. *Ornitología Neotropical* 5: 69-77
- Yorio P, Swann S y Boersma PD (1996) Breeding biology of the Dolphin Gull (*Larus scoresbii*) at Punta Tombo, Argentina. *Condor* 98: 208-215
- Yorio, P., Bertellotti, M. y García Borboroglu, P. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. *Hornero*, 20: 53-74.

INTERACCIONES INTRAESPECÍFICAS DURANTE LA ALIMENTACIÓN EN GRUPO EN LA GAVIOTA DE OROG (*LARUS ATLANTICUS*).

FRANCISCO ZUMPARO^{1*}, GERMÁN OSCAR GARCÍA¹

¹ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata – CONICET, Rodríguez Peña 4046 Nivel 1, B7602GSD Mar del Plata, Argentina.

*franciscozumpano@gmail.com

RESUMEN.- Se analizaron las interacciones intraespecíficas que ocurren durante la alimentación en grupo en sitios de invernada en individuos de Gaviota de Olrog, también denominada Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*). Las interacciones se estudiaron por medio del análisis de observaciones de comportamiento sobre individuos alimentándose ($n=171$) en los cangrejales de la Laguna Costera de Mar Chiquita (provincia de Buenos Aires, Argentina). Se registraron en total 98 eventos de desplazamientos tróficos, de los cuales el 95% resultaron exitosos, y en un 77% fueron iniciados por individuo juveniles y machos. Los eventos de cleptoparasitismo registrados fueron 70, aunque solo el 24% resulto exitoso y el 65% fueron iniciados por individuos machos y juveniles. En el 55% de los desplazamientos tróficos y el 32% de los eventos de cleptoparasitismo los ataques fueron “con contacto físico”. La “huida” fue la principal respuesta de los receptores/hospedadores en ambas interacciones. La probabilidad de que ocurra un evento de cleptoparasitismo ante la captura de una presa tuvo relación con el tamaño de la misma. Concluimos que los individuos juveniles y machos fueron los que principalmente iniciaron las interacciones estudiadas y que la principal diferencia entre estas fueron los porcentajes de éxito. Este estudio es el primero en analizar y discutir las interacciones que ocurren entre individuos invernadales de Gaviota de Olrog. Comprender su comportamiento de alimentación es importante para conocer nuevos aspectos de la historia natural y generar información de base para una especie endémica amenazada.

PALABRAS CLAVES: *alimentación, aves marinas, Argentina, cleptoparasitismo, desplazamientos tróficos, Larus atlanticus*

ABSTRACT.- INTRA-SPECIFIC INTERACTIONS DURING GROUP FEEDING IN THE OROG'S GULL (*LARUS ATLANTICUS*). In this study, we analyzed the intra-specific interactions that occur between individuals of Orog's Gull (*Larus atlanticus*) while foraging in groups outside the breeding season. Interactions were studied by analyzing behavioral observations of foraging individuals ($n=171$) at the Mar Chiquita Coastal Lagoon (Buenos Aires Province, Argentina). We recorded a total of 98 trophic displacements events and 70 kleptoparasitic events, in which successful attacks were 95% and 24% respectively. Juveniles and males initiated de interactions in the 77% of the trophic displacements and 65% of the kleptoparasitic events. The attacks were “with physical contact” in the 55% and 32% of the trophic displacements and kleptoparasitic events, respectively. The main tactic response for both intra-specific interactions was “avoiding”. The probability of occurring a kleptoparasitism event was related to the prey size. We conclude that juveniles and males were the main initiators of the interactions studied and that the main difference between them was the success rate. This study is the first to analyze and discuss the intra-specific interactions that occur between individuals of Orog's Gull. Understanding their feeding behavior is important to discover new aspects of natural history and to provide background information for a threatened endemic species.

KEYWORDS: *Argentina, foraging, kleptoparasitism, Larus atlanticus, seabirds, trophic displacements*

Recibido: 6 de Octubre de 2021; Aceptado: 30 de Marzo de 2022. Editor Asociado: Pablo Plaza

Las aves realizan diariamente una amplia variedad de actividades dentro de las cuales la búsqueda de alimento tiene una importancia evidente. La eficiencia de alimentación de un individuo puede estar afectada tanto por factores extrínsecos (e.g., tamaño de grupo, interacciones entre individuos, variables climáticas, entre otros) como intrínsecos (e.g., sexo, edad, experiencia, tipos comportamentales, entre otros) (Berón et al. 2011, Duriez et al. 2012, Toscano et al. 2016, Beauchamp 2019). La formación de grupos a la hora de alimentarse trae beneficios potenciales, principalmente asociados a una disminución

del tiempo empleado para vigilar por parte de los individuos (Beauchamp 2017, Beauchamp 2019). Sin embargo, el aumento en el número de individuos que conforman un grupo de alimentación trae ciertas desventajas asociadas, como, por ejemplo, el incremento de las interacciones tróficas intra e interespecíficas (Giraldeau y Caraco 2000, Krause y Ruxton 2002).

Dentro de los diferentes tipos de interacciones tróficas intraespecíficas que influyen sobre la eficiencia de alimentación de los individuos, se destacan los desplazamientos tróficos y el cleptoparasitismo,

comportamientos que ocurren cuando el interés de dos o más individuos sobre un área de alimentación o una presa, respectivamente, entra en conflicto. Los desplazamientos tróficos ocurren con el fin de desplazar a un individuo de un área de alimentación. Estas áreas suelen ser sitios con elevada abundancia de presas potenciales, por lo que los desplazamientos tróficos podrían ser considerados como una forma indirecta de parasitismo (Barnard 1984). Este tipo de comportamiento ha sido registrado en numerosas especies de aves (Favero 1996, Annorbah y Holbech 2012, Duriez et al. 2012, Miller et al. 2014, Zumpano et al. 2021) y pueden afectar el comportamiento de alimentación tanto del emisor como del individuo receptor influyendo sobre la tasa de ingesta, el tiempo de alimentación y de vigilancia de los individuos (Amat 1990, Bautista et al. 1998, Duriez et al. 2012). Por otra parte, el cleptoparasitismo, definido por Rothschild y Clay (1952) como el robo deliberado por un animal del alimento capturado previamente por algún otro individuo, se halla ampliamente reportado en la literatura para el grupo de las aves (Brockman y Barnard 1979) y en especial para las aves marinas (Furness 1987, García et al. 2010, 2020). Este comportamiento ocurre en forma regular bajo condiciones tales como la presencia de grandes concentraciones de hospedadores potenciales, presas abundantes, visibles para el cleptoparásito (e.g., presas grandes que conllevan altos tiempos de manipuleo) y disponibles en forma predecible. El cleptoparasitismo puede afectar las tasas de ingesta de los hospedadores, tanto de forma directa por la pérdida de la presa, como indirecta induciendo cambios en el comportamiento de búsqueda, manipuleo y vigilancia (Goss-Custard et al. 1999, García et al. 2011, 2012).

Factores como la edad y el sexo de los individuos pueden influir en la dinámica de las interacciones entre conoespecíficos al momento de alimentarse de manera agregada (e.g., Shealer et al. 2005, García et al. 2020, Zumpano et al. 2021). Por un lado, individuos más jóvenes pueden ser más propensos a iniciar interacciones debido a la inexperiencia en el reconocimiento, la captura, y manipuleo de las presas (Steele y Hockey 1995, Bertellotti y Yorio 2000, Berón et al. 2011, García et al. 2019a). Por otro lado, los individuos más experimentados (i.e., adultos) pueden tener una mayor eficiencia a la hora de realizar una interacción alimenticia (e.g., Burger y Gochfeld 1979, Gómez-Tejedor y De Lope 1995). En relación al sexo de los individuos, varios estudios han reportado diferencias en la ocurrencia de interacciones intraespecíficas, principalmente asociadas a jerarquías,

segregación espacial y temporal en la alimentación y diferencias en el requerimiento energético entre sexos (e.g., García et al. 2011, Flower y Gribble 2012). En este sentido, los machos suelen ser quienes utilizan estrategias de alimentación basadas en interacciones tróficas con mayor frecuencia (García et al. 2011, Flower et al. 2013, Zumpano et al. 2021).

Las gaviotas (Fam. Laridae) son aves marinas de hábitos alimentarios principalmente generalistas que pueden explorar diferentes hábitats y utilizar muy variadas tácticas de búsqueda y captura de alimento dependiendo del lugar y tipo de presa (Burger 1988). Dentro de esta familia se encuentra la Gaviota de Olrog, también denominada Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*), una especie cuya distribución se restringe a la costa atlántica del sur de Sudamérica (Yorio et al. 2020). La Gaviota de Olrog está listada como “Cercana a la Amenaza” por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (BirdLife International 2021), como “Vulnerable” en Argentina (MAyDS y Aves Argentinas 2017) y “Amenazada” en Uruguay (Azpiroz et al. 2012). En invierno, la especie se desplaza desde la costa patagónica hacia el norte, a lo largo de la costa de la provincia de Buenos Aires en Argentina, pudiendo alcanzar incluso la costa de Uruguay y Brasil. A diferencia de la mayoría de los Láridos, esta especie presenta un alto grado de especialización en la dieta, asociada con el consumo de cangrejos varúnicos y se alimenta tanto solitariamente como en grupo (Escalante 1966, Herrera et al. 2005, Zumpano et al. 2021). La Reserva de Mar Chiquita, en Argentina, es una de las áreas de invernada preferidas por esta especie en la costa bonaerense (Favero et al. 2001). A pesar de contar con vasta literatura disponible sobre la ecología, estado sanitario y comportamiento trófico de la especie durante el periodo no reproductivo (e.g. Copello y Favero 2001, Berón et al. 2011, Ravasi et al. 2019, García et al. 2019b, 2021, Castano et al. 2020, Quadri-Adrogué et al. 2021, Zumpano et al. 2021, entre otros), son escasos los estudios de ecología que abordan aspectos relacionados con las interacciones tróficas entre individuos (ver García et al. 2019a, Zumpano et al. 2021).

Sobre la base de lo expuesto, nuestro trabajo tuvo como objetivo estudiar las interacciones tróficas (i.e., cleptoparasitismo, desplazamientos tróficos) que ocurren entre individuos de Gaviota de Olrog durante su alimentación en grupo en la Reserva de Mar Chiquita. Adicionalmente, se analizó la relación de diferentes factores como el tamaño del grupo de alimentación, el sexo y edad de los individuos con

la ocurrencia de desplazamientos tróficos y cleptoparasitismo. También se analizó la relación entre el tamaño de la presa y la ocurrencia de interacciones cleptoparasíticas. Se hipotetizó que la ocurrencia de interacciones intraespecíficas dentro de un grupo de alimentación estaría afectada por el tamaño del grupo, el tamaño de la presa en disputa (solo en interacciones cleptoparasíticas), la clase etaria y sexo de los individuos.

MÉTODOS

Área de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo en la Reserva de Mar Chiquita ($37^{\circ}46' S$, $57^{\circ}27' O$, Reserva Mundial de la Biosfera "Parque Atlántico Mar Chiquito" y Reserva Provincial según Ley Provincial 12270) la cual se encuentra a 32 km al noreste de la ciudad de Mar del Plata, provincia de Buenos Aires (ver Fig. 1). Mar Chiquita es una laguna costera que ocupa un área de 46 km^2 , con una longitud de 25 km y una profundidad máxima de 4.9 m (Fasano et al. 1982). La dinámica es muy particular, dado que su conexión con el mar permite el ingreso de agua de elevada salinidad causando una gran influencia en la dinámica física y biológica del área (Fasano et al. 1982). La salinidad en la zona del estuario varía entre el 6 y 33 ‰ y la amplitud de marea varía entre 0.3 y 1 m (Isla 1997). La zona intermareal se caracteriza por planicies de marea

de composición sedimentaria variable, las cuales se encuentran rodeadas por marismas dominadas por la gramínea halófila *Spartina densiflora* (Spivak et al. 1994, Iribarne et al. 1997). Tanto las marismas como las planicies de marea son el hábitat del Cangrejo Cavador *Neohelice granulata*, el macroinvertebrado bentónico dominante en ambientes estuariales del Atlántico Sudoccidental (Boschi 1964, Spivak et al. 1994). Además de *N. granulata*, otros organismos epibentónicos de importancia numérica en las planicies de marea son los cangrejos *Cyrtograpsus angulatus* y *Uca uruguayensis* (Boschi 1964, Spivak et al. 1994). Tanto *N. granulata* como *U. uruguayensis* dominan en el mesolitoral y construyen cuevas, mientras que *C. angulatus* domina en el infralitoral y se encuentra en playas de arena y limo desprotegida (Spivak et al. 1994). *Neohelice granulata* y *C. angulatus* constituyen las presas principales de la Gaviota de Olrog durante el periodo de invernada en la Reserva de Mar Chiquita (Copello y Favero 2001, Berón et al. 2011).

Obtención de datos

Comportamiento de alimentación. Las interacciones tróficas entre los individuos de Gaviota de Olrog se cuantificaron durante el periodo de invernada, entre los meses de mayo y agosto de 2016, por medio del análisis de observaciones focales ("focal sampling", ver Martin y Bateson 1993) sobre individuos alimentándose en grupo ($n=171$). Para el registro de las observaciones se utilizaron binoculares (8X), telescopio monocular (20-60X) y grabador de voz. Las mismas



Figura 1. Localización geográfica del área de estudio. El círculo blanco señala la desembocadura de la laguna costera Mar Chiquita ($37^{\circ}46' S$, $57^{\circ}27' W$, Reserva Mundial de la Biosfera Parque Atlántico Mar Chiquito y Reserva Provincial según Ley Provincial 12270). Las fotografías muestran la desembocadura de la laguna costera de Mar Chiquita (A), y las marismas y planicies de marea, hábitat del Cangrejo Cavador *Neohelice granulata* (B). RBPAMC: Reserva de Biosfera Parque Atlántico Mar Chiquito.

se iniciaron 30 min luego del arribo del observador a la zona de alimentación para que las gaviotas se habituén a su presencia y finalizaron al perder de vista al ejemplar o cuando el mismo finalizó la actividad de alimentación. La duración mínima de cada observación focal fue de 3 minutos y en aquellos casos que se contó con un registro de 20 minutos, la misma se dio por finalizada (promedio: 8.92 ± 3.45 minutos). Durante cada observación focal, se registró: 1) identidad del ave en aquellos casos en los cuales el individuo focal estaba marcado con anillo plástico (de los individuos identificados con anillos se pudo obtener información del sexo), 2) tamaño del grupo de alimentación; teniendo en cuenta la experiencia de los autores en el área de estudio, se consideró como un grupo de alimentación la presencia de 2 o más individuos alimentándose a una distancia menor o igual a 50 metros, distancia máxima en la cual los individuos se perciben unos a otros durante la alimentación (Zumpano et al. 2021), 3) composición del grupo de alimentación en términos de clase etaria (proporción de juveniles, subadultos y adultos), 4) intentos de desplazamiento tróficos -un individuo intenta imponerse sobre otro en un área determinada de alimentación-, 5) intentos de cleptoparasitismo -un individuo intenta robar una presa visible en el pico del hospedador, ni bien el hospedador capturó la presa o bien durante el manipuleo de la misma-, 6) tipo y tamaño relativo de la presa en disputa durante un evento de cleptoparasitismo (ver sección siguiente), 7) medio de ataque durante una interacción intraespecífica (i.e., aéreo, terrestre, acuático), 8) táctica de ataque utilizada por el emisor del desplazamiento trófico o el cleptoparásito, 9) tipo de respuesta realizada por el receptor del desplazamiento trófico o el hospedador del evento de cleptoparasitismo, y 10) éxito de la interacción; un desplazamiento trófico se consideró exitoso cuando el individuo emisor logró desplazar al receptor de un área de alimentación, y un evento de cleptoparasitismo se consideró exitoso cuando el cleptoparásito robó la presa que fue capturada previamente por un hospedador. Las tácticas de ataque utilizadas por los individuos durante las interacciones registradas fueron categorizadas de la siguiente manera: 1) “con contacto físico” (aleteos y/o picotazos entre congéneres donde el emisor/cleptoparásito entra en contacto con el receptor/hospedador el cual defiende el territorio y/o la presa), y 2) “sin contacto físico” (vocalizaciones, vuelo y/o corridas donde el emisor/cleptoparásito interactúa con el receptor/hospedador sin contacto físico). La respuesta de un individuo ante un ataque de otro que busca desplazar o robar una presa fueron categorizadas de la siguiente

manera: 1) “huida” (corridas y/o vuelos), y 2) “enfrentamiento” (vocalizaciones, aleteos, y/o picotazos). Para cada observación focal se calcularon los siguientes parámetros comportamentales: (1) tasa de desplazamientos tróficos (número de desplazamientos emitidos y/o recibidos por minuto de alimentación), y (2) tasa de cleptoparasitismo (número de eventos de cleptoparasitismo emitidos y/o recibidos por minuto de alimentación).

Con el objetivo de robustecer la base de datos en relación al comportamiento de cleptoparasitismo, se realizaron observaciones de eventos de robo fuera de protocolo, es decir, eventos que ocurrieron en la zona de estudio de forma espontánea cuando no se estaban realizando observaciones focales ($n=33$). Durante estas observaciones se registraron las mismas variables consideradas durante las observaciones focales. Estas observaciones fueron incorporadas a la base de datos general y utilizadas en aquellos casos que el tipo de análisis aplicado lo permitiera.

Caracterización de las presas. La totalidad de las presas registradas durante las observaciones focales fueron identificadas, con telescopio monocular (20-60X), al menor nivel taxonómico posible. Para reducir el error en la determinación y caracterización de las presas, todas las observaciones fueron realizadas por el mismo observador (FZ). La especie de cangrejo fue identificada por la forma del caparazón y la coloración del mismo. Para estimar la talla de los cangrejos capturados se utilizó un método ampliamente reportado en la literatura (e.g., García et al. 2008, Josens et al. 2010, Berón et al. 2011) donde se relativiza el tamaño del cangrejo (ancho del caparazón, AC) respecto al largo del pico de la especie de estudio (largo de pico promedio: 51.66 ± 3.46 mm, $n=41$, García G datos no publicados). El tamaño de los cangrejos se categorizó en: “chico” ($AC \leq 15$ mm); “mediano” ($15 \text{ mm} < AC \leq 25$ mm); “grande” ($25 \text{ mm} < AC < 35$ mm); “muy grande” ($AC \geq 35$ mm) (para detalles ver Berón et al. 2011).

Análisis estadístico

Desplazamientos tróficos. Mediante test de Chi cuadrado (Siegel 1979) se comparó: 1) la distribución de las distintas clases de edad de los individuos que recibieron o emitieron un desplazamiento trófico con la proporción esperada (i.e., media de la proporción de cada clase etaria en los grupos de alimentación registrados a lo largo de este estudio), y 2) la distribución de los sexos de los individuos que emitieron un evento de desplazamiento con una distribución uniforme. Mediante este

test también se analizó: 1) la distribución de los diferentes medios de ataques utilizados por los emisores durante un desplazamiento trófico, 2) la distribución de las diferentes tácticas de ataques empleadas por los emisores durante una interacción, y 3) la distribución de las diferentes respuestas desarrolladas por los receptores ante la presencia de una interacción.

Se utilizó un test exacto de Fisher (Agresti 2002) para evaluar si la eficiencia con que los emisores llevaron adelante sus eventos de desplazamientos tróficos fueron independientes de la táctica de ataque empleada. Se usó este tipo de análisis debido a que algunas de las frecuencias observadas fueron menores a cinco (Bower 2003).

Para analizar si la ocurrencia de un desplazamiento trófico estuvo explicada por el tamaño del grupo de alimentación se utilizó un Modelo Lineal Generalizado (MLG, Crawley 2007), en el cual, como variable respuesta, se consideró si ocurrió o no un evento desplazamiento durante el registro de una observación focal ($n=163$, observaciones en las cuales se pudo registrar el tamaño de grupo) y como variable explicativa se contempló el tamaño del grupo de alimentación (variable continua). Se utilizó una distribución de errores binomial (0: ausencia de desplazamiento trófico, 1: presencia de desplazamiento trófico) y función de enlace "logit".

Cleptoparasitismo. Mediante test de Chi cuadrado se comparó: 1) la distribución de las diferentes edades de los individuos cleptoparásitos u hospedadores con la proporción esperada, y 2) la distribución de los diferentes sexos de los individuos que realizaron un evento de cleptoparasitismo con una distribución uniforme. Adicionalmente, utilizando test de Chi cuadrado se analizó: 1) la distribución de los diferentes tamaños de presas involucrados en un evento de cleptoparasitismo, 2) la distribución de los diferentes medios de ataques utilizados por los cleptoparásitos durante un evento de robo, 3) la distribución de las diferentes tácticas de ataques empleadas por los cleptoparásitos durante una interacción, y 4) la distribución de las diferentes respuestas desarrolladas por los hospedadores ante la presencia de una interacción. Se utilizó un test exacto de Fisher para evaluar si la eficiencia con que los cleptoparásitos llevaron adelante sus eventos de robo fue independiente de la táctica de ataque empleada.

Para analizar si la ocurrencia de un evento de cleptoparasitismo estuvo afectado por el tamaño de presa y el tamaño de grupo, se usó un MLG. Como variable

respuesta se consideró si ocurrió o no un evento de robo luego de la captura de una presa ($n=351$). Como variables explicativas se utilizó el tamaño de presa (variable categórica: chica, mediana, grande, muy grande), el tamaño de grupo y la interacción entre ambas variables. El modelo de partida fue aquel que incluyó a las variables nombradas anteriormente y su interacción. Se utilizó una distribución de errores binomial (0: ausencia de evento de robo, 1: presencia de evento de robo) y función de enlace "logit". Para la selección del mejor modelo empleamos un procedimiento de selección hacia atrás para eliminar, uno por uno, en nivel decreciente de interacciones y valores P , los efectos principales no significativos hasta que solo quedaron aquellos términos significativos.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el programa estadístico R, versión 4.0.5 (R Development Core Team 2021), se utilizó la función glm del paquete lme4 (Bates et al. 2015). Todos los valores fueron expresados como promedio \pm desvío estándar (DE) y el nivel de significancia para todos los test fue de $P \leq 0.05$.

RESULTADOS

Se registraron un total de 171 observaciones focales. En el 97% de las mismas se registró el tamaño de grupo de alimentación, el cual tuvo como mínimo dos individuos y como máximo 104 (tamaño de grupo promedio: 15 ± 19 individuos). La composición del grupo de alimentación en términos de clases de edad se pudo registrar en el 95% de los casos, siendo los juveniles los que predominaron sobre el resto de las clases etarias (promedio: Juveniles (J)=58%, Subadultos (SA)=25%, Adultos (A)=17%; $\chi^2_1=27.85$, $P<0.001$; Fig. 2).

Desplazamientos tróficos

A lo largo de este estudio se registraron un total de 98 desplazamientos, de los cuales el 95% resultó ser exitoso, es decir que el individuo que inició la interacción (emisor) logró excluir a otro individuo (receptor) de la zona de alimentación en disputa. La tasa de desplazamientos tróficos fue 0.06 ± 0.12 eventos de desplazamientos/min de alimentación ($n=171$ focales). En el 90% de los eventos registrados se pudo reconocer la edad del individuo emisor; la distribución de las edades de los emisores difirió de las proporciones observadas en los grupos de alimentación ($\chi^2_2=7.84$, $P<0.05$), siendo los individuos categorizados como

juveniles aquellos que iniciaron este tipo de interacción con mayor frecuencia que la esperada ($J=72\%$, $SA=17\%$, $A=11\%$; Figs. 2 y 3). De estos eventos, en el 90% ($n=88$) de los casos se pudo registrar la edad del receptor, siendo los juveniles los que recibieron este tipo de interacción con mayor frecuencia ($J=63\%$, $SA=22\%$, $A=15\%$), aunque esta distribución no difirió de lo esperado según la composición etaria de los grupos de alimentación ($\chi^2_2=1.27$, $P=0.52$; Fig. 2).

En términos generales, el éxito de desplazamiento fue alto indistintamente de la clase etaria del emisor ($J=87\%$, $SA=100\%$, $A=70\%$; Fig. 3). En el 60% de los casos se pudo registrar el sexo del emisor, encontrándose que más del 65% de los desplazamientos fueron producidos por machos ($\chi^2_1=9.00$, $P<0.01$; Fig. 4).

El medio de ataque utilizado por el emisor de la interacción se pudo identificar en el 95% de los casos, siendo el medio terrestre el de mayor ocurrencia (terrestre=89%, aéreo=10%, acuático 1%; $\chi^2_2=141.81$, $P<0.001$). En el 42% ($n=98$) de los desplazamientos se pudo identificar la táctica de ataque, de las cuales en

el 54 % de las mismas el emisor atacó “con contacto físico” y en un 46 % “sin contacto físico” ($\chi^2_1=1.00$, $P=0.31$). El éxito de desplazamientos fue independiente del tipo de ataque (100% de éxito “con contacto físico”, 89% de éxito “sin contacto físico”; Test Exacto de Fisher, CI 95%=0–349, $OR=0$, $P=1.00$). En relación a la respuesta de los individuos, la misma fue registrada sólo en el 21% de los casos, siendo la “huida” la principal respuesta por parte de los receptores (“huida” =86%, “enfrentamiento” =13%; $\chi^2_1=54.76$, $P<0.001$; Tabla 1). No se observó un efecto del tamaño del grupo de alimentación sobre la probabilidad de ocurrencia de un desplazamiento trófico ($z=0.15$, $P=0.88$).

Cleptoparasitismo

Durante este estudio se registraron un total de 70 eventos de cleptoparasitismo; el 24% de los mismos resultó de manera exitosa causando la pérdida de la presa para el hospedador. La tasa de eventos de cleptoparasitismo fue de 0.04 ± 0.11 eventos/min de alimentación ($n=171$ focales). De las 70 presas en

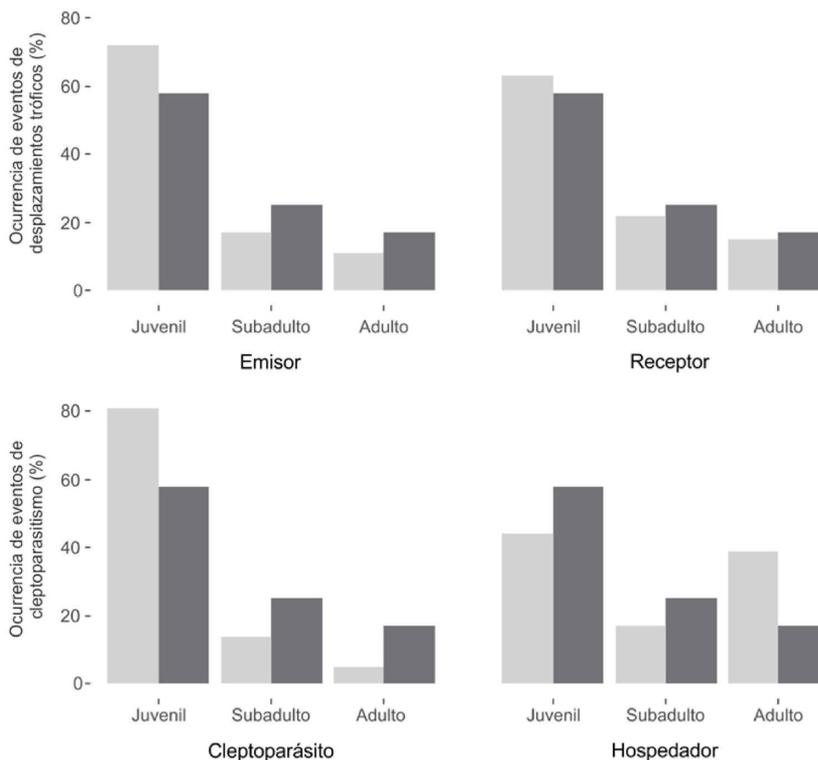


Figura 2. Porcentajes relativos de ocurrencia de desplazamientos tróficos y cleptoparasitismo en función de la clase etaria del emisor/cleptoparásito y del receptor/hospedador en la Gaviota de Olog (*Larus atlanticus*). En gris claro se señalan las interacciones observadas y en gris oscuro la media de los porcentajes de cada clase de edad en los grupos de alimentación (frecuencia esperada).

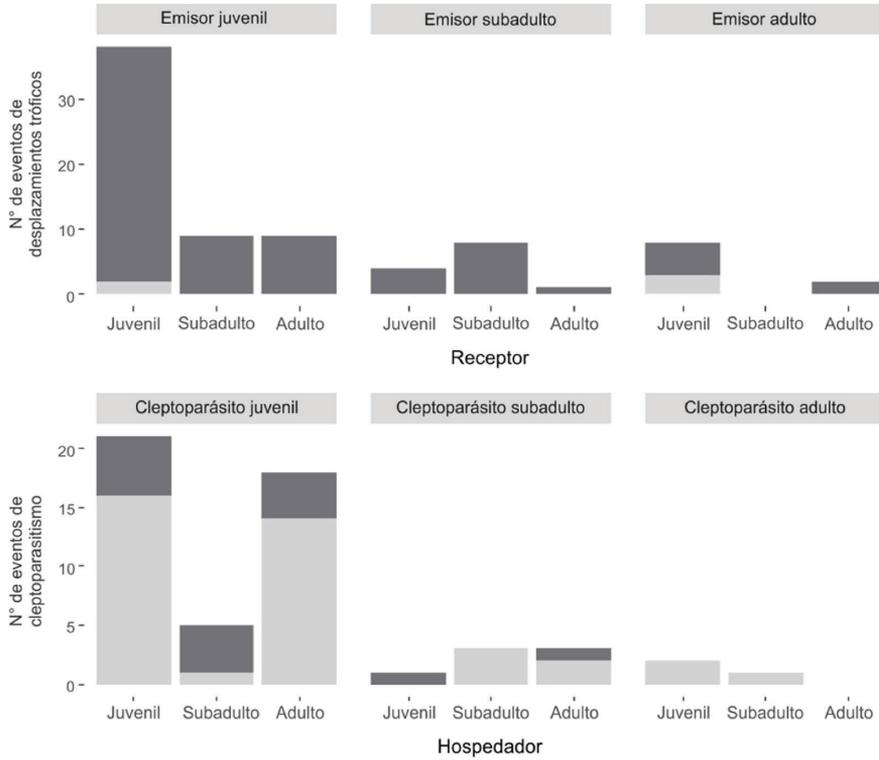


Figura 3. Número de eventos y éxito de desplazamientos tróficos y cleptoparasitismo en función de la clase etaria del emisor y receptor en la Gaviota de Olog (*Larus atlanticus*). En gris oscuro se señalan las interacciones exitosas y en gris claro las no exitosas.

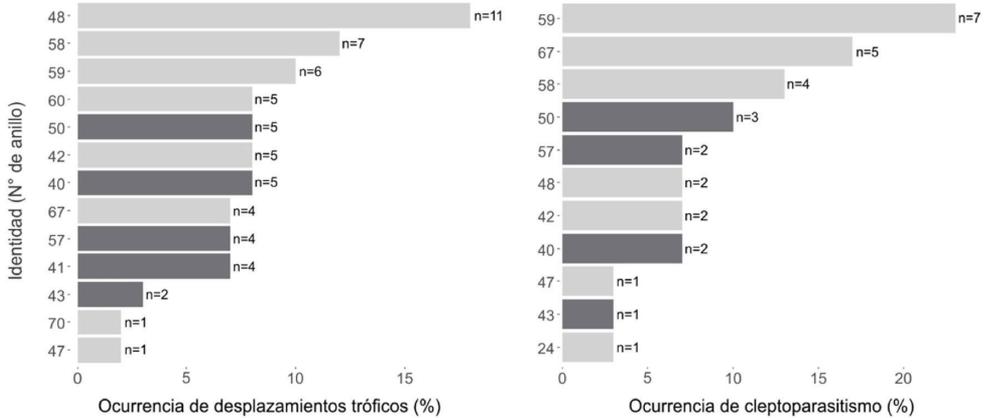


Figura 4. Frecuencia de ocurrencia (%) de desplazamientos tróficos y cleptoparasitismo emitidos por diferentes individuos de Gaviota de Olog (*Larus atlanticus*) con identidad conocida. En gris claro se señalan los individuos machos y en gris oscuro las hembras.

disputa se reconoció el 81% de los mismos, siendo la totalidad clasificadas como el Cangrejo Cavador. El 82% de los cangrejos involucrados en un evento de robo fueron categorizados como grandes y muy grandes (chicos=6%, medianos=13%, grandes=45%, muy grandes=36%; $\chi^2_3=41.04, P<0.001$).

En el 90% de los eventos de robo se registró la edad del parásito, difiriendo esta de la distribución observada en los grupos de alimentación (J=81%, SA=14%, A=5%; $\chi^2_2=22.86, P<0.001$; Figs. 2 y 3). De estos eventos ($n=63$), en el 86% se pudo conocer la edad del hospedador, en donde los juveniles recibie-

ron menos y los adultos más intentos de robo que lo esperado según la distribución observada en los grupos de alimentación (J=44%, SA=17%, A=39%; $\chi^2_2=34.79$, $P<0.001$; Fig. 2).

En el 43% de los eventos de cleptoparasitismo se pudo reconocer el sexo del parásito; una mayor frecuencia de intentos de robo estuvo representada por individuos machos (machos= 73%, hembras=27%; $\chi^2_1=21.16$, $P<0.001$; Fig. 4).

El medio de ataque por el cual se efectuaron los eventos de robo se pudo identificar para el 91% de los casos, siendo el medio terrestre el más utilizado (terrestre=86%, aéreo=14%; $\chi^2_2=127.50$, $P<0.001$). La táctica de ataque utilizada por parte de los parásitos pudo ser identificada en el 35% de los casos, donde el ataque “sin contacto físico” fue el de mayor frecuencia (“con contacto físico”=32%, “sin contacto físico”=68%; $\chi^2_1=12.96$, $P<0.001$). El éxito de cleptoparasitismo fue independiente del tipo de ataque (25% de éxito “con contacto físico”, 29% de éxito “sin contacto físico”; Test Exacto de Fisher, CI 95%=0.14–16.69, OR=1.23, $P=1.00$). El tipo de respuesta por parte de los

hospedadores se pudo registrar para el 34% de los casos, siendo la “huida” la más utilizada (“huida”=88%; “enfrentamiento”=12%; $\chi^2_1=57.76$, $P<0.001$; Tabla 2).

La probabilidad de que ocurra un evento de robo difirió significativamente en función del tamaño de presas (Tabla 3); la probabilidad de un evento de cleptoparasitismo fue mayor cuando los cangrejos en disputa fueron grandes y muy grandes en comparación con los cangrejos chicos y medianos (MLG: $z_{C-M}=-0.40$, $P=0.97$; $z_{C-G}=-2.59$, $P<0.001$; $z_{C-MG}=-3.05$, $P<0.001$; $z_{M-G}=-2.19$, $P<0.05$; $z_{M-MG}=-2.64$, $P<0.01$; $z_{G-MG}=0.45$, $P=0.60$). No se observó un efecto del tamaño de grupo de alimentación sobre la probabilidad de ocurrencia de un evento de cleptoparasitismo ante la captura de un determinado tipo de presa (Tabla 3).

DISCUSIÓN

En este estudio se analizaron dos tipos de interacciones que ocurren durante la alimentación en grupo entre individuos invernantes de Gaviota de

Tabla 1. Táctica de ataque y tipo de respuesta registrados en individuos anillados y no anillados de Gaviota de Olog (*Larus atlanticus*) en función de su clase etaria durante los desplazamientos tróficos. J: juveniles, SA: subadultos, A: adultos.

Edad del emisor (n)	Táctica de ataque	Porcentaje de ocurrencia	Edad del receptor (n)	Tipo de respuesta	Porcentaje de ocurrencia
J (34)	Con contacto físico	55.8%	J (15)	Huida	80%
	Sin contacto físico	44.4%		Enfrentamiento	20%
SA (3)	Con contacto físico	66.6%	SA (2)	Huida	100%
	Sin contacto físico	33.3%		Enfrentamiento	0%
A (4)	Con contacto físico	25%	A (4)	Huida	100%
	Sin contacto físico	75%		Enfrentamiento	0%

Tabla 2. Táctica de ataque y tipo de respuesta registrados en individuos anillados y no anillados de Gaviota de Olog (*Larus atlanticus*) en función de su clase etaria durante los eventos de cleptoparasitismo. J: juveniles, SA: subadultos, A: adultos.

Edad del emisor (n)	Táctica de ataque	Porcentaje de ocurrencia	Edad del receptor (n)	Tipo de respuesta	Porcentaje de ocurrencia
J (24)	Con contacto físico	33.3%	J (11)	Huida	72.7%
	Sin contacto físico	66.6%		Enfrentamiento	27.3%
SA (1)	Con contacto físico	0%	SA (7)	Huida	100%
	Sin contacto físico	100%		Enfrentamiento	0%
A (0)	Con contacto físico	0%	A (6)	Huida	100%
	Sin contacto físico	0%		Enfrentamiento	0%

Tabla 3. Variables que afectan la ocurrencia de un evento de cleptoparasitismo analizadas mediante un MLG ($n=351$ presas). Los estadísticos se presentan para las variables incluidas en el último modelo o en la eliminación de un modelo anterior utilizando un enfoque paso a paso hacia atrás de variables no significativas ($P>0.05$). Las variables significativas están resaltadas en negrita ($P<0.05$).

Variables explicativas	Modelo Final		Estadística de eliminación	
	χ^2	valor p	χ^2	valor p
Tamaño de presa	49.00	<0.001		
Tamaño de grupo			-0.27	0.60
Tamaño de presa:Tamaño de grupo			-1.44	0.69

Olróg: desplazamientos tróficos y eventos de cleptoparasitismo. La mayoría de las interacciones fueron iniciadas por individuos juveniles, resultado que está en concordancia con lo reportado en estudios previos (Steele y Hockey 1995, Bertelotti y Yorio 2000, García et al. 2019a) y lo hipotetizado durante este estudio. García et al. (2019a), durante la realización de experimentos a campo a partir del montaje de estaciones de cebado, observaron que los individuos juveniles de Gaviota de Olróg eran los que principalmente iniciaban las interacciones. Durante el mismo estudio, los autores encontraron que los juveniles presentaban una menor percepción del riesgo hacia situaciones novedosas a la hora de acceder a una fuente de alimentación (ver también Castano et al. 2020), lo cual estaría relacionado, en parte, con la poca experiencia en la adquisición de presas de esta clase etaria (Berón et al. 2011). Estas características podrían explicar por qué los juveniles son los que principalmente inician interacciones para acceder a una presa previamente capturada o desplazar a otro individuo de la zona de alimentación.

De acuerdo con lo hipotetizado, encontramos una relación entre el sexo de los individuos y la proporción de interacciones intraespecíficas; las hembras realizaron menos interacciones que los machos. Las diferencias sexo-dependiente en el patrón de las interacciones tróficas estudiadas podrían estar reflejando una variabilidad en: 1) la habilidad de machos y hembras para capturar presas por ellos mismos versus las que obtienen mediante una interacción intraespecífica, y/o 2) la agresividad entre sexos. En este sentido, Zumpano et al. (2021) reportaron resultados similares para individuos juveniles de Gaviota de Olróg, en donde los machos ocuparon más tiempo interactuando con otros individuos en comparación al tiempo ocupado por las hembras para dicha actividad. Además, estas diferencias están en concordancia con lo reportado para otras especies de aves (García 2010, Flower y Gribble 2012, Flower et al. 2013). Recientemente, Puehringer-Sturmayr et al. (2021) reportaron

que los machos de Ibis Eremita (*Geronticus eremita*) se vieron más involucrados en interacciones agonísticas que las hembras. En un ave marina ártica (*Uria lomvia*), Paredes e Insley (2010) registraron que los machos fueron los que mayormente iniciaban las interacciones durante el período reproductivo, atribuyendo esos resultados a diferencias en la agresividad entre sexos que les permiten a los machos defender a los pichones. En ese estudio, además, los autores reportan resultados similares para otras especies de aves marinas. En un ave marina emparentada, el Gaviotín Golondrina (*Sterna hirundo*), se observó que los machos fueron principalmente los que cleptoparasitaron a lo largo de todo el ciclo reproductivo (García et al. 2011, 2013, 2020). Futuras investigaciones deberían indagar las interacciones que ocurren durante la alimentación en el período reproductivo en individuos de Gaviota de Olróg, y relacionar los resultados con lo encontrado durante el periodo de invernada. Esto nos permitiría identificar patrones comportamentales durante la alimentación de la especie a lo largo del ciclo anual.

Durante la alimentación en grupo los individuos de Gaviota de Olróg se alimentan principalmente caminando sobre fondos blandos (Copello y Favero 2001, Gatto et al. 2008, Suárez et al. 2014), lo cual, en parte, podría explicar el principal medio de ataque utilizado por la especie durante las interacciones tróficas. En relación a la táctica de ataque, los resultados indican que, durante los eventos de robo, el ataque principalmente resultó ser sin contacto físico a diferencia de lo encontrado para los desplazamientos tróficos en los cuales la frecuencia entre ataques con contacto y sin contacto físico fue similar. Esto podría estar relacionado con: 1) la velocidad de los hospedadores para defender la presa ante un evento de cleptoparasitismo, y 2) el tipo de recurso que está en juego en cada tipo de interacción estudiada (presa vs. área potencial de alimentación). Durante un evento de cleptoparasitismo, los hospedadores principalmente huyen con la presa sin dar lugar al enfrentamiento fi-

sico con el parásito. Por otro lado, durante un evento de desplazamiento trófico lo que está en juego es el territorio. Esto hace que los receptores no abandonen inmediatamente el área, quedando expuestos muchas veces a enfrentamientos donde ocurre el contacto físico. La supremacía en la huida como tipo de respuesta ante ambas interacciones tróficas se encuentra en línea con lo reportado para la especie de estudio y para otras aves marinas y costeras (e.g., García et al. 2012, 2019a). Por ejemplo, en individuos de Gaviota de Olrog, García et al. (2019a) reportaron que en la mayoría de los casos (entre el 70 y 80%), ante una interacción agonística, los individuos huyeron volando. En la Reserva de Mar Chiquita se reportó que el Ostrero Común (*Haematopus palliatus*), ante un evento de robo emitido por individuos de Gaviota Capucho Café (*Chroicocephalus maculipennis*) y Gaviota Capucho Gris (*Chroicocephalus cirrocephalus*), utiliza la huida como táctica principal de defensa (García et al. 2012).

Dentro de las principales diferencias entre los dos tipos de interacciones registradas se encuentran los porcentajes de éxito. Los valores de éxito encontrados para los desplazamientos tróficos (95% de éxito) son acordes a los reportados por García et al. (2019a). En este sentido, Medina et al. (2008) reportaron para 8 especies de aves, valores generalmente altos en la tasa de éxito de desplazamientos (mayores al 60%), principalmente cuando hubo diferencias de tamaños entre emisores y receptores. A pesar de no contar con valores previos sobre éxito de cleptoparasitismo para la Gaviota de Olrog, nuestros resultados (24% de éxitos) se encuentran en concordancia con lo reportado para otras especies de Láridos (rango= 1-85%, promedio= 23%, ver Furness 1987). El bajo porcentaje de éxitos en este tipo de interacción podría estar explicado por el recurso que se encuentra en juego. En función de esto, generalmente, ante un intento de robo, los hospedadores responden huyendo con la presa (evitando así cualquier tipo de lesión durante la defensa de la misma). Además, teniendo en cuenta que la mayoría de las interacciones fueron emitidas por juveniles, el bajo porcentaje de éxitos de cleptoparasitismo podría estar dado, en parte, por la falta de experiencia de los individuos en la estrategia de alimentación utilizada.

En este estudio encontramos que la ocurrencia de un evento de cleptoparasitismo estuvo explicada por el tamaño de la presa. La relación entre el tamaño de presas robadas y la ocurrencia de cleptoparasitismo podría ser explicada en cierta medida a la relación

existente entre el tamaño de la presa, el contenido energético de las mismas y los tiempos de manipuleo (Gaglio et al. 2018); presas de mayor tamaño (y mayor retorno energético) acarrearán tiempos de manipuleo más altos quedando mayor tiempo expuestas para ser detectadas por un cleptoparásito, además de proporcionar mayores beneficios energéticos (e.g., Brockmann y Barnard 1979, Amat 1990, García et al. 2008). Este resultado es similar a lo observado en otras especies de aves marinas como la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*), la Gaviota Reidora (*Chroicocephalus ridibundus*) y el Gaviotín Golondrina, entre otras (Steele y Hockey 1995, Ratcliffe et al. 1997, García et al. 2010, 2012, 2013, Gaglio et al. 2018).

En contraposición con lo hipotetizado, no se encontró una relación entre la ocurrencia de interacciones intraespecíficas y el tamaño de grupo, por lo que, el principal desencadenante, al menos para el caso del cleptoparasitismo, sería el tamaño de la presa en disputa. Este resultado podría ser explicado en función de lo reportado recientemente por Zumpano et al. (2021) donde observaron que con el aumento del tamaño de grupo los individuos de Gaviota de Olrog ajustan el tamaño de las presas capturadas como mecanismo de evitación de eventos de cleptoparasitismo entre congéneres.

Este estudio es el primero en analizar las interacciones intraespecíficas entre individuos de Gaviota de Olrog durante la alimentación en grupo a lo largo del periodo de invernada. Comprender el comportamiento de alimentación de la Gaviota de Olrog junto a las interacciones entre conoespecíficos que ocurren durante esta actividad es importante para conocer nuevos aspectos de la historia natural y generar información de base de una especie endémica amenazada. Futuras investigaciones deberían focalizarse en incrementar el número de muestras sobre individuos marcados de Gaviota de Olrog durante el periodo de invernada.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los revisores anónimos, quienes con sus comentarios y sugerencias ayudaron a mejorar la calidad del trabajo. Agradecemos a la Dra. Laura Zulaica por el mapa de la Figura 1. Este estudio contó con el apoyo institucional y el financiamiento provisto por la Universidad Nacional de Mar del Plata y la Agencia Nacional de Promoción de la

Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación Agencia I+D+i (PICT 2013-0711, IR M.F; PICT 2016-618, IR G.O.G). Para llevar adelante este trabajo se contó con el permiso de investigación correspondiente otorgados por el Organismo Provincial de Desarrollo Sostenible (OPDS) Disposición 203/2012 y el aval del Comité Institucional para el Cuidado y Uso de Animales de Laboratorio (CICUAL, UNMdP) OCA N° 229/2016.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- AGRESTI A (2002) *Categorical data analysis*. Second edition. Wiley, Nueva York.
- AMAT JA (1990) Food usurpation by waterfowl and waders. *Wildfowl* 41:107-116
- ANNORBAH NND Y HOLBECH LH (2012) Relative abundance, agonistic behaviour, and resource partitioning among three scavenging bird species in Ghana. *Malimbus* 34:1-8
- AZPIROZ AB, ALFARO M Y JIMÉNEZ S (2012) Lista Roja de las Aves del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Dirección Nacional de Medio Ambiente, Montevideo
- BARNARD CJ (1984) The evolution of food-scrounging strategies within and between species. Pp. 95-126 en: BARNARD CJ (ed) *Producers and Scroungers: Strategies of Exploitation and Parasitism*. Croom Helm, Londres
- BATES D, MÄCHLER M, BOLKER B Y WALKER S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* 67(1): 1-48
- BAUTISTA LM, ALONSO JC Y ALONSO JA (1998) Foraging site displacement in common crane flocks. *Animal Behaviour* 56:1237-1243
- BEAUCHAMP G (2017) Disentangling the various mechanisms that account for the decline in vigilance with group size. *Behavioural Processes* 136:59-63
- BEAUCHAMP G (2019) On how risk and group size interact to influence vigilance. *Biological Reviews* 94:1918-1934
- BERÓN MP, GARCÍA GO, LUPPI T Y FAVERO M (2011) Age-related prey selectivity and foraging efficiency of Olog's Gulls (*Larus atlanticus*) feeding on crabs in their non-breeding grounds. *Emu* 111:172-178
- BERTELLOTTI NM Y YORIO P (2000) Age-related feeding behaviour and foraging efficiency in Kelp Gulls *Larus dominicanus* attending coastal trawlers in Argentina. *Ardea* 88(2): 207-214
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021) Species factsheet: *Larus atlanticus* (URL <http://www.birdlife.org>)
- BOSCHI EE (1964) Los crustáceos decápodos Brachyura del litoral bonaerense (R. Argentina). *Boletín del Instituto de Biología Marina* 6:1-99
- BOWER KM (2003). When to use Fisher's exact test. *American Society for Quality, Six Sigma Forum Magazine* 2(4): 35-37.
- BROCKMANN HJ Y BARNARD CJ (1979) Kleptoparasitism in birds. *Animal behaviour* 27:487-514
- BURGER J (1988) Foraging behavior in gulls: differences in method, prey, and habitat. *Colonial Waterbirds* 9-23.
- BURGER J Y GOCHFELD M (1979) Age differences in Ring-billed Gull kleptoparasitism on Starlings. *The Auk* 96(4): 806-808.
- CASTANO M, BIONDI LM, ZUMPARO F, FAVERO M Y GARCÍA GO (2020) Behavioral responses to a novel feeding problem in the Olog's Gull *Larus atlanticus*. *Marine Ornithology* 48:149-155
- COPELLO S Y FAVERO M (2001) Foraging ecology of Olog's Gull *Larus atlanticus* in Mar Chiquita Lagoon (Buenos Aires, Argentina): are there age-related differences? *Bird Conservation International* 11:175-188
- CRAWLEY MJ (2007) *The R Book*. John Wiley and Sons, UK.
- DURIEZ O, HERMAN S Y SARRAZIN F (2012) Intra-specific competition in foraging Griffon Vultures *Gyps fulvus*: 2. The influence of supplementary feeding management. *Bird Study* 59:193-206
- ESCALANTE R (1966) Notes on the Uruguayan population of *Larus belcheri*. *The Condor* 68:507-510
- FASANO JL, HERNÁNDEZ MA, ISLA FI Y SCHNACK EJ (1982) Aspectos evolutivos y ambientales de la laguna Mar Chiquita (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Oceanológica Acta* 4:285-292
- FAVERO M (1996) Foraging ecology of Pale-Faced Shearwaters in colonies of southern Elephant Seals at King George Island, Antarctica. *Journal of Field Ornithology* 67:292-299
- FAVERO M, BACHMANN S, COPELLO S, MARIANO-JELICICH R, SILVA MP, GHYS M, KHATCHIKIAN CE Y MAUCO L (2001) Aves marinas de sudeste Bonaerense. Pp. 251-267 en: IRIBARNE O (ed) *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial Martín, Mar del Plata
- FLOWER TP Y GRIBBLE M (2012) Kleptoparasitism by attacks versus false alarm calls in fork-tailed drongos. *Animal Behaviour* 83:403-410
- FLOWER TP, CHILD MF Y RIDLEY AR (2013) The ecological economics of kleptoparasitism: pay-offs from self-foraging versus kleptoparasitism. *Journal of Animal Ecology* 82:245-255

- FURNES RW (1987) Kleptoparasitism in seabirds. Pp. 77-99 en: CROKALL JP (ed) *Seabirds: Feeding Biology and Role in Marine Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge
- GAGLIO D, SHERLEY RB, COOK TR, RYAN PG Y FLOWER T (2018) The costs of kleptoparasitism: a study of mixed-species seabird breeding colonies. *Behavioral Ecology* 29:939-947
- GARCÍA GO Y BIONDI LM (2011) Kleptoparasitism by the Caracara Chimango (*Milvago chimango*) on the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*) at Mar Chiquita Lagoon, Argentina. *Ornitología Neotropical* 22:453-457
- GARCÍA GO, BECKER PH Y FAVERO M (2011) Kleptoparasitism during courtship in *Sterna hirundo* and its relationship with female reproductive performance. *Journal of Ornithology* 152:103-110
- GARCÍA GO, BECKER PH Y FAVERO M (2013) Intraspecific kleptoparasitism improves chick growth and reproductive output in Common Terns (*Sterna hirundo*). *Ibis* 155:338-347
- GARCÍA GO, CASTANO MV, PAZ JA, PATERLINI CA, ZUMPARNO F, Y FAVERO M (2021) Hematologic metrics from olrog's gull (*Larus atlanticus*) during the nonbreeding season in Argentina. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 52:348-356
- GARCÍA GO, FAVERO M Y MARIANO-JELICICH R (2008) Red-gartered Coot *Fulica armillata* feeding on the grassid crab *Cyrtograpsus angulatus*: advantages and disadvantages of an unusual food resource. *Ibis* 150:110-114
- GARCÍA GO, FAVERO M Y VASSALLO AI (2010) Factors affecting kleptoparasitism by gulls in a multi-species seabird colony. *The Condor* 112:521-529
- GARCÍA GO, FAVERO M. Y VASSALLO AI (2012) Interspecific kleptoparasitism by Brown-headed Gulls (*Chroicocephalus maculipennis*) on two hosts with different foraging strategies: a comparative approach. *Emu* 112:227-233
- GARCÍA GO, NICOLLI AR, CASTANO MV, ZUMPARNO F, FAVERO M Y BIONDI LM (2019a) Evaluation of neophobia in a threatened seabird: Olrog's Gull (*Larus atlanticus*) as a case study. *Emu* 119:166-175
- GARCÍA GO, PATERLINI CA, CASTANO MV, NICOLLI AR, ZUMPARNO F Y FAVERO M (2019b) Serum biochemistry values for the olrog's gull (*Larus atlanticus*): a study based on free-living individuals. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 50:330-336
- GARCÍA GO, PATERLINI CA, FAVERO M, BECKER PH Y BOUWHUIS S (2020) Age-, sex- and tactic specific kleptoparasitic performance in a long-lived seabird. *Journal of Ornithology* 161:183-188
- GATTO A, QUINTANA F Y YORIO P (2008) Feeding behavior and habitat use in a waterbird assemblage at a marine wetland in coastal Patagonia, Argentina. *Waterbirds* 31(3): 463-471.
- GIRALDEAU LA Y CARACO T (2000) *Social Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton.
- GÓMEZ-TEJEDOR H Y DE LOPE F (1995) Cleptoparasitismo en la Gaviota Sombria (*Larus fuscus*): selección de víctimas y diferencias entre clases de edad. *Ardeola* 42: 77-81.
- GOSS-CUSTARD JD, CAYFORD JT Y LEA SG (1999) Vigilance during food handling by Oystercatchers *Haematopus ostralegus* reduces the chances of losing prey to kleptoparasites. *Ibis* 141:368-376
- HERRERA G, PUNTA G Y YORIO P (2005) Diet specialization of Olrog's Gull *Larus atlanticus* during the breeding season at Golfo San Jorge, Argentina. *Bird Conservation International* 15:89-97
- IRIBARNE O, BORTOLUS A Y BOTTO F (1997) Between-habitat differences in burrow characteristics and trophic modes in the southwestern Atlantic burrowing crab *Chasmagnathus granulata*. *Marine Ecology Progress Series* 155:137-145
- ISLA F (1997) Seasonal behaviour of Mar Chiquita tidal inlet in relation to adjacent beaches, Argentina. *Journal of Coastal Research* 13:1221-1232
- JOSENS ML, FAVERO M Y BO MS (2010) Foraging ecology of the Great grebe *Podiceps major* in Mar Chiquita lagoon (Buenos Aires, Argentina). *Ardeola* 57: 133-141
- KRAUSE J Y RUXTON GD (2002) *Living in groups*. Oxford University Press, Oxford.
- MARTIN P Y BATESON P (1993) *Measuring Behaviour, an Introductory Guide. Second Edition*. Cambridge University Press, Cambridge
- MAYDS Y AVES ARGENTINAS (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, Buenos Aires, Argentina. [Edición electrónica]
- MEDINA AL, TÁRANO Z Y LEVIN LE (2008) Caracterización de las posturas de amenaza en aves que compiten por el alimento. *Memorias del Instituto de Biología Experimental* 5: 173-176
- MILLER R, SCHIESTL M, WHITEN A, SCHWAB C Y BUGNYAR T (2014) Tolerance and social facilitation in the foraging behaviour of free-ranging crows (*Corvus corone corone*; *C. c. cornix*). *Ethology* 120:1248-1255
- PAREDES R Y INSLY SJ (2010) Sex-biased aggression and male-only care at sea in Brünnich's Guillemots *Uria lomvia* and Razorbills *Alca torda*. *Ibis* 152(1): 48-62.

- PUEHRINGER-STURMAYR V, STIEFEL T, KOTRSCHAL K, KLEINDORFER S Y FRIGERIO D (2021) Social interactions change with season and age in Northern Bald Ibis. *Journal of Ornithology* 162(1): 277-288.
- QUADRI-ADROGUÉ A, SECO PON JP, GARCÍA GO, CASTANO MV, COPELLO S, FAVERO M Y MIGLIORANZA KSB (2021) Chlorpyrifos and persistent organic pollutants in feathers of the near threatened Olog's Gull in southeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Environmental Pollution* 272:115918
- R CORE TEAM (2021) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna (URL <https://www.R-project.org/>)
- RATCLIFFE N, RICHARDSON D, SCOTT RL, BOND PJ, WESTLAKE C Y STENNETT S (1997) Host selection, attack rates and success rates for Black-headed Gull kleptoparasitism of terns. *Colonial Waterbirds* 20:227-234
- RAVASI MT, SECO PON JP, PAZ JA, FAVERO M, Y COPELLO S (2019). Use of winter habitat at an early age: spatial ecology and association with human activities of juvenile Olog's Gull *Larus atlanticus*. *Bird Conservation International* 29:575-585
- ROTHSCHILD M Y CLAY T (1952) *Fleas, Flukes and Cuckoos: A Study of Bird Ectoparasites*. Collins Son and Co. Ltd., Londres
- SHEALER DA, SPENDELOW JA, HATFIELD JS Y NISBET IC (2005) The adaptive significance of stealing in a marine bird and its relationship to parental quality. *Behavioral ecology* 16:371-376
- SIEGEL AF (1979) The noncentral chi-squared distribution with zero degrees of freedom and testing for uniformity. *Biometrika* 66(2): 381-386
- SPIVAK E, ANGER K, LUPPI T, BAS C Y ISMAEL D (1994) Distribution and habitat preferences of two grapsid crab species in Mar Chiquita Lagoon (Province of Buenos Aires, Argentina). *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 48:59-78
- STEELE WK Y HOCKEY PA (1995) Factors influencing rate and success of intraspecific kleptoparasitism among kelp gulls (*Larus dominicanus*). *The Auk* 112:847-859
- SUÁREZ N, RETANA MV Y YORIO P (2014) Effect of feeding technique and prey characteristics on the feeding rate of Olog's gulls (*Larus atlanticus*). *Waterbirds* 37(1): 79-87
- TOSCANO BJ, GOWNARIS NJ, HEERHARTZ SM Y MONACO CJ (2016) Personality, foraging behavior and specialization: integrating behavioral and food web ecology at the individual level. *Oecologia* 182(1): 55-69
- YORIO P (2020) Olog's Gull (*Larus atlanticus*), version 1.0. En: SCHULENBERG TS (ed) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Nueva York.
- ZUMPARNO F, CASTANO MV, FAVERO M Y GARCÍA GO (2021) Factors affecting the individual foraging behavior in a threatened seabird: Olog's Gull (*Larus atlanticus*) as a case study. *Canadian Journal of Zoology* 99:658-664



PINGÜINO DE MAGALLANES (*SPHENISCUS MAGELLANICUS*) EN LA COSTA NORTE DE ARGENTINA: ¿EVIDENCIAS DE UN SESGO SEXUAL EN AVES JUVENILES VARADAS?

JUAN PABLO SECO PON*, GERMÁN OSCAR GARCÍA

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata – CONICET, Rodríguez Peña 4046 Nivel 1, B7602GSD Mar del Plata, Argentina.

*secoPON@mdp.edu.ar

RESUMEN.- El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) se reproduce en las costas del sur de Sudamérica, con colonias en Chile y Argentina, incluyendo las Islas Malvinas. La especie exhibe movimientos migratorios estacionales durante el invierno, alcanzando regiones costeras de la provincia de Buenos Aires en Argentina, y también en Uruguay y el sur de Brasil. En Argentina, y durante dicho periodo, los aspectos vinculados a su ecología y las implicaciones para la biología de la conservación permanecen enigmáticos. En este estudio examinamos la ocurrencia de una proporción de sexos asimétrica entre los pingüinos juveniles varados en la costa norte de Argentina. En total, se analizaron 187 individuos (aproximadamente 46.5% sobre el total de aves, $n = 402$) a los cuales se les pudo determinar el sexo mediante observación directa de las gónadas a lo largo del periodo de estudio (temporadas estivales de 2017, 2018, 2019 y 2021). Nuestros hallazgos sugieren una proporción de sexos asimétrica con 64% de individuos hembras, lo que representa 1.83 hembras varadas para cada macho. Por otro lado, de este trabajo surge que los individuos juveniles varados en el sudeste bonaerense presentan diferencias en su biometría entre sexos (al menos en el largo de cabeza y el largo de ala). Este es el primer estudio que utiliza aves varadas para analizar la proporción de sexos en el Pingüino de Magallanes durante la temporada no reproductiva en Argentina.

PALABRAS CLAVE: *Argentina, aves marinas, migración, Pingüinos de Magallanes, provincia de Buenos Aires, varamientos.*

ABSTRACT.- MAGELLANIC PENGUIN (*SPHENISCUS MAGELLANICUS*) IN THE NORTHERN ARGENTINEAN COAST: EVIDENCE OF SEXUAL BIAS IN STRANDED JUVENILE BIRDS? The Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) breeds off the southern coasts of South America, with colonies in Chile and Argentina, including the Malvinas Islands. The species exhibits seasonal migration during winter, reaching the coasts of the province of Buenos Aires in Argentina, and also in Uruguay and southern Brazil. In Argentina, and during that season, aspects related to this species' ecology and the implications for conservation biology remain enigmatic. In this study, we examined the occurrence of an asymmetric sex ratio among juvenile penguins stranded on the northern coast of Argentina. In total, 187 individuals were analyzed (approximately 46.5% of the total number of birds, $n = 402$) whose sex was determined by direct observation of their gonads throughout the study period (summer seasons of 2017, 2018, 2019 and 2021). Our findings suggest an asymmetric sex ratio, with 64% female individuals, representing 1.83 stranded females for each male. On the other hand, our research shows that the juvenile individuals stranded on southeastern Buenos Aires present differences in their biometric measurements between sexes (at least in head length and wing length). The present study is the first to use stranded birds to analyze the sex ratio in the Magellanic Penguin during the non-breeding season in Argentina.

KEYWORDS: *Argentina, Magellanic Penguin, migration, Province of Buenos Aires, sea birds, strandings.*

Recibido: 22 de septiembre de 2021; Aceptado: 4 de marzo de 2022. Editora Asociada: Andrea Raya Rey

Las aves marinas son consideradas buenos indicadores del estado ambiental en ecosistemas acuáticos, en parte debido a que explotan extensas áreas geográficas y se alimentan en diferentes niveles tróficos (Einoder et al. 2009, Mallory et al. 2010). Por otro lado, y debido a sus particulares características de historia de vida (alta tasa de supervivencia de adultos, madurez tardía y longevidad), sus poblaciones tienden a ser susceptibles a actividades antrópicas como la pesca y la contaminación con residuos plásticos, metales pesados, contaminantes orgánicos persistentes e hidrocarburos (Montevecchi 2002,

Lewison et al. 2014). Actualmente, un tercio de las 346 especies de aves marinas conocidas presenta algún tipo de amenaza, y su población global ha sufrido una reducción del 70% entre 1950 y 2010 (Croxall et al. 2012). En este sentido, los relevamientos de aves marinas resultan una importante herramienta en el contexto de la conservación biológica (Thomas 1996, Mace y Baillie 2007).

El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) se reproduce en las costas del sur de Sudamérica, desde la Isla Algarrobo en Chile hasta la costa central

de la provincia de Río Negro en Argentina, incluyendo las Islas Malvinas (Schiavini et al. 2005, Boersma et al. 2015). En el litoral marítimo argentino se reproduce desde septiembre hasta abril en varias colonias entre 41°26' – 54°42' S. El tamaño poblacional de la especie en Argentina fue estimado en 950 000 parejas de individuos reproductores (Schiavini et al. 2005). Durante la etapa no reproductiva el Pingüino de Magallanes se distribuye hacia el norte, principalmente en regiones costeras de la provincia de Buenos Aires en Argentina, y también en Uruguay y el sur de Brasil, aunque algunos individuos procedentes de las colonias del norte o bien más australes, permanecen en el sur de Argentina (Stokes et al. 1998, 2014, Pütz et al. 2000, 2007, García Borboroglu et al. 2010, Boersma et al. 2015, Yamamoto et al. 2019, Barrionuevo et al. 2020). A lo largo del año, y principalmente durante el otoño e invierno, ejemplares de la especie son hallados varados con frecuencia en las costas de la provincia de Buenos Aires, incluyendo aves vivas y muertas (Korschenewski 1975, Narosky y Fiameni 1986, García y Gómez Laich 2007). La gran mayoría (> 95%) de los pingüinos varados en áreas de invernada de la costa de Patagonia Norte y otros sitios más alejados como Brasil son aves juveniles (Petry y Fonseca 2002, García Borboroglu et al. 2006, Pinto et al. 2007, García Borboroglu et al. 2010, Mäder et al. 2010, Scherer et al. 2011, Ramos da Silva et al. 2012, Vanstreels et al. 2013, Silva et al. 2015). De hecho, el Pingüino de Magallanes es el ave marina más frecuentemente rescatada viva y llevada a centros de rehabilitación en el litoral bonaerense (Rodríguez Heredia et al. 2008, García Borboroglu et al. 2010, Romero et al. 2015). No es de sorprender entonces que los esfuerzos por comprender el estado vital de la especie en la provincia de Buenos Aires se encuentren circunscriptos en la actualidad a la atención de la fauna marina afectada por la actividad humana y el consecuente monitoreo de su evolución en centros de rescate y/o rehabilitación (Rodríguez Heredia et al. 2008, García Borboroglu et al. 2010); en menor medida existen estudios centrados en pingüinos en ambientes silvestres (ver García et al. 2020).

Para los fines científicos, el término “varamiento” se utiliza comúnmente para un animal encontrado vivo o muerto (Geraci y Lounsbury 1993). Diversos factores pueden contribuir para que un pingüino vare, entre ellos el nivel de empetrolamiento, carga parasitaria, ingesta de residuos antropogénicos (principalmente plásticos), lesiones debido a la interacción con actividades antrópicas (principalmente pesca), cambios en la distribución y abundancia de

presas, nivel de experiencia según la clase de edad y anomalías climáticas (Petry y Fonseca 2002, García Borboroglu et al. 2006, Pinto et al. 2007, Bueno et al. 2010, Ramos da Silva et al. 2012, Stokes et al. 2014, Trathan et al. 2015). Factores como el estado reproductivo, la clase etaria, el sexo, el estado sanitario y condición física pueden influir el comportamiento de alimentación y de dispersión en pingüinos, lo cual puede afectar el patrón de dispersión y la supervivencia de los ejemplares (Forero et al. 2002, Walker y Boersma 2003, Raya Rey et al. 2012, Silva et al. 2014, Stokes et al. 2014, Boersma et al. 2015, Yamamoto et al. 2019, Gownaris et al. 2020). Existe además evidencia que indica cierta segregación sexual en el mar en aves marinas varadas (Hindwood y McGill 1955, Holmes 1981) y, para el Pingüino de Magallanes, se cuenta con información principalmente en el extremo norte de su distribución en el Atlántico Sudoccidental (Reis et al. 2011, Vanstreels et al. 2013, Tavares Nunes et al. 2015, Fogliarini et al. 2017).

Dependiendo de su estado de descomposición, los varamientos de estas aves (entre otros organismos marinos) constituyen una fuente de información importante que puede en algunas ocasiones incluso jugar un papel crucial en el marco de la conservación de especies amenazadas y los ambientes que estas habitan (Haman et al. 2013, Faria et al. 2014). Relevamientos de animales varados en las costas alrededor del mundo se vienen desarrollando desde mediados del siglo XX (Bull y Boeson 1961, Powlesland y Imber 1988, Heubeck 1995, Camphuysen y Heubeck 2001, entre otros). Estos tienen como objetivo establecer el patrón de los varamientos y sus causas, permitiendo demostrar cambios a largo plazo en la distribución y abundancia de diversas especies en el mar y evidenciar la proporción de aves con signos de interacción con actividades antrópicas. Debido a la falta de recursos económicos y a una dependencia casi exclusiva de voluntarios, el relevamiento de aves varadas ha estado sujeto a grandes variaciones espaciales y temporales (Camphuysen y Heubeck 1992, Seys et al. 2002). Más aún, la mayoría de estos estudios no incluyen información discriminada por sexo y clase etaria.

El sexado de aves varadas es un factor importante no solo en la gestión y el estudio tanto de animales silvestres como en cautiverio, sino también en estudios de migración que analizan los fenómenos de migración diferencial (i.e., fenologías migratorias sexo-específicas, rutas migratorias, áreas de invernada, uso diferencial del hábitat o comportamiento territorial) (Ellrich et al. 2010). En el extremo norte de

su distribución existe evidencia que indica un sesgo en el sexo de Pingüinos de Magallanes varados, donde las hembras frecuentemente superan en número a los machos en distintas regiones de la costa brasileña (Reis et al. 2011, Vanstreels et al. 2013, Tavares Nunes et al. 2015, Fogliarini et al. 2017). Este sesgo en el varamiento de hembras para el extremo norte de su distribución podría, en parte, ser explicado por una segregación espacial a nivel sexual en el espacio utilizado por la especie durante el periodo no reproductivo (ver Yamamoto et al. 2019). A pesar de la información disponible la información existente sobre los varamientos a lo largo de las costas de la provincia de Buenos Aires es escasa. Sobre la base de lo expuesto, y como parte de un estudio a largo plazo centrado en la ecología y estado sanitario del Pingüino de Magallanes durante su etapa no reproductiva, el objetivo principal en este estudio es informar sobre varamientos de la especie y reportar el sexo y medidas mor-

fométricas de aves varadas durante su migración en las costas bonaerenses.

MÉTODOS

Área de estudio

Durante las temporadas estivales de 2017 (entre febrero y abril), 2018 (entre febrero y marzo), 2019 (entre febrero y marzo) y 2019 (entre febrero y abril), se recorrieron caminando un total de 14 km de costa (durante cada temporada) en búsqueda de pingüinos varados a lo largo de la berma de tormenta de las playas, sobre un área de 40 km de longitud en la costa del sudeste bonaerense ($38^{\circ}02'54.77''S$, $57^{\circ}31'51.52''O$; $38^{\circ}16'10.13''S$, $57^{\circ}49'36.05''O$), Argentina (Fig. 1). El área está conformada por playas de bolsillo con dunas de arena, las cuales alternan con extensos intermareales de roca limo-lessoides;

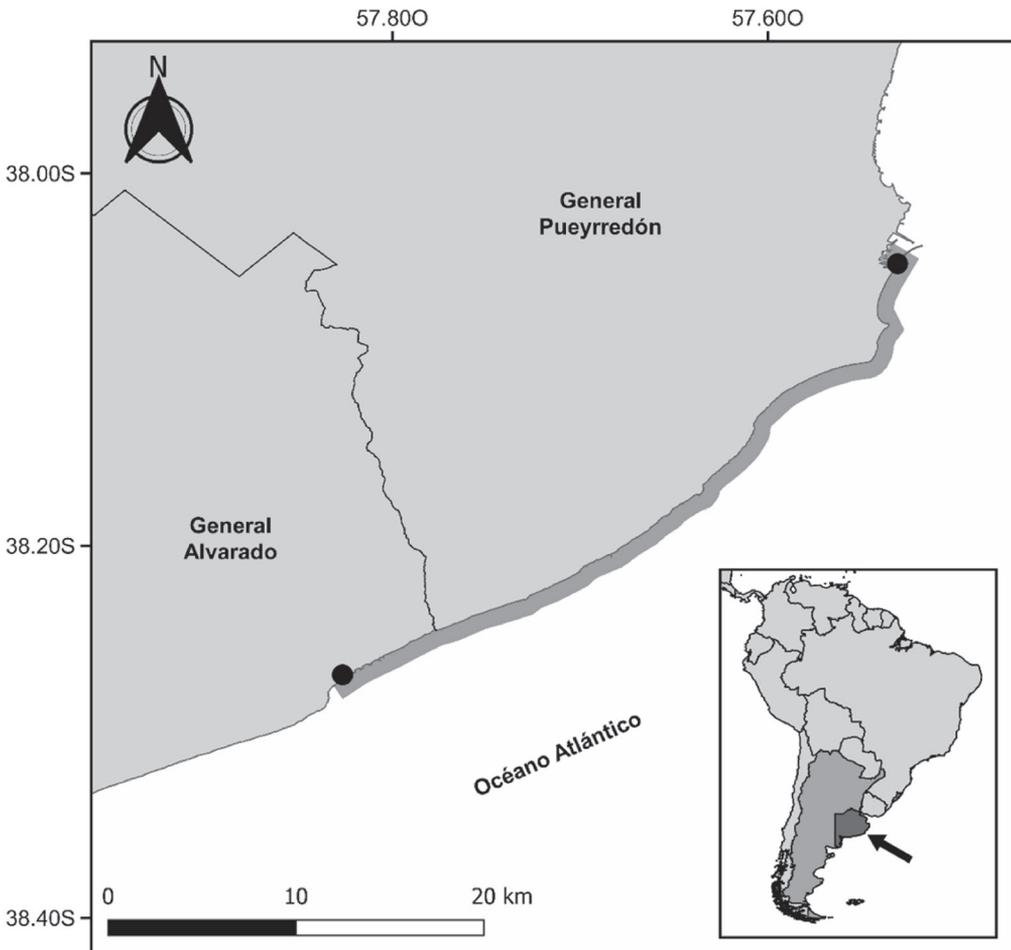


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio (demarcada entre círculos negros) en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina.

algunos de estos últimos se localizan entre acantilados (Isla 2006). La zona costera bajo estudio se encuentra bajo la influencia indirecta de la confluencia de las corrientes cálida de Brasil y templada de Malvinas. La mezcla de dichas corrientes en la región del Río de la Plata (~ 35°S) resulta en una zona altamente productiva que tiene importantes consecuencias biológicas, físicas y meteorológicas en su área de influencia (Acha et al. 2004). La deriva de la corriente litoral en el área de estudio es netamente de sur a norte, contribuyendo al continuo aporte de arena en las playas locales (Isla y Lasta 2006). El régimen de mareas es semidiurna con una amplitud de marea que varía desde aproximadamente 0.8 m hasta 1.6 m durante mareas excepcionales. La temperatura de la superficie del mar muestra una gran variación estacional (9°C en invierno y 20°C en verano) (Guerrero y Piola 1997). Los vientos dominantes son del sector este entre octubre y febrero y del sector norte entre abril y agosto y tienen una intensidad media anual del orden de los 12 km h⁻¹.

Colecta de datos

Los relevamientos fueron realizados de manera asistemática en todas las temporadas analizadas. Estos fueron complementados con el aporte de avisos por parte de la ciudadanía residente y visitante del área de muestreo, además del grupo de guardavidas que trabaja en dicha zona. Se registró información de pingüinos varados para un total de 79 días de las temporadas estivales analizadas; la misma fue variable a lo largo del periodo de estudio (2017: n = 39 días; 2018: n = 19; 2019: n = 8, 2021: n = 13). Los relevamientos fueron realizados por ambos autores siguiendo la línea dejada por la marea alta sobre la playa. Cada pingüino hallado fue registrado fotográficamente, cuantificado y, dependiendo si fue encontrado vivo o muerto, rescatado o removido de la playa para su posterior análisis en el laboratorio. En el caso de pingüinos hallados vivos, luego de su asistencia primaria (e.g., inspección visual y palpación de anormalidades) se realizaron las gestiones que permitieran derivar el animal al centro de rehabilitación más cercano dentro del marco de cooperación de la Red de Rescate de Fauna Marina del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible. Los pingüinos varados fueron clasificados en: (1) carcasas, i.e. hallados muertos y (2) hallados vivos. A su vez, la categoría "carcasa" fue sub-dividida de acuerdo a su condición general en: (i) muerte reciente, i.e. animal fresco, (ii) descomposición leve, i.e. órganos internos intactos, olor a putrefacción;

(iii) descomposición avanzada, i.e. desprendimiento de plumas/escamas, órganos internos indistinguibles, olor a putrefacción; (iv) descomposición muy avanzada, i.e. cuerpo del animal seco, se visualizan partes del esqueleto, lesiones post-mortem por autólisis, olor a putrefacción; y (v) huesos, i.e. restos óseos con y sin tegumento seco (adaptado de Geraci y Lounsbury 1993).

Se colectaron las siguientes medidas morfométricas de las carcasas: largo del ala (LA) (e.g., ala totalmente extendida) – medido con la ayuda de una regla graduada al centímetro más cercano; largo del pico (LP) (largo del culmen expuesto); alto del pico (AP) (medido verticalmente a la altura de las narinas); largo de la cabeza (LC) [longitud de la cabeza desde la parte posterior del cráneo en vista dorsal hasta la base del culmen expuesto (en la unión con el cráneo)] y largo dedo medio (DM) (incluyendo la uña) (e.g., pie totalmente extendido). Todas las medidas morfométricas (con excepción de LA) fueron medidas con la ayuda de calibres con precisión 1 mm. Se computó la masa corporal de las aves varadas con la ayuda de una balanza digital, precisión 1 g. Las medidas morfométricas fueron colectadas únicamente en animales hallados frescos y en descomposición leve (categorías *i* e *ii* respectivamente).

De manera de reducir las diferencias en la recolección de datos morfométricos entre los investigadores (Barrett et al. 1989, Hedd et al. 1998), la totalidad de las medidas fueron obtenidas por la misma persona (JPSP). Las clases etarias de los pingüinos, clasificadas en juvenil (≤ 1 año de edad) y adulto (> 1 año de edad), fueron estimadas sobre la base del plumaje (ver Williams y Boersma 1995). Se registró además si las aves se encontraban empetroladas (e.g., $>10\%$ del cuerpo cubierto por petróleo; ver Gandini et al. 1994) y si presentaban signos de depredación (e.g., mordeduras) y/o interacción con actividades antrópicas (e.g., enredos en artes de pesca, laceraciones, heridas de bala). Tanto los parámetros morfométricos como el nivel de empetrolamiento y el grado de depredación e interacción antrópica no pudieron ser evaluados en la totalidad de los pingüinos varados debido al grado variable de putrefacción o acumulación de arena en los individuos hallados.

El sexo de las aves fue determinado mediante la inspección visual de las gónadas durante las necropsias practicadas en el laboratorio. El número de aves para este fin fue variable a lo largo de las temporadas (2017: n = 93 individuos; 2018: n = 37;

2019: n = 9, 2021: n = 48). La selección de individuos fue de manera azarosa durante los monitoreos.

Análisis estadístico

La importancia de cada sexo en términos de número de individuos fue analizada para estimar la proporción, basada en la frecuencia de ocurrencia (FO%), mediante la relación entre el número de ejemplares perteneciente a cada sexo sobre el total de individuos examinados en cada temporada. Para analizar la proporción de sexos en los individuos analizados, dentro y entre temporadas, se utilizó una prueba de *Chi* cuadrado, asumiendo una proporción de sexos 1:1. Para analizar la variación en la biometría entre sexos de los individuos analizados, dentro y entre temporadas, se utilizó una prueba *t* de Student o su equivalente no paramétrico Mann-Whitney U test (Zar 1999). El nivel de significancia de los estadísticos utilizados en todos los análisis fue fijado en $\alpha = 0.05$. Los análisis se realizaron con el programa estadístico R, versión 4.0.5 (R Development Core Team 2021).

RESULTADOS

Se registró un total de 402 Pingüinos de Magallanes varados a lo largo del periodo de estudio (todos los años combinados). La gran mayoría de estas aves (97.01%) fueron registradas sin vida. De acuerdo a su plumaje, y con excepción de una única ave adulta (marzo de 2017), la totalidad de los pingüinos examinados correspondió a la clase de edad juvenil (n = 401). El número total de aves registradas fue variable a lo largo del periodo de estudio (2017: n = 279 aves; 2018: n = 59; 2019: n = 10 y 2021: n = 54).

Se registró la condición general del 100% de las carcasas encontradas. Unos pocos estados previamente considerados estuvieron representados, siendo encontrados la mayor cantidad de individuos (todos los años combinados) recientemente muertos (85.57%, n = 344), seguido en menor medida por animales en descomposición leve (8.45%, n = 34), y animales en descomposición avanzada y aquellos en descomposición muy avanzada (ambas categorías 2.98%, n = 12).

En relación al nivel de empetrolamiento o signos de depredación e interacción con actividades antrópica, ninguno de los individuos fue hallado con signos visibles de empetrolamiento, mientras que tan solo un ave juvenil fue registrada con un corte lineal de 2 cm de

largo en la pata izquierda, a la cual le faltaba el tercer dedo (19 de marzo de 2018). Este caso fue atribuido a interacciones de origen antropogénico debido a las características de las laceraciones registradas en el ave. Se encontró evidencia de depredación en un número bajo de ejemplares (0.75%, n = 3 individuos) a lo largo del periodo de estudio.

Los valores informados en las tablas y utilizados en los análisis de los parámetros morfométricos estuvieron basados en información obtenida de una sub-muestra de 187 individuos (46.52% sobre el total de aves) a los cuales se les pudo determinar el sexo mediante observación directa. La variación en los datos morfométricos colectados de las aves juveniles varadas a lo largo del periodo de estudio se detalla en la Tabla 1.

A lo largo de periodo analizado, trabajando con todos los datos combinados, se estimó una relación promedio de 1.83 hembras varadas para cada macho (64.4% de hembras y 35.6% de machos), indicando una relación sexual desviada hacia las hembras (ver Tabla 2). El análisis de la información reveló que, dependiendo de la temporada analizada, entre el 48.6 y 100 % de las aves juveniles varadas fueron identificadas como hembras (Tabla 2); se observó un sesgo en el varamiento de juveniles hembras para las temporadas 2019 y 2021 (ver Tabla 2).

La variación en los datos morfométricos de las aves juveniles de ambos sexos a lo largo de las diferentes temporadas de estudio se muestra en la Tabla 3. En términos generales, las diferentes variables morfométricas tomadas en individuos juveniles no variaron entre machos y hembras; sólo se encontró diferencias significativas entre machos y hembras juveniles para la medida del largo de cabeza y largo de ala (ver Tabla 4).

DISCUSIÓN

Aunque existen registros previos acerca del varamiento de aves marinas en las costas de la provincia de Buenos Aires, nuestros resultados refuerzan el hecho que las aguas del litoral marítimo del sudeste bonaerense representan una importante área de tránsito y/o alimentación para el Pingüino de Magallanes en Argentina. Uno de los primeros indicios acerca de la presencia de la especie en el área lo aportó Marelli (1933), mediante la colección y observación de aves

en la costa Atlántica del litoral bonaerense a principios de la década del 30'. Sin embargo, la especie aparece en el registro fósil al sur de la provincia de Buenos Aires desde mediados del Holoceno (Massigoge et al. 2015). Estudios más recientes indican que la especie es frecuentemente registrada varada en el sudeste bonaerense, particularmente durante la temporada estival (Narosky y Fiameni 1986). Asimismo, durante la temporada estival la especie se encuentra representada en el ensamble de aves marinas y costeras de Bahía de los Vientos, provincia de Buenos Aires (García y Gómez Laich 2007). Otros sectores donde la especie ha sido registrada en el sudeste bonaerense incluyen Playa Punta Mogotes, Puerto Comercial de Mar del Plata (Savigny y Favero 2005) y la Reserva de Mar Chiquita (Iribarne 2001). Cabe resaltar que durante el invierno el Pingüino de Magallanes es el ave marina más frecuentemente rescatada viva y llevada a centros de rehabilitación en la costa bonaerense (Rodríguez Heredia et al. 2008, García Borboroglu et al. 2010) y otras áreas en la región como la costa sur de Brasil (García Borboroglu et al. 2010, Ruoppolo et al. 2012). El Pingüino de Magallanes representa además la especie de ave marina que más comúnmente es registrada varada muerta en otras áreas costeras

del Atlántico Sudoccidental, incluyendo sectores de la costa de Uruguay (Gerzenstein 1965) y del sur de Brasil (Petry y Fonseca 2002, García Borboroglu et al. 2006, Mäder et al. 2010, Reis et al. 2011, Scherer et al. 2011, Ramos da Silva et al. 2012). El Pingüino de Magallanes, representa también la especie que más comúnmente es registrada varada muerta en áreas costeras del sudeste bonaerense, especialmente fuera de la temporada estival (Jorge 2016).

La información obtenida en este estudio a partir del relevamiento de aves varadas pone de manifiesto la prevalencia de aves juveniles entre los individuos analizados. Esta dominancia de aves juveniles en los relevamientos está en línea con estudios previos (Vanstreels et al. 2013, Jorge 2016) y podría estar, en parte, relacionado con la poca experiencia que presenta esta clase etaria en actividades como la búsqueda y captura de alimento. De hecho, son sabidas las diferencias ontogenéticas en los hábitos alimenticios de la especie (Forero et al. 2002, Pinto et al. 2007, Di Benedetto et al. 2015). Un estudio previo analizando el estado sanitario en individuos juveniles varados vivos en las playas del sudeste bonaerense evidencia el estado de inanición con el que los individuos son ha-

Tabla 1. Valores promedio (± 2 Errores Estándar) de medidas morfométricas colectadas en Pingüinos de Magallanes varados a lo largo del periodo analizado. LP = largo del pico, AP = alto del pico, LC = largo de la cabeza, LA = largo del ala, DM = largo del dedo medio, M = masa corporal. Los valores están expresados en centímetros, con excepción de la masa, la cual está expresada en gramos. Entre paréntesis se muestra el número total de individuos analizados. na = no analizado.

Temporada	LP (cm)	AP (cm)	LC (cm)	LA (cm)	DM (cm)	MC (gr)
2017	4.94 \pm 0.29 (93)	1.72 \pm 0.15 (92)	7.03 \pm 0.37 (91)	19.17 \pm 0.74 (93)	7.26 \pm 0.34 (93)	1852.02 \pm 330.25 (93)
2018	5.12 \pm 0.37 (37)	1.72 \pm 0.17 (37)	6.93 \pm 0.46 (37)	19.50 \pm 1.60 (37)	7.46 \pm 0.41 (37)	1711.95 \pm 465.27 (37)
2019	4.95 \pm 0.30 (9)	1.65 \pm 0.10 (9)	6.86 \pm 0.20 (9)	20.39 \pm 0.56 (9)	na	1710.56 \pm 197.55 (9)
2021	4.96 \pm 0.31 (44)	na	6.89 \pm 0.22 (45)	20.54 \pm 2.91 (45)	na	1844.06 \pm 374.94 (48)
Todas agrupadas	4.98\pm0.32 (183)	1.71\pm0.15 (138)	6.97\pm0.36 (182)	19.63\pm1.78 (184)	7.32\pm0.38 (130)	1815.45\pm369.59 (187)

Tabla 2. Número de pingüinos juveniles por sexo a lo largo del periodo analizado. Se muestra la magnitud de la variación en dicho parámetro dentro y entre estaciones. na = no analizado. Las variables significativas están resaltadas en negrita ($P < 0.05$).

Temporada	Individuos totales	Individuos hembras	Individuos machos	Relación hembra:macho	χ^2	P
2017	93	49	44	1.11	0.29	0.59
2018	37	18	19	0.95	0.08	0.78
2019	9	9	0	na	na	na
2021	48	45	3	15	76.74	<0.001
Todas agrupadas	187	121	66	1.83	16.18	<0.001

llados en la costa (García et al. 2020). Los individuos juveniles abandonan el nido entre febrero y marzo, y se sugiere que pasan por las costas bonaerenses junto con los adultos siguiendo los movimientos hacia el norte de su principal presa, la Anchoíta (*Engraulis anchoita*) (Stokes et al. 1998, Boersma et al. 2009). Debido a la amplia distribución en el Atlántico Sudoccidental y biomasa estimada (30 000 000 de toneladas), la Anchoíta representa uno de los recursos pesqueros pelágicos más importantes de la Plataforma Continental Argentina (Hansen et al. 2009), siendo además una presa clave para diversas especies de peces, mamíferos y aves marinas (Castello y Castello 2003, Silva Rodríguez et al. 2005, Mariano-Jelicich et al. 2011). Si bien existen pesquerías costeras y de altura tanto de Argentina como de Uruguay operando sobre el recurso anchoíta en ciertas épocas del año, la Anchoíta es considerada actualmente un recurso sub-explotado, con capturas que en Argentina promedian 20 730 toneladas año⁻¹ (periodo 2006-2016, SSPyA 2017). No obstante, un incremento en los volúmenes de captura de Anchoíta podría perjudicar al Pingüino de Magallanes (Skewgar et al. 2007). Información colectada por observadores a bordo del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero durante las operaciones de pesca de buques arrastreros pelágicos dirigidas al stock bonaerense de Anchoíta entre 2011 y 2013 revela un total de 12 pingüinos de Magallanes capturados accidentalmente (aproximadamente 10% del total de aves capturadas incidentalmente) (Paz et al. 2018), evidenciando esto último otro posible impacto que puede estar teniendo la industria pesquera sobre la especie bajo estudio.

Sobre la base de nuestras observaciones, existe además una predominancia de las hembras en comparación con los machos entre los individuos analizados, al menos en algunas de las temporadas estudiadas. Esto está en línea con diversos estudios desarrollados en las costas del sur de Brasil, donde son las hembras las que dominan el ensamble de pingüinos varados (Reis et al. 2011, Vanstreels et al. 2013, Tavares Nunes et al. 2015). En diversas localidades del Brasil tales como Rio Grande do Sul, Rio de Janeiro y Sergipe la proporción de hembras oscila entre 65 y 70%, y diversos estudios sugieren que este puede ser el patrón recurrente a lo largo de la costa de ese país (Reis et al. 2011, Vanstreels et al. 2013, Tavares Nunes et al. 2015). La mortalidad sesgada hacia individuos hembras ha contribuido a reducir la tasa de crecimiento de la población de la especie y a una proporción de sexos de adultos sesgada hacia los individuos machos al menos en la colonia de Punta

Tombo (Boersma et al. 2015, Gownaris et al. 2020). Además, esta segregación también se encuentra documentada en el ingreso de individuos a los distintos centros de rescate y/o rehabilitación en el extremo norte del rango de distribución de la especie en el Atlántico, particularmente en diversas localidades de Rio Grande do Sul (Vanstreels et al. 2011, 2013, Tavares Nunes et al. 2015), Rio de Janeiro y Sergipe (Reis et al. 2011), San Pablo y Espíritu Santo (Ramos da Silva et al. 2012). Este sesgo en el ingreso de individuos varados a las instalaciones mencionadas podría, en parte, estar relacionado con el hecho que los individuos hembras tienen hábitos más costeros que los individuos machos (Barrionuevo et al. 2020) y alcanzan latitudes menores (Yamamoto et al. 2019). Más allá de las diferencias encontradas por Yamamoto et al. (2019) en relación al uso del dominio subacuático entre machos y hembras que permitirían explicar el sesgo sexual en los varamientos a lo largo de las costas brasileras, la información disponible para la costa bonaerense no nos permite explicar el patrón de varamientos reportado. Diferentes estudios, instrumentando individuos adultos, reportan el uso de la costa bonaerense tanto por machos como hembras de la especie (Pütz et al. 2000, Yamamoto et al. 2019, Barrionuevo et al. 2020). Futuras investigaciones deberían priorizar la instrumentación con dispositivos activos (e.g., equipos de telemetría) de individuos juveniles en las colonias del norte de la Patagonia. Finalmente, y a pesar que diversos estudios basados en el análisis de isótopos estables de C y N sugieren la existencia de un uso diferencial de recursos durante la temporada invernal por parte de individuos adultos de ambos sexos, siendo los individuos machos quienes exhiben una gran diversidad de estrategias de alimentación y/o migratorias (e.g., Forero et al. 2002, Silva et al. 2014, Yorio et al. 2017), la información existente para individuos juveniles es realmente escasa y sesgada a aguas brasileras (ver Di Benedetto et al. 2015, Marques et al. 2018).

En cuanto a las evidencias de interacción con actividades humanas, hay que mencionar primero que no siempre es posible determinar la causa de la muerte de los animales; éstas pueden ser naturales o generadas por actividades antrópicas (Buehler et al. 2010). Es evidente que el Pingüino de Magallanes (entre otros grandes vertebrados marinos) se encuentra cada vez más amenazado por actividades de índole antropogénica, principalmente en las zonas costeras donde se alimentan (Boersma 1987, Jehl 1975, Knaus 1990, Tamini et al. 2002, Rodríguez Heredia et al. 2008, García Borboroglu et al. 2010, Brandão et al.

2011, Cardoso et al. 2011, Seco Pon et al. 2013). Cabe resaltar también que las principales amenazas para un gran número de estas especies son la pesca y la contaminación con residuos antropogénicos del tipo plástico, metales traza e hidrocarburos derivados de la explotación de petróleo (Gandini et al. 1994, Basti-

da et al. 2005, Thratan et al. 2015). Durante el presente estudio una muy baja frecuencia de aves juveniles presentó evidencia de signos de depredación y/o interacción con actividades como la pesca. El alto grado de descomposición de los animales hallados puede estar relacionado con la exposición de las carcasas o

Tabla 3. Valores promedio (± 2 Errores Estándar) de medidas morfométricas colectadas en aves varadas discriminadas por sexo a lo largo del periodo analizado. LP = largo del pico, AP = alto del pico, LC = largo de la cabeza, LA = largo del ala, DM = largo del dedo medio, M = masa corporal. H = individuos hembra, M = individuos macho. Los valores están expresados en centímetros, con excepción de la masa, la cual está expresada en gramos. Entre paréntesis se muestra el número total de individuos analizados. na = no analizado.

Temporada	LP (cm)		AP (cm)	
	H	M	H	M
2017	4.93 \pm 0.26 (49)	4.95 \pm 0.32 (44)	1.72 \pm 0.12 (49)	1.72 \pm 0.18 (42)
2018	5.07 \pm 0.39 (18)	5.16 \pm 0.37 (19)	1.71 \pm 0.16 (18)	1.73 \pm 0.19 (19)
2019	4.95 \pm 0.30 (9)	na	1.65 \pm 0.10 (9)	na
2021	4.95 \pm 0.30 (41)	5.17 \pm 0.47 (3)	na	na
Todas agrupadas	4.96 \pm 0.30 (120)	5.02 \pm 0.35 (63)	1.71 \pm 0.13 (76)	1.72 \pm 0.18 (61)

Temporada	LC (cm)		LA (cm)	
	H	M	H	M
2017	7.00 \pm 0.38 (48)	7.08 \pm 0.36 (41)	19.10 \pm 0.69 (49)	19.26 \pm 0.80 (44)
2018	6.92 \pm 0.51 (18)	6.93 \pm 0.43 (19)	19.71 \pm 0.86 (18)	19.31 \pm 2.08 (19)
2019	6.86 \pm 0.20 (9)	na	20.39 \pm 0.56 (9)	na
2021	6.89 \pm 0.22 (42)	6.93 \pm 0.38 (3)	20.94 \pm 0.77 (42)	14.93 \pm 11.12 (3)
Todas agrupadas	6.94 \pm 0.35 (120)	7.03 \pm 0.38 (63)	19.95 \pm 1.10 (121)	19.07 \pm 2.50 (66)

Temporada	DM (cm)		MC (gr)	
	H	M	H	M
2017	7.24 \pm 0.32 (49)	7.28 \pm 0.37 (44)	1843.67 \pm 240.65 (49)	1861.32 \pm 410.55 (44)
2018	7.62 \pm 0.41 (18)	7.32 \pm 0.37 (19)	1640.00 \pm 373.88 (37)	1780.11 \pm 539.31 (37)
2019	na	na	1710.56 \pm 197.55 (9)	na
2021	na	na	1834.56 \pm 368.15 (45)	1986.67 \pm 537.97 (3)
Todas agrupadas	7.35 \pm 0.38 (67)	7.29 \pm 0.37 (63)	1800.08 \pm 317.70 (121)	1843.64 \pm 450.88 (66)

Tabla 4. Comparaciones estadísticas de las medidas morfométricas colectadas en 121 hembras y 66 machos varados. LP = largo del pico, AP = alto del pico, LC = largo de la cabeza, LA = largo del ala, DM = largo del dedo medio, M = masa corporal. Las variables significativas ($P < 0.05$) están resaltadas en negrita.

Variable morfométrica	t-test		Mann-Whitney U	
	t	P	U	P
LP (cm)	-1.307	0.193		
AP (cm)			2124.0	0.398
LC (cm)			2903.5	0.019
LA (cm)			2824.5	0.002
DM (cm)	0.871	0.385		
MC (g)			3502.5	0.166

ejemplares moribundos a las aves carrñeras [como por ejemplo el Chimango (*Milvago chimango*), la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) o el Petrel Gigante del Sur (*Macronectes giganteus*); autores, obs. pers.], como a otros animales, que pueden acelerar el proceso de descomposición, o al tiempo que llevan muertos los animales antes de varar, entre otros factores.

De este trabajo surge que los individuos juveniles varados en el sudeste bonaerense presentan diferencias en su biometría entre sexos, al menos en el largo de la cabeza y en el largo del ala. Diversos autores sugieren que los Pingüinos de Magallanes juveniles machos son más grandes que los individuos hembras, al menos en las dimensiones del pico y de la pata, y presentan además mayor masa corporal (Scolaro 1987, Vanstreels et al. 2011, Barrionuevo et al. 2020). De hecho, otros estudios indican que los individuos juveniles machos de diversas especies de pingüinos presentan dimensiones corporales mayores que los individuos hembras (Poisbleau et al. 2010, Polito et al. 2012). Nuestras observaciones en cuanto a diferencias en la biometría de individuos juveniles coinciden con lo reportado por otros autores (Scolaro 1987, Vanstreels et al. 2011, Barrionuevo et al. 2020). Sería importante encontrar un patrón en el tamaño corporal de individuos juveniles varados en otras áreas de su distribución no reproductiva en territorio bonaerense de manera de corroborar los resultados aquí presentados.

El hallazgo de aves varadas (entre otros taxones) en las costas es un fenómeno que ocurre regularmente (Heubeck 1987, Bodkin y Jameson 1991, Roletto et al. 2003, Haman et al. 2013). Sin embargo, es notable la escasa información existente en relación al relevamiento sistemático de animales varados en la costa argentina, encontrándose la misma casi exclusivamente circunscripta a sectores costeros cercanos a centros urbanos con gran concentración antrópica, o bien orientada

a ciertos grupos faunísticos (e.g., Programa Regional de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas de la Argentina - PRICTMA). Además, son escasos los ejemplos de programas de relevamiento sistemático de animales varados a largo plazo en la Argentina (sin embargo, ver Proyecto Aves y Mamíferos Australes – Museo Acatushun). Cabe resaltar que la mayoría de los relevamientos de animales varados son llevados a cabo por grupos de investigación que estudian una o algunas especies de grandes vertebrados marinos. La recolección sistemática de datos sobre aves varadas, en conjunto con los esfuerzos por comprender el estado sanitario de las especies son clave para entender los efectos asociados al sexo y a la condición individual (entre otros factores) en el varamiento y dispersión del Pingüino de Magallanes a lo largo del litoral marítimo bonaerense. De esta manera, la recolección sistemática de datos es una herramienta que da pautas para evaluar el estado de conservación de las especies que se encuentran vulnerables o en peligro de extinción.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Asociación de Naturalistas Gese-linos, al Programa Regional de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas de Argentina, el Sindicato de Guardavidas MdP, y la Unión de Guardavidas Agremiados. Los autores agradecen a quienes reportaron el varamiento de pingüinos (turistas, guardavidas, y vecinos de las playas del sur de Mar del Plata). Agradecemos al Lic. Maximiliano Hernandez (Argentina) por el mapa de la Figura 1. Los autores agradecen las sugerencias y comentarios del Editor y dos revisores que contribuyeron a mejorar una versión preliminar del manuscrito. Este trabajo contó con el apoyo institucional y el financiamiento provisto por la Universidad Nacional de Mar del Plata y la Agencia Nacional de Pro-

moción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación Agencia I+D+i (PICT 2013-0711 a M.F. y PICT 2015-0262 a J.P.S.P). Para llevar adelante este estudio se contó con los permisos de investigación correspondiente otorgado por el Ministerio de Agroindustria de la Provincia de Buenos Aires, a través de la Dirección de Flora y Fauna, Disposiciones N° 9/2016 y N° 22500-37900/2017 y del Comité Institucional de Cuidado y Uso de Animales de Laboratorio (CICUAL), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Resolución de Decanato N° 344/2016.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ACHA ME, MIANZAN HW, GUERRERO RA, FAVERO M Y BAVA J (2004) Marine fronts at the continental shelves of austral South America: Physical and ecological processes. *Journal of Marine Systems* 44:83–105
- BARRETT RT, PETERZ M, FURNESS RW Y DURINCK J (1989) The variability of biometric measurements. *Ringing Migration* 10:13–16
- BARRIONUEVO M, CIANCIO J, STEINFURTH A Y FRERE E (2020) Geolocation and stable isotopes indicate habitat segregation between sexes in Magellanic penguins during the winter dispersion. *Journal of Avian Biology* 51:e02325
- BASTIDA R, RODRIGUEZ D, SCARLATTO N Y FAVERO M (2005) Marine biodiversity of the south-western Atlantic Ocean and main environmental problems of the region. Pp. 172–207 en: MIYAZAKI N, ADEEL Z Y OHWADA K (eds) *Mankind and the Oceans*. United Nations University Press, New York
- BOERSMA PD (1987) Penguins oiled in Argentina. *Science* 236:135
- BOERSMA PD, GARCÍA BORBOROBLU P, FRERE E, GODOY REYES C, KANE O, POZZI LM, PÜTZ K, RAYA REY A, REBSTOCK GA, SIMEONE A, SMITH J, VAN BUREN A Y YORIO P (2015) Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*). Pp. 253–285 en: BOERSMA PD, GARCÍA BORBOROGLU P (eds) *Pingüinos: historial natural y conservación*. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires
- BOERSMA PD, REBSTOCK GA, FRERE E Y MOORE SE (2009) Following the fish: penguins and productivity in the South Atlantic. *Ecological Monographs* 79:59–76
- BRANDÃO ML, BRAGA KM Y LUQUE JL (2011) Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. *Marine Pollution Bulletin* 62:2246–2249
- BUEHLER DM, BUGONI L, DORRESTEIN GM, GONZÁLEZ PM, PEIREIRA-JUNIOR J, PROENÇA L, SERRANO I. DE L, BAKER AJ Y PIERSMA T (2010). Local mortality events in migrating sandpipers (*Calidris*) at a staging site in southern Brazil. *Wader Study Group Bulletin* 117:150–156
- BUENO MG, LOPEZ RPG, DE MENEZES RMT, DE JESUS COSTA-NASCIMENTO M, DE CASTRO LIMA GFM, DE SOUSA ARAÚJO RA Y KIRCHGATTER K (2010) Identification of *Plasmodium relictum* causing mortality in penguins (*Spheniscus magellanicus*) from São Paulo Zoo, Brazil. *Veterinary Parasitology* 173:123–127
- BULL PC Y BOESON BW (1961) Preliminary analysis of records of storm-killed seabirds from New Zealand, 1939–59. *Notornis* 9:185–199
- CAMPHUYSEN CJ Y HEUBECK M (1992) European beached bird survey schemes. *Seabird Group Newsletter* 62:3–5
- CAMPHUYSEN CJ Y HEUBECK M (2001) Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution* 112:443–461
- CARDOSO LG, BUGONI L, MANCINI PL Y HAIMOVICI M (2011) Gillnet fisheries as a major mortality factor of Magellanic penguins in wintering areas. *Marine Pollution Bulletin* 62:840–844
- CASTELLO L Y CASTELLO JP (2003) Anchovy stocks (*Engraulis anchoita*) and larval growth in the SW Atlantic. *Fisheries Research* 59:409–421
- CROXALL JP, BUTCHART SHM, LASCELLES B, STATTERSFIELD AJ, SULLIVAN B, SYMES A Y TAYLOR P (2012) Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22:1–34
- DI BENEDETTO APN, SANTOS RA, ROSA KR Y SICILIANO S (2015) Magellanic penguins: stomach contents and isotopic profiles to assess the feeding demands of juveniles in a wintering area off Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 95:423–430
- EINODER LD (2009) A review of the use of seabirds as indicators in fisheries and ecosystem management. *Fisheries Research* 95:6–13
- ELLRICH H, SALEWSKI V Y FIEDLE W (2010) Morphological sexing of passerines: not valid over larger geographical scales. *Journal of Ornithology* 151:449–458
- FARIA FZ, TORMA BURGUEÑO LE, DOS SANTOS WEBER F, DE SOUZA FJ Y BUGONI L (2014) Unusual mass stranding of Atlantic Yellow-nosed Albatross (*Thalassarche chlororhynchos*), petrels and shearwaters in southern Brazil. *Waterbirds* 37:446–450
- FORERO MG, HOBSON KA, BORTOLOTTI GR, DONÁZAR JA, BERTELLOTTI M Y BLANCO G (2002) Food resource utilisation by Magellanic penguin evaluated through stable isotope analysis: segregation by sex and age and influence of offspring quality. *Marine Ecology Progress Series* 234:289–299

- FOGLIARINI CO, BUGONI L, HAIMOVICI M, SECCHI ER Y CARDOSO LG (2017) High mortality of adult female Magellanic penguins by gillnet fisheries in southern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Research* 29:1657–1664
- GANDINI P, BOERSMA PD, FRERE E, GANDINI M, HOLIK T Y LICHTSCHEIN V (1994) Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) affected by chronic petroleum pollution along coast of Chubut, Argentina. *The Auk* 111:20–27
- GARCÍA BORBOROGLU P, BOERSMA PD, RUOPPOLO V, REYES L, REBSTOCK GA, GRIOT K Y DA SILVA RP (2006) Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 52:193–198
- GARCÍA BORBOROGLU P, BOERSMA PD, RUOPPOLO V, SILVA-FILHO RP, ADORNES AC, CONTE-SENA D, VELOZO R, KOLESNIKOVAS CM, DUTRA G, MARACINI P, NASCIMENTO CC, RAMOS JÚNIOR V, BARBOSA L Y SERRA S (2010) Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin* 60:1652–1657
- GARCÍA GO Y GÓMEZ LAICH A (2007) Abundancia y riqueza específica en un ensamble de aves marinas y costeras del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 22:9–16
- GARCÍA GO, PATERLINI CA, HERNANDEZ MM, BEHOTAS RT, FAVERO M Y SECO PON JP (2020) Hematology and plasma chemistry values in beached Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) in northern Argentina during the nonbreeding season. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 50:927–936
- GERACI JY Y LOUNSBURY VJ (1993) *Marine mammals ashore: A field guide for strandings*. Texas A&M Sea Grant Publication, Texas
- GERZENSTEIN E (1965) Aves de la costa marítima y orilla fluvial del Uruguay. *El Hornero* 10:235–246
- GOWNARIS N, GARCÍA BORBOROGLU P Y BOERSMA PD (2020) Sex ratio is variable and increasingly male biased at two colonies of Magellanic Penguins. *Ecology* 101:e20939
- GUERRERO RA Y PIOLA AR (1997) Masas de agua en la Plataforma Continental. Pp. 107–118 en: Boschi EE (ed) *El Mar Argentino y sus Recursos Pesqueros*. Publicaciones Especiales INIDEP, Mar del Plata
- HAMAN KH, NORTON TM, RONCONI RA, NEMETH NM, THOMAS AC, COURCHESNE SJ, SEGARS A Y KEEL MK (2013) Great shearwater (*Puffinus gravis*) mortality events along the eastern coast of the United States. *Journal of Wildlife Diseases* 49:235–245
- HANSEN JE, BURATTI CC Y GARCIARENA AD (2009) Estado de la población de anchoíta (*Engraulis anchoita*) al sur del 41°S y estimación de capturas biológicamente aceptables en el año 2009. Informe Técnico Oficial INIDEP 11/09. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata
- HEDD A, GALES R Y BROTHERS N (1998) Reliability of morphometric measures for determining the sex of adult and fledging shy albatrosses, *Diomedea cauta cauta*, in Australia. *Wildlife Research* 25:69–79
- HEUBECK M (1987) The Shetland Beached Bird Survey, 1979–1986. *Bird Study* 34:97–106
- HEUBECK M (1995) Shetland beached bird surveys: national and European context. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 103B:165–179
- HINDWOOD KA Y MCGILL AR (1955) Sea-bird mortality in coastal New South Wales during July, 1954. *Emu* 55:148–156
- HOLMES O (1981) Unequal sex ratios among seabirds found beach-washed. *Emu* 81:44–47
- IRIBARNE O (ed) (2001) *Reserva de Biosfera Mar Chiquita: Características físicas, biológicas y ecológicas*. Editorial San Martín, Mar del Plata
- ISLA FI (2006) Erosión y defensa costeras. Pp. 125–147 en: Isla FI, Lasta CA (eds) *Manual de Manejo Costero para la Provincia de Buenos Aires*. Editorial Universitaria de Mar del Plata, Mar del Plata
- ISLA FI, LASTA CA (eds) (2006) *Manual de Manejo Costero para la Provincia de Buenos Aires*. Editorial Universitaria de Mar del Plata, Mar del Plata
- JEHL JRJ (1975) Mortality of Magellanic Penguins in Argentina. *The Auk* 92:592–598
- JORGE DM (2016) *Ocurrencia y diversidad de grandes vertebrados marinos varados en playas del Partido de Villa Gesell, provincia de Buenos Aires*. Tesis de Grado. Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata
- KNAUS RM (1990) Estimates of oil-soaked carcasses of the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) on the eastern shore of Península de Valdés, Chubut Province, Argentina. *El Hornero* 13:171–173
- KORSCHENEWSKI P (1975) Contribución al estudio del Pingüino Común o Magallánico (*Spheniscus magellanicus*). *El Hornero* 11:320–321
- LEWISON RL, CROWDER LB, WALLACE BP, MOORE JE, COX T, ZYDELIS R, McDONALD S, DiMATTEO A, DUNN DC, KOT CY, BJORKLAND R, KELEZ S, SOYKAN C, STEWARTD KR, SIMS M, BOUSTANY A, READ AJ, HALPIN P, NICHOLS WJ Y SAFINA C (2014) Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:5271–5276
- MACE GM Y BAILLIE JE (2007) The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology* 21:1406–1413
- MÄDER A, SANDER M Y CASA JR G (2010) Ciclo sazonal de mortalidade do pinguim-de-magallães, *Spheniscus magellanicus*, influenciado por fatores antrópicas e

- climáticas na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18:228–233
- MALLORY ML, ROBINSON SA, HEBERT CE Y FORBES MR (2010) Seabirds as indicators of aquatic ecosystem conditions: a case for gathering multiple proxies of seabird health. *Marine Pollution Bulletin* 60:7–12
- MARELLI CA (1933) Aves observadas en el sur de la provincia de Buenos Aires. *El Hornero* 5:193–199
- MARIANO-JELICICH R, SILVA RODRÍGUEZ MP, COPELLO S, SECO PON JP, BERÓN MP, MAUCO L, GHYS M Y FAVERO M (2011) Monitoring the diet of the South American Tern: the Argentine Anchovy as key prey in nonbreeding grounds. *Emu* 111:292–296
- MARQUES FP, CARDOSO LG, HAIMOVICI M Y BUGONI L (2018) Trophic ecology of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) during the non-breeding period. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 210:109–112
- MASSIGOGUE A, RAFUSE DJ, ÁLVAREZ MC, GONZÁLEZ ME, GUTIÉRREZ MA, KAUFMANN CA Y SCHEIFLER NA (2015) Beached penguins on the Atlantic Coast in the Pampas region of Argentina: Taphonomic analysis and implications for the archaeological record. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 436:85–95
- MONTEVECCHI WA (2002) Interactions between fisheries and seabirds. Pp. 527–557 en: Schreiber EA, Burger J (eds) *Biology of marine birds*. Editorial CRC Press, Boca Raton
- NAROSKY S Y FIAMENI MA (1986) Aves pelágicas en Costa Bonita, Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 12:281–285
- PAZ J, SECO PON JP, FAVERO M, BLANCO G Y COPELLO S (2018) Seabird interactions and bycatch in the anchovy pelagic trawl fishery operating in northern Argentina. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Research* 29:1–11
- PETRY MV Y FONSECA VDS (2002) Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Ornitologia Neotropical* 13:137–142
- PINTO MBL, SICILIANO S Y DI BENEDITTO APM (2007) Stomach contents of the Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus* from the northern distribution limit on the Atlantic coast of Brazil. *Marine Ornithology* 35:77–78
- POISBLEAU M, DEMONGIN L, VAN NOORDWIJK HJ, STRANGE IJ Y QUILLFELDT P (2010) Sexual dimorphism and use of morphological measurements to sex adults, immatures and chicks of Rockhopper Penguins. *Ardea* 98:217–224
- POLITO MJ, CLUCAS GV, HART T Y TRIVELPIECE WZ (2012) A simplified method of determining the sex of *Pygoscelis* penguins using bill measurements. *Marine Ornithology* 40:89–94
- POWLESLAND RG Y IMBER MJ (1988) OSNZ Beach Patrol Scheme: information and instructions. *Notornis* 35:143–153
- PÜTZ K, INGHAM RJ Y SMITH JG (2000) Satellite tracking of the winter migration of Magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus* breeding in the Falkland Islands. *Ibis* 142:614–622
- PÜTZ K, SCHIAVINI A, RAYA REY A Y LÜTHI BH (2007) Winter migration of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the southernmost distributional range. *Marine Biology* 152:1227–1235
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2021) The R Project for Statistical Computing. From The Cran Project (2021). Disponible en: <http://www.r-project.org/>.
- RAMOS DA SILVA R, PEREIRA J, TANAJURA CAS, LENTINI CAD, CIRANO M, DEE BOERSMA P Y RODRIGUES RR (2012) Occurrence of Magellanic Penguins along the Northeast Brazilian coast during 2008 austral winter. *The Scientific World Journal* ID 686184
- RAYA REY AR, PÜTZ K, SCIOSCIA G, LUTHI B Y SCHIAVINI A (2012) Sexual differences in the foraging behaviour of Magellanic Penguins related to stage of breeding. *Emu* 112:90–96
- REIS EC, AIRES RM, MOURA JF, MATIAS CAR, TAVARES M, OTT PH, SICILIANO S Y LÔBO-HAJDU G (2011) Molecular sexing of unusually large numbers of *Spheniscus magellanicus* (Spheniscidae) washed ashore along the Brazilian coast in 2008. *Genetics and Molecular Research* 10:3731–3737
- RODRÍGUEZ HEREDIA SA, ALVAREZ KC Y LOUREIRO JD (2008) *Aves marinas empetroladas: guía práctica para su atención y manejo de aves empetroladas*. Primera edición. Fundación Mundo Marino
- ROLETTO J, MORTENSON K, HARRALD I, HALL J Y GRELLA L (2003) Beached bird surveys and chronic oil pollution in Central California. *Marine Ornithology* 31:21–28
- ROMERO MB, POLIZZI P, CHIODI L, ROBLES A, RODRÍGUEZ HEREDIA S Y GERPE M (2015) Metalotioneínas y peroxidación lipídica como marcadores para determinar el estado de salud del Pingüino Magallánico crónicamente empetrolado en Argentina. *Acta Toxicológica Argentina* 23:15–24
- RUOPPOLO V, VANSTREELS RET, WOEHLER EJ, RODRÍGUEZ HEREDIA SA, ADORNES AC, SILVA-FILHO RP, MATUS R, POLESCHI C, GRIOT K, MIYAJI KOLESNIKOVAS CK Y SERAFINI P (2012) Survival and movements of Magellanic penguins rehabilitated from oil fouling along the coast of South America, 2000–2010. *Marine Pollution Bulletin* 64:1309–1317
- SAVIGNY C Y FAVERO M (2005) Playa Punta Mogotes y Puerto de Mar del Plata. Pp. 50–51 en: Di Giacomo AS (ed) *Áreas importantes para la conservación de aves*

- en Argentina: Sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Aves Argentinas/AOP, Buenos Aires
- SCHERER JFM, SCHERER AL Y PETRY MV (2011) A survey of beachcast seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19:505–513
- SCHIAVINI A, YORIO P, GANDINI PA, RAYA REY A Y DEE BOERSMA P (2005) Los pingüinos de las costas argentinas: estado poblacional y conservación. *El Hornero* 20:5–23
- SCOLARO JA (1987) Sexing fledglings and yearlings of Magellanic Penguins by discriminant analysis of morphometric measurements. *Colonial Waterbirds* 10:50–54
- SECO PON JP, COPELLO S, MORETINI A, LÉRTORA HP, BRUNO I, BASTIDA J, MAUCO L Y FAVERO M (2013) Seabird and marine-mammal attendance and by-catch in semi-industrial trawl fisheries in near-shore waters of northern Argentina. *Marine and Freshwater Research* 64:237–248
- SEYS J, OFFRINGA H, MEIRE P, VAN WAEYENBERGE A Y KULJEN E (2002) Long-term changes in oil pollution off the Belgian coast: evidence from beach bird monitoring. *Belgian Journal of Zoology* 132:111–118
- SILVA L, SAPORIT F, VALES D, TAVARES M, GANDINI P, CRESPO EA Y CARDONA (2014) Differences in diet composition and foraging patterns between sexes of the Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) during the non-breeding period as revealed by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in feathers and bone. *Marine Biology* 161:1195–1206
- SILVA AL, SILES L, CARDONA L, TAVARES E, CRESPO E Y GANDINI P (2015) Diferencias estacionales en la dieta de individuos juveniles del Pingüino Patagónico (*Spheniscus magellanicus*) reveladas en base al análisis de isótopos estables en uñas. *El Hornero* 30:45–54
- SILVA RODRÍGUEZ MP, FAVERO M, BERÓN MP, MARIANO-JELICICH R Y MAUCO L (2005) Ecología y conservación de aves marinas que utilizan el litoral bonaerense como área de invernada. *El Hornero* 20:111–130
- SKEWGAR E, BOERSMA P, HARRIS G Y CAILLE G (2007) Anchovy fishery threat to Patagonian ecosystem. *Science* 315:45
- STOKES D, BOERSMA D Y DAVIES L (1998) Satellite tracking of Magellanic penguin migration. *The Condor* 100:376–378
- STOKES DL, DEE BOERSMA P, LOPEZ DE CASENAVE J & GARCÍA BORBOROGLU P (2014) Conservation of migratory Magellanic penguins requires marine zoning. *Biological Conservation* 170: 151-161
- SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA (SSPyA) (2017) Pesca marítima. http://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/pesca_maritima/desembarques/
- TAMINI LL, PEREZ JE, CHIARAMONTE GE Y CAPPOZZO HL (2002) Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* and fish as bycatch in the cornalito *Sorgentinia incisa* fishery at Puerto Quequén, Argentina. *Atlantic Sea-birds* 4:109–114
- TAVARES NUNES G, DA ROSA LEAL G, DA SILVA BARRETO J, MÁDER A, OCHOTORENA DE FREITAS TR, DIAS LOPES D Y FERNÁNDEZ GP (2015) Razão sexual assimétrica entre carcaças de *Spheniscus magellanicus* na costa norte do Rio Grande do Sul. *Ornithologia* 8:75–77
- THOMAS L (1996) Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? *Ecology* 77:49–58
- TRATHAN PN, GARCÍA BORBOROGLU P, BOERSMA D, BOST C-A, CRAWFORD RJM, CROSSIN GT, CUTHBERT RJ, DANN P, DAVIS LS, DE LA PUENTE S, ELLENBERG U, LYNCH HJ, MATTERN T, PÜTZ K, SEDDON PJ, TRIVELPIECE W Y WIENECKE BC (2015) Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. *Conservation Biology* 29:31–41
- VANSTREELS RET, ADORNES AC, CANABARRO PL, RUOPOLLO V, DA SILVA-FILHO RP Y CATÃO-DIAS JL (2013). Female-biased mortality of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) on the wintering grounds. *Emu* 113:128–134
- VANSTREELS RET, ADORNES AC, RUOPOLLO V, CANABARRO PL, SILVA-FILHO RP Y CATÃO-DIAS JL (2011) Gender determination from morphometrics in migrating Magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus*. *Marine Ornithology* 39:215–220
- WALKER BG Y BOERSMA PD (2003) Diving behavior of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) at Punta Tombo, Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 81:1471–1483
- WILLIAMS TD Y BOERSMA PD (1995) Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus*. Pp. 249–257 en: Williams TD (ed) *The Penguins: Spheniscidae*. Oxford University Press, Oxford
- YAMAMOTO T, YODA K, BLANCO GS Y QUINTANA F (2019) Female-biased stranding in Magellanic penguins. *Current Biology* 29:R1–R15
- YORIO P, GONZÁLEZ-ZEVALLOS D, GATTO A, BIAGIONI O Y CASTILLO J (2017) Relevance of forage fish in the diet of Magellanic penguins breeding in northern Patagonia, Argentina. *Marine Biology Research* 13:603–617
- ZAR JH (1999) *Bioestatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey



Comunicaciones breves

FIRST RECORD OF A RUFIOUS-BREASTED LEAFTOSSER (*SCLERURUS SCANSOR*) NESTING IN A TREE CAVITY

MARINA FERRAZ SAMPAIO^{1,2*}, PEDRO HENRIQUE KOTOVICZ², MARCELO ALEJANDRO VILLEGAS VALLEJOS¹

¹ Institute of Technology and Development, Lactec. Department of Environmental Resources. Curitiba, PR, Brazil.

² Federal University of Paraná, UFPR. Biological Sciences Sector. Curitiba, PR, Brazil.

* marinaferrazsampaio2000@gmail.com

ABSTRACT.- We report on a record of Rufous-Breasted Leaf-tosser (*Sclerurus scansor*) nesting in a tree cavity, an unprecedented finding within the Sclerurinae. An active nest was found in the state of Paraná on 31st October 2017, and was inspected on several other occasions until May 2020. In the first survey, two adults were found incubating two white eggs; on November 23rd two nestlings were found in the nest. Later, the nest was found unoccupied, but individuals were found in the vicinity of the tree, and we inferred that they included at least one of the fledglings. Our observation suggests that this species exhibits a previously unknown level of reproductive flexibility. This nest was found in a peri-urban forest remnant and may be the result of local adaptations to several environmental disturbances, such as habitat fragmentation, pressure from exotic predators, low availability of suitable sites for burrow excavation, among others.

KEYWORDS: *Cavity nesting, Neotropical birds, reproductive biology, Suboscines, urban ecology.*

RESUMEN.- PRIMER REGISTRO DEL RASPABOJAS (*SCLERURUS SCANSOR*) ANIDANDO EN UNA CAVIDAD DE UN ÁRBOL. Reportamos el registro de anidación de Raspabojas (*Sclerurus scansor*) en una cavidad de un árbol, un hallazgo sin precedentes entre los Sclerurinae. Se encontró un nido activo en el estado de Paraná, Brasil, el 31 de octubre de 2017, y el hueco fue monitoreado en varios momentos hasta mayo de 2020. En la primera inspección se encontraron dos adultos incubando dos huevos blancos; el 23 de noviembre se encontraron dos polluelos en el nido. Posteriormente, el nido quedó desocupado, pero se vieron adultos en los alrededores, de lo que se infiere que los polluelos dispersaron con éxito. El registro se llevó a cabo en un remanente de bosque periurbano y puede representar una adaptación local debido a perturbaciones ambientales, como fragmentación del hábitat, presión de depredadores exóticos, baja disponibilidad de sitios adecuados para excavar cavidades en el suelo, entre otros.

PALABRAS CLAVE: *Anidación en cavidades, aves neotropicales, biología reproductiva, ecología urbana, Suboscines.*

Recibido: 13 de Agosto de 2021; Aceptado: 15 de Marzo de 2022. Editor Asociado: Ignacio (Kini) Roesler

Dendrocolaptinae, Furnariinae and Sclerurinae comprise the Furnariidae family, which are Suboscine birds that stand out for some well-defined reproductive features (Sick 1997, Derryberry et al. 2011). The Sclerurinae, as some other furnariids (*Cinclodes*, *Automolus*, and others), specialize in underground cavities to nest and usually line the incubation chamber with dry rachises (Skutch 1969, Narosky et al. 1983, Fraga and Narosky 1985, de la Peña 1987, Sick 1997, Zyskowski and Prum 1999, Remsen 2003). Differently, the Dendrocolaptinae search for tree hollows to nest, mostly found at low height from the ground (Sick 1997, Marini et al. 2002, Jesus and Mikich 2009, Lombardi et al. 2010, Derryberry et al. 2011).

The Sclerurinae is composed of grassland (genus *Geositta*) and forest (genus *Sclerurus*) species, highly specialized in their respective habitats (Goerck 1997, Sick 1997, Ribon et al. 2003). Species of both genera nest in excavated cavities established in banks, a characteristic shared by some Furnariinae. In addition, Sclerurinae present other plesiomorphic morphological and genetic characteristics that are more related to Dendrocolaptinae (Sick 1997, Ohlson et al. 2013, Guzzi et al. 2016, Machado et al. 2017). Furthermore, *Sclerurus* species are not known to use tree cavities in any point throughout their life history, and even roosting was observed to be in open branches or tree roots (Els and Whitney 2011, Campos-Silva 2013). Here we report for the first time

on a nesting attempt of Rufous-Breasted Leaf-tosser (*Sclerurus scansor*) in a tree cavity, an unprecedented behavioral record within this family.

The nest was found in a forest remnant at the Mun. Fazenda Rio Grande, Paraná (25°39'15"S, 49°20'32"W; 918 msnm) on October 31st, 2017. This fragment is covered by Araucaria forest vegetation with an area of nearly 110 ha. The region presents few areas with exposed banks available, usually found along small streams in forested sites. Also of note are the large coverage of epiphytic plants and the occurrence of large arboreal individuals, such as *Araucaria angustifolia*, *Ocotea* spp. and other tree species typical of advanced stages of forest succession. The landscape in which the fragment is inserted is also disturbed by several anthropic impacts, due to the use of heavy machinery, vehicles, and personnel. In addition, this remnant is also frequently occupied by domestic dogs that roam freely in the area.

We found the nest with two eggs, which were not manipulated, under a substrate composed of dry petioles (Fig. 1). The tree (species unidentified) in which the cavity was found presented DBH (diameter at breast height) of 97 cm, and the hole was 89 cm above the ground. Its entrance was 12 cm high and 6 cm wide, nearly oval in shape, and the cavity was 28 cm in depth, horizontally; the egg chamber was 16 cm high and 7 cm wide (Fig. 2). Cavity measurements were taken using a measuring tape after the cavity was vacated. The nest site was located by an adult flushing from the interior of the tree cavity. This individual presented clear deceptive behavior, repeatedly emitting strong calls close to the observer and exacerbating its visibility. After we found the nest, two surveys were carried out in the same year, on November 23th, and December 8th. Surveys were also executed in 2018, on March 31th, June 30th, and September 30th. Other inspections of the cavity were carried out on several occasions between 2019 and 2020. These checks were made both on and off the reproductive season to verify if there was new evidence of cavity use.

During the second survey, on November 23rd 2017, two nestlings were found, also unmanipulated (Fig. 3). Their bodies were covered with gray pin feathers, bright yellow commissures, and the absence of erupting flight feathers. One of the nestlings was able to open its eyes in response to stimuli in the vicinity of the cavity, also emitting short begging calls. Video recordings of parental activity captured parental care behaviors of adults delivering food to nestlings (Fig.

2) and removing fecal sacs (Fig. 4). To carry out the monitoring, a Canon PowerShot Sx60 Hs camera was used, mounted on a tripod approximately 1.30 m in height, facing the nest, about 15 m away from the cavity entrance. The observer set up the equipment and walked away, leaving it active in three sessions of 30 minutes each, at 06:18; 06:54 and 08:21. Other photographs and footage were taken in the region, but with the equipment at hand, and involving not only the nest, but adults in agonistic behavior.

On December 8th 2017 the nest was empty, but at least three individuals – presumably the parents and one of the fledglings – were seen in the area. Therefore, we assumed that this reproductive attempt was completed, resulting in at least one successfully fledged young. In the next survey, on March 31st 2018, new apparently predated white eggshells were found in the cavity, identified as belonging to Rufous-Breasted Leaf-tosser due to egg coloration and nest-covering pattern (dry petioles). This data, along with the known bird assemblage of the region, allow us to determine that only the Rufous-Breasted Leaf-tosser could be responsible for the nesting attempt (Sick 1997), and to suppose that a new, unsuccessful, nesting attempt was made in March. On this occasion we collected part of the nest material, and determined that its main components were leaf rachises of Mimosaceae or Fabaceae petioles. On September 30th 2018, further interventions occurred in the forest fragment with the opening of an extensive system of trails that resulted in the removal of undergrowth vegetation, including patches close to the cavity. This disorder may have affected the occupancy of the area by the species, although some individuals are still found foraging and vocalizing at the site.

On April 6th 2019, the cavity seemed to have been used for a new nest. However, the material found inside did not resemble that of Rufous-Breasted Leaf-tosser as previously observed, and we presumed that another species used this hollow in that breeding season. Surveys on June 9th, August 24th, September 28th, October 26th, November 30th, and December 24th of the same year, as well as in other surveys during 2020, did not find any evidence of use of the cavity for nesting by birds.

Rufous-Breasted Leaf-tosser, as all other known Sclerurinae, is a bird that looks for banks with exposed soil to dig cavities and establish their nests at the end of excavated galleries (Sick 1997). The record of the use of a natural tree cavity, although known to

some other groups within the Suboscines, is unprecedented for this family. However, similar cases of nesting in tree cavities have been reported in some burrow-nesting furnariids, such as some populations of Buff-winged Cinclodes (*Cinclodes fuscus*) and Dark-bellied Cinclodes (*Cinclodes patagonicus*) (Ojeda 2016, Altamirano et al. 2017). Birds are able to change their nesting sites according to a series of environmental factors, including the risk of predation and changes in microclimate conditions (Hansell 2000, Forstmeier 2001, Collias and Collias 2014). *Phylloscopus fuscatus*, for instance, changes the location and height of its nest

according to the abundance of squirrels, its local predator (Forstmeier and Weiss 2002).

Rufous-Breasted Leaf-tosser is a forest specialist bird (Goerck 1997), highly sensitive to environmental changes (Ribon et al. 2003), and occurs mainly in primary forests or conserved secondary forests (Aleixo 1999), with few records in altered environments (Willis and Oniki 2002). This level of specialization is usually indicative of species with less phenotypic plasticity (Pigliucci 2001). In addition, cavity-nesting behavior –or seeking more protected nesting sites– is also associated with taxa that demonstrate less phenotypic plasticity (Martin and Briskie 2009, Ghalambor et al. 2013).

The event reported here is evidence of a previously unknown phenotypic plasticity shown by a Sclerurinae species. Even though this record is unique, the use of a tree cavity by a single pair of Rufous-Breasted Leaf-tosser opens a path for some hypothetical suggestions, especially regarding the influence of local environmental factors on nesting behavior in this group of birds, as seen in Buff-winged Cinclodes (Ojeda 2016). The studied forest remnant is under several anthropic pressures, including its landscape context, located in a peri-urban region. Limited resources for nesting, such as the small availability of exposed soil banks and interspecific competition for suitable nest sites (e.g. with Canebrake Groundcreeper *Clibanornis dendrocolaptoides*), might also influence reproductive strategies at this locality. Finally, the area is commonly occupied by



Figure 1. Nest of Rufous-Breasted Leaf-tosser (*Sclerurus scansor*) with two unmanipulated eggs found inside the tree cavity. Mun. Fazenda Rio Grande, Paraná, 31 October 2017.



Figure 2. An adult Rufous-Breasted Leaf-tosser (*Sclerurus scansor*) bringing food to nestlings and using its tail to support itself on 23rd November 2017. Mun. Fazenda Rio Grande, Paraná (25°39'15"S and 49°20'32"W, 918 m), 31st October 2017.

roaming domestic dogs, which also increase predation pressure on nests at low height, including ground cavities accessible to dogs. In isolation or conjunction, all these factors could influence the emergence of the peculiar behavior in Rufous-Breasted Leaf-tosser reported herein. Thus, Rufous-Breasted Leaf-tosser, or even the Sclerurinae as a whole, may present higher phenotypic plasticity than currently thought; alternatively, this event may be a reflection of a recent adaptation in populations subjected to a myriad of disturbances. We encourage research and documentation of behaviors such as this, in order to improve our collective understanding of bird ecology in the Neotropics. The proper publication and discussion of isolated, unusual natural history events are inherently important to science, and can also promote further investigations of bird populations. Furthermore, we cannot exclude the importance of academics, but also of citizen scientists who have

a fundamental role in the construction of scientific knowledge (Silvertown 2009, Mamede et al. 2017).

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Tony Andrey Bichinski Teixeira for comments and suggestions on an early version of this manuscript. We are also grateful for the valuable contributions of the editor Kristof Zyskowski and reviewers, which improved the quality of our manuscript.

REFERENCES

- ALEIXO A (1999) Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *Condor* 10:537–548
- ALTAMIRANO TA, IBARRA JT, MARTIN K Y BONACIC C (2017) The conservation value of tree decay processes as a key driver structuring tree cavity nest webs in South American temperate rainforests. *Biodiversity Conservation* 26:2453–2472
- CAMPOS-SILVA JVC (2013) Roost of Leaf-tossers (genus *Sclerurus*) in the Brazilian amazon: hints of the low density in fragmented environments. *Revista Brasileira de Ornitologia* 21:129-132
- COLLIAS NE Y COLLIAS EC (2014) *Nest building and bird behavior*. Princeton University Press, Princeton
- DE LA PEÑA MR (1987) *Nidos y huevos de aves argentinas*. Author's edition, Santa Fe
- DERRYBERRY EP, CLARAMUNT S, DERRYBERRY G, CHESSEY RT, CRACRAFT J, ALEIXO A, PÉREZ-EMÁN J, REMSEN JV Y BRUMFIELD RT (2011) Lineage diversification and morphological evolution in a large-scale continental radiation: the Neotropical ovenbirds and woodcreepers (Aves: Furnariidae). *Evolution: International Journal of Organic Evolution* 65:2973–2986



Figure 3. Two Rufous-Breasted Leaf-tosser (*Sclerurus scansor*) nestlings found on the second survey, on 23rd November 2017. Mun. Fazenda Rio Grande, Paraná, 31st October 2017.



Figure 4. Records of an adult removing the fecal sacs from inside the nest on 23rd November 2017. Mun. Fazenda Rio Grande, Paraná, 31st October 2017.

- ELS VP Y WHITNEY BM (2011) Arboreal roosting as a possible explanation for tail stiffness in the genus *Sclerurus*. *Ornitologia Neotropical* 22:477-479
- FORSTMEIER W (2001) Individual reproductive strategies in the dusky warbler (*Phylloscopus fuscatus*): female and male perspectives. *Doctoral dissertation, Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg, München*
- FORSTMEIER W Y WEISS I (2002) Effects of nest predation in the Siberian chipmunk *Tamias sibiricus* on success of the dusky warbler *Phylloscopus fuscatus* breeding. *Zoologichesky Zhurnal* 81:1367-1370
- FRAGA R Y NAROSKY T (1985) *Nidificación de las aves argentinas (Formicariidae a Cinclidae)*. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires
- GHALAMBOR CK, PELUC SI Y MARTIN TE (2013) Plasticity of parental care under the risk of predation: how much should parents reduce care? *Biology Letters* 9:20130154
- GOERCK JM (1997) Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology* 11:112-118
- GUZZI A, BRANCO MSD Y DONATELLI RJ (2016) Cranial osteology of the genus *Sclerurus* (Passeriformes: Furnariidae). *Revista de Biología Tropical* 64:1155-1170
- HANSELL M (2000) *Bird nests and construction behaviour*. Volume 1. Cambridge University Press, Cambridge
- JESUS S Y MIKICH SB (2009) Registro de nidificação de *Dendrocolaptes platyrostris* (Dendrocolaptidae) em forro de edificação semi rural. *Revista Brasileira de Ornitologia* 17:79-81
- LOMBARDI VT, FAETTI RG, NETO SA, VASCONCELOS MF Y GUSSONI COA (2010) Notas sobre a nidificação de aves brasileiras raras e/ou pouco conhecidas. *Cotinga* 32:131-136
- MACHADO TLDSS, LOMBARDI VT, DE MEIRELES RC, TEIXEIRA JPG, SOLAR RRDC Y LOPES LE (2017) Breeding biology of the threatened Campo Miner *Geositta poeciloptera* (Aves: Scleruridae), a Neotropical grassland specialist. *Journal of Natural History* 51:2551-2563
- MAMEDE S, BENITES M Y ALHO CJR (2017) Ciência cidadã e sua contribuição na proteção e conservação da biodiversidade na reserva da biosfera do Pantanal. *Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)* 12:53-164
- MARINI MA, LOPES LE, FERNANDES AM Y SEBAIO F (2002) Descrição de um ninho de *Lepidocolaptes fuscus* (Dendrocolaptidae) do nordeste de Minas Gerais, com dados sobre sua dieta e pterilose dos ninhegos. *Ararajuba* 10:95-98
- MARTIN TE Y BRISKIE JV (2009) Predation on dependent offspring: a review of the consequences for mean expression and phenotypic plasticity in avian life history traits. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1168:201-217
- NAROSKY S, FRAGA R Y DE LA PEÑA MR (1983) *Nesting of Argentine birds (Dendrocolaptidae and Furnariidae)*. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires
- OHLSON JI, IRESTEDT M, ERICSON PG Y FJELDSÅ J (2013) Phylogeny and classification of the New World suboscines (Aves, Passeriformes). *Zootaxa* 3613:1-35
- OJEDA VS (2016) Tree-cavity nesting in Buff-winged Cinclodes (*Cinclodes fuscus*) populations from northwestern Argentine Patagonia. *Ornitologia Neotropical* 27:35-46
- PIGLIUCCI M (2001) *Phenotypic plasticity: beyond nature and nurture*. JHU Press, Baltimore
- REMSEN JV (2003) Family Furnariidae (Ovenbirds). Pp. 162-357 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds.) *Handbook of the birds of the world*. Volumen 8. Lynx Edicions, Barcelona
- RIBON R, SIMON JE Y MATTOS GT (2003) Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17:1827-1839
- SICK H (1997) *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro
- SILVERTOWN J (2009) A new dawn for citizen science. *Trends in ecology & evolution* 24:467-471
- SKUTCH AF Y ECKELBERRY DR (1969) *Life Histories of Central American Birds: Families Cotingidae, Pipridae, Formicariidae, Furnariidae, Dendrocolaptidae, and Picidae*. Volumen III. Cooper Ornithological Society, California
- WILLIS EO Y ONIKI Y (2002) Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: do humans add or subtract species? *Papéis Avulsos de Zoologia* 42:193-264
- ZYSKOWSKI K Y PRUM RO (1999) Phylogenetic analysis of the nest architecture of Neotropical ovenbirds (Furnariidae). *Auk* 116:891-911



Metodologías y Ayudas en Investigación

COMPARACIÓN INTRAMÉTODO DE CAPTURA DE GALLARETAS *FULICA* SP. EN LAGUNAS URBANAS DEL SUDESTE BONAERENSE

JUAN PABLO SECO PON*, MAXIMILIANO HERNANDEZ, JESICA ANDREA PAZ, MARÍA PAULA BERÓN

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata-CONICET. Rodríguez Peña 4046, nivel 1 B7602GSD, Argentina.

*secoPON@mdp.edu.ar

RESUMEN.- Se evaluó la eficiencia intramétodo para la captura de tres especies de gallaretas en lagunas urbanas del partido de General Pueyrredón, Argentina, durante el periodo reproductivo. El método de captura empleado fue una trampa de línea de lazos, conformada cada una por una línea con lazos de color verde y blanco. Se capturaron un total de 32 gallaretas, 19 con trampa de lazos verdes y 13 con trampa de lazos blancos. Este estudio es el primero en evaluar la eficiencia de captura intramétodo considerando la trampa de línea con lazos como técnica de captura para gallaretas.

PALABRAS CLAVE: *gallaretas, General Pueyrredón, lagunas costeras, método de captura, trampa de línea de lazos, provincia de Buenos Aires.*

ABSTRACT.- INTRA-METHOD COMPARISON FOR TRAPPING COOTS *FULICA* SP. IN URBAN LAGOONS OF SOUTHEAST BUENOS AIRES. In this study, we evaluate the intramethod efficiency for the capture of three species of coots in urban lagoons of the General Pueyrredón district, Argentina, during the reproductive period. The trapping technique used was a noose-line trap, each of them consisted of a line with green and white nooses. A total of 32 coots, 19 with a green noose-line trap and 13 with a white noose-line trap were caught. This study is the first that evaluates the intra-method capture efficiency applying the noose-line trap as a coot capture technique.

KEYWORDS: *Buenos Aires Province, capture methods, coastal lagoons, coots, General Pueyrredón, noose-line trap.*

Recibido: 4 de agosto de 2021. Aceptado: 12 de marzo de 2022

El género *Fulica* incluye diversas especies de gallaretas distribuidas en humedales dulceacuícolas (del Hoyo et al. 1992). En Sudamérica, y en particular en Argentina, se distribuyen seis especies de gallaretas (Narosky e Yzurieta 2010), para las cuales se encuentran documentados principalmente aspectos de su biología, que incluyen la ecología de alimentación (Zapata 1965, Mosso y Beltzer 1993, Bortolus et al. 1998, García et al. 2008, Olguin et al. 2011), la ecología de nidificación (Echevarría et al. 2005, Salvador 2012), el uso de hábitat (Heimsath et al. 1993) y el estado poblacional (Vides Almonacid 1988). Sin

embargo, aspectos sobre la ecología del movimiento y la supervivencia de estas especies no han sido documentados en Argentina. La captura e identificación a nivel individual de aves acuáticas como las gallaretas resulta una parte integral de los estudios de nidificación y movimiento. Además, los estudios de monitoreo a largo plazo de poblaciones marcadas son esenciales para la conservación y manejo de aves acuáticas (Cézilly 1997). Muchas de las técnicas disponibles para tal fin se basan en el marcado individual mediante dispositivos pasivos (ej. anillos) (Lincoln 1921, Jackson et al. 2008) o activos (ej. equipos

de telemetría) (Bridge et al. 2011). Independientemente de la técnica de monitoreo utilizada, la captura de gallaretas adultas durante el periodo reproductivo representa un gran desafío, en especial si los métodos de captura no están diseñados específicamente para la aprehensión de aves en los nidos.

Los métodos de captura para especies de gallaretas distribuidas en otras partes del globo han sido previamente descritos. Por ejemplo, Fredrickson (1970) describe de manera sucinta tres métodos; todos empleados con el fin de capturar individuos de Gallareta Americana (*F. americana*). Entre los cuales incluye una trampa automática para nidos, el uso de luz artificial y una trampa con alimento. Sin embargo, Fredrickson (1970) no brinda más detalles sobre la configuración de cada método, ni el éxito de captura, así como tampoco información asociada a posibles daños a las aves capturadas. También centrado en Gallareta Americana, Crawford (1977) compara cinco métodos de captura, entre ellos una trampa automática adaptada para nidos, el uso de luz artificial montada a bordo de una embarcación con motor fuera de borda, una trampa flotante con alimento, una trampa embudo y una trampa de libro adaptada a un vehículo. La trampa para nidos resultó exitosa para la captura de adultos reproductores, aunque el autor reporta la deserción del 10% de los nidos evaluados, el deceso de 4 pichones debido al pisoteo por parte de los adultos capturados y la fractura de la pata de una gallareta adulta capturada. El uso de luz artificial resultó eficiente para la captura tanto de aves juveniles como adultas. Por su parte, la trampa flotante con alimento y la trampa embudo resultaron efectivas en la captura de aves juveniles. Este autor reporta que la trampa de libro adaptada resulta efectiva para la captura de aves no reproductoras. Para estos últimos cuatro métodos, Crawford (1977) no reporta aves lesionadas y/o muertas. Más recientemente, Guillemain et al. (2014) capturaron un total de 8337 individuos de Gallareta Común (*F. atra*) entre 1950 y 1982, empero no reportan el método de captura utilizado. Por otro lado, Minias (2015) describe dos métodos de captura utilizados para la misma especie, una trampa para nidos y captura manual. Sin embargo, el autor no aporta más detalles sobre la configuración de cada método, ni el éxito de captura, así como tampoco información asociada a posibles daños a las aves capturadas. También centrado en Gallareta Común, Alcaide et al. (2014) capturaron un total 952 individuos entre 1999 y 2012 utilizando una trampa embudo, y no reportan aves lesionadas y/o muertas.

A pesar de que varios métodos han sido exitosos para la captura de gallaretas en América del Norte (Fredrickson 1970, Crawford 1977), no existe información disponible acerca de los métodos de captura de gallaretas en Sudamérica, y en particular en Argentina. En este trabajo se presenta a la trampa de línea de lazos como método de captura, que es de bajo costo y móvil, para capturar individuos adultos de tres especies de gallaretas: la Gallareta Ligas Rojas (*F. armillata*), Gallareta Chica (*F. leucoptera*) y Gallareta Escudete Rojo (*F. rufifrons*). Además, se compara el éxito de captura y posibles daños en las aves teniendo en cuenta la variación en la coloración de ciertos componentes de la trampa.

MÉTODOS

Las capturas fueron llevadas a cabo en lagunas urbanas del Partido de General Pueyrredón, provincia de Buenos Aires (38°03'S, 57°32'O-38°04'S, 57°32'O), en el periodo comprendido entre agosto y diciembre de 2019. El trabajo se realizó en el marco de un proyecto de investigación centrado en aspectos sanitarios de gallaretas habitando el sudeste bonaerense. Estos cuerpos de agua son frecuentemente utilizados por Gallaretas de ligas rojas, chicas y de escudete rojo posando o alimentándose de la vegetación adyacente (De Marco et al. 2011). El periodo de muestreo coincidió con la temporada reproductiva de las especies mencionadas (de la Peña 2015).

Se utilizaron dos trampas de línea de lazos como método de captura de gallaretas, cada una con un color de lazo (Figura 1). Cada trampa consistió en lazos unidos a una línea principal (varilla) de hierro de 0.155 kg que fue colocada a orillas de los cuerpos de agua y anclada al sustrato en ambos extremos mediante estacas de hierro. El largo total de la línea principal fue de 150 cm y los lazos fueron atados espaciados entre sí cada 20 cm. El diámetro de estos lazos fue de 12 cm y consistieron en monofilamento de nylon de pesca de 18.8 kg de resistencia (con un diámetro del monofilamento de 0.40 mm). Se utilizaron dos colores de lazos: transparente (de aquí en adelante blanco) y verde musgo (opaco, no fluorescente; de aquí en adelante verde). El color verde de los lazos fue elegido debido a que dicho color es el que predomina en las camas de pastos donde habitan las gallaretas, mientras que el color blanco de los lazos fue seleccionado debido al contraste con dicho entorno. Se montaron dos trampas de líneas (una de cada color) emplazadas una próxima a la otra

de manera azarosa a lo largo de la orilla de los cuerpos de agua durante cada día de captura (Figura 1). El emplazamiento aleatorio de la localización relativa de las dos trampas utilizadas tiende a minimizar los posibles sesgos ocasionados por la ausencia de réplicas, evitando que una posible preferencia por parte de las gallaretas por una sección de la orilla confunda el éxito real de captura de una u otra trampa. Cada trampa estuvo compuesta por lazos de un mismo color a lo largo del estudio.

Para cada trampa de línea se registraron las siguientes variables: el número de gallaretas capturadas por especie, el tiempo (en horas) que cada trampa estuvo operativa, el color del lazo empleado en la captura y las lesiones que ocurrieron a las aves. Un día de captura se define como aquel donde las trampas estuvieron activas. El emplazamiento de las trampas fue siempre realizado durante la mañana (entre las 08:30 y 12:30 h local). Los autores se localizaron a una distancia de

entre 15 a 20 m de las trampas teniendo acceso visual de las mismas en todo momento; a su vez cada trampa fue revisada luego de cada captura con el objetivo de examinar el correcto estado (o la correcta apertura) de los lazos. Ambas trampas estuvieron activas el mismo tiempo durante cada día de captura. Se capturaron gallaretas durante un total de 12 días. El esfuerzo de captura se refiere al tiempo en que la trampa estuvo activa. Mientras que la tasa de captura fue estimada como la relación entre el número de gallaretas capturadas por unidad de tiempo (computado en horas). Los individuos capturados fueron marcados de manera discreta con color en su plumaje, utilizando marcadores especiales para animales que no presentan toxicidad para los mismos.

Se utilizó una prueba de análisis de varianza (ANOVA) con el fin de comparar las tasas de captura (número de aves capturadas por h) de gallaretas (todas las especies combinadas) por jornada o día de



Figura 1. Trampa de línea de lazos utilizada durante las capturas de gallaretas (A). Detalle de la trampa de lazos de color blanco (B) y de la trampa de lazos de color verde (C). Las flechas indican la posición relativa de los lazos. Fotos crédito: Maximiliano Hernandez.

captura entre la trampa de línea con lazos de color verde y la trampa de línea con lazos de color blanco. Se ajustaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos (GLMM) (Zuur et al. 2009) para determinar el efecto de la variable explicativa “color de lazo” sobre la variable respuesta “número de individuos capturados por día” (todos los individuos de las tres especies de gallaretas combinadas). El día de captura fue tomado como variable aleatoria para controlar la estocasticidad ambiental entre jornadas o días de captura. Se utilizó una distribución de Poisson con función de enlace logarítmica. El ajuste del GLMM global se realizó a partir de la inspección visual de los gráficos de residuos y de un test de dispersión, utilizando el paquete DHARMA (Hartig 2022). El mencionado paquete utiliza un enfoque basado en simulaciones para crear residuos estandarizados a valores entre 0 y 1 que pueden interpretarse intuitivamente como residuos de una regresión lineal. El análisis estadístico de los datos se realizó utilizando el software R versión 3.6.4. (R Development Core Team 2022). En todos los casos, las diferencias se consideraron significativas cuando $P < 0.05$.

RESULTADOS

Se capturó un total de 32 gallaretas (Gallareta Ligas Rojas: 18 individuos, Gallareta Escudete Rojo: 8 individuos y Gallareta Chica: 6 individuos) a lo largo del periodo de estudio (12 días de captura; utilizando ambas trampas de línea de lazos). En general, la trampa de línea con lazos de color verde capturó un mayor número de gallaretas (independientemente de la especie) por día en comparación con la trampa de línea con lazos de color blanco (Tabla 1).

La tasa de captura promedio (\pm DE) con la trampa de línea de lazos de color verde fue estimada en 0.17 ± 0.09 gallaretas por hora, mientras que para la trampa de línea de lazos de color blanco dicha métrica fue computada en 0.12 ± 0.09 gallaretas por hora. Esta diferencia no resultó estadísticamente significativa

(ANOVA $\chi^2 = 3.73$, $P = 0.588$). El modelo global GLMM para determinar el efecto del color de lazo en el número de individuos capturados por día mostró un buen ajuste con distribución normal de los residuos y con dispersión no significativa ($P = 0.312$). El color del lazo no afectó el número de individuos capturados por día de captura (GLMM $z = 1.054$, $P = 0.291$).

Al momento de las capturas, solo se registró una lesión leve en el lado ventral del ala derecha para un individuo de Gallareta Ligas Rojas. Asimismo, no se registraron aves marcadas al momento de las capturas para las tres especies bajo estudio.

DISCUSIÓN

La trampa de línea con lazos resultó una técnica de captura viable en tres especies de gallaretas, particularmente en el caso de la Gallareta Ligas Rojas, durante el periodo reproductivo. Si bien la información existente sobre los métodos de captura en gallaretas en Sudamérica, y en particular en Argentina es prácticamente nula, las comparaciones a nivel regional son posibles dado que las capturas por unidad de tiempo se encuentran disponibles para otras especies de gallaretas de Norteamérica, al menos para la Gallareta Americana (Crawford 1977). En este sentido, los resultados obtenidos en este estudio – en términos de tasas de capturas – estuvieron en línea con trabajos previos realizados en el centro y norte de América del Norte (Crawford 1977). Futuros estudios deberían orientarse a comparar la efectividad en la captura de gallaretas entre diversos métodos. Tomando ejemplos de la literatura que resultaron efectivos para la captura de otras especies de gallaretas (Fredrickson 1970, Crawford 1977), los métodos a comparar podrían incluir por ejemplo una trampa de carpeta con lazos, el uso de luz artificial y la trampa aquí evaluada. Además, de constatarse las áreas de nidificación de las especies

Tabla 1. Comparación del éxito de captura de las tres especies de gallaretas con trampa de línea de lazos en lagunas del sudeste bonaerense, Argentina, entre agosto y diciembre de 2019. Se muestran los resultados por especie y color de lazo empleado.

	Trampa de línea con lazos de color verde		Trampa de línea con lazos de color blanco	
	Capturas (número de aves)	Capturas día ⁻¹	Capturas (número de aves)	Capturas día ⁻¹
<i>F. armillata</i>	10	0.83	8	0.66
<i>F. rufifrons</i>	5	0.42	3	0.25
<i>F. leucoptera</i>	4	0.33	2	0.16

en estudio, se podría adicionar una trampa para nidos con fines comparativos.

En gallaretas, varios estudios han demostrado que los pichones de Gallareta Común tienen una clara preferencia innata por diversos colores (Kear 1965, Weidmann 1965), siendo el rojo y el naranja colores atractivos, mientras que lo contrario resulta cierto para la coloración azul y verde (Kear 1965). Aun así, la información disponible con respecto a la selección de elementos de colores específicos por parte de individuos reproductores es escasa, particularmente en el caso de gallaretas del hemisferio sur como las tres especies estudiadas. En este trabajo, la trampa de línea con lazos de color verde redundó en una mayor captura por unidad de tiempo en dos de tres especies de gallaretas, en particular para las gallaretas de escudetes rojos y chicas, aunque la diferencia en la tasa de captura entre lazos verdes y blancos no fue estadísticamente significativa. Sin embargo, dado el reducido número de capturas (ver Tabla 1) habría que tomar este resultado con cautela. Desafortunadamente, comparaciones a nivel regional no son posibles dado que Fredrickson (1970) y Crawford (1977) no reportan el color de los lazos empleados en sus investigaciones. La efectividad en la captura obtenida al utilizar la trampa de línea con lazos verdes podría atribuirse a que presenta un color abundante en el ambiente físico del área de estudio haciendo que sea más críptica en comparación con la trampa de lazos de color blanco. Sin embargo, nuestros registros deben tomarse con precaución ya que se basan en una sola población de cada especie y en número reducido de ejemplares capturados. Por lo tanto, la consistencia en la efectividad de captura de lazos de diversos colores debe investigarse entre varias colonias de las especies estudiadas, de esta manera se podrá concluir la generalización espacial en la que ocurre la captura.

El bajo porcentaje de lesiones registradas en las gallaretas capturadas, particularmente en Gallaretas ligas rojas, puede estar relacionado con la agilidad que exhiben estas aves (O'Brien et al. 2016), o bien con el método de captura empleado en nuestro estudio. Es sabido que otros métodos de captura como redes de cañón o pistolas de red a base de explosivos ocasionan mayor número de lesiones en aves acuáticas (Whitworth et al. 2007, Herring et al. 2008), aunque no existe información acerca del impacto de dichos métodos en gallaretas. En futuros estudios en los cuales se compare la efectividad entre diversos métodos en la captura de gallaretas, se debería prestar especial atención a las

lesiones producidas. Esto cobra particular relevancia en aquellos métodos de captura utilizados en nidos de las aves, dado que estos pueden ocasionar desde la deserción de los adultos reproductores, hasta incluso causar la muerte de pichones como consecuencia del pisoteo por parte de adultos capturados (Crawford 1977). Por otro lado, la ausencia de recapturas para las tres especies bajo estudio podría estar relacionado con la elevada abundancia de aves (Bellagamba 2011) en relación al total de capturas registradas, aunque no se puede descartar una posible respuesta de aprendizaje por parte de las aves sobre la trampa utilizada (ver Camacho et al. 2017).

Este estudio es el primero en evaluar la eficiencia de captura intramétodo utilizando trampas de línea con lazos como técnica de captura centrado en gallaretas. No obstante, este tipo de trampa podría ser aplicable también a otras aves que descansan o se alimentan en las orillas de cuerpos de agua, como ánsares o limícolas. Por otro lado, la trampa de línea de lazos representa un método de captura de bajo costo y peso, móvil y de fácil instalación. Esto le confiere ciertas ventajas en comparación con otros métodos como las redes de cañón o pistolas de red, las cuales son también móviles, empero revisten un alto costo, son de mayor peso y presentan una mayor complejidad al momento de su instalación. Por ejemplo, una pistola de red empleada para la captura de aves playeras puede pesar como mínimo 1.2 kg (Buidin et al. 2015) y hasta 2 kilos en el caso de aves vadeadoras (Herring et al. 2008). Aunque esta técnica de captura puede ser empleada por un solo operario, su uso requiere del seguimiento estricto de ciertas pautas antes y después de ser utilizada para un correcto funcionamiento del dispositivo. Por otro lado, esta técnica implica la utilización de cartuchos de aire comprimido, los cuales pueden resultar no recargables, pudiendo ser dificultoso el traslado de los mismos en el transporte terrestre y aéreo debido a normativas vigentes. Por otro lado, para el empleo de una red de cañón se necesitan como mínimo entre 2 y 3 operarios entrenados, aunque en la práctica el número de operarios resulta mayor (Traill et al. 2010). Además, una red de cañón empleada para la captura de anseriformes puede variar entre 17 kg (Marquardt 1960) y más de 25 kilos en el caso de gansos e ibises (Dill y Thornsberry 1950, Heath y Frederick 2003), sin mencionar que para su empleo frecuentemente se utiliza pólvora, lo cual podría acarrear problemas legales de acuerdo a las cantidades a ser empleadas (Gosler 2004).

AGRADECIMIENTOS

La captura de gallaretas adhiere a las pautas para el uso de animales en investigación: Resolución de Decanato N° 378, N° Expediente 6-2034/19, Código 2555-56-19, Proyecto “Estado sanitario y condición física de aves acuáticas a lo largo de sus ciclos anuales en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires”. Los autores agradecen las sugerencias y comentarios del Editor y tres revisores que contribuyeron a mejorar una versión preliminar del manuscrito. Este estudio fue financiado por la Universidad Nacional de Mar del Plata (EXA 948/19).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ALCAIDE M, MUÑOZ J, MARTÍNEZ-DE LA PUENTE J, SORIGUER R Y FIGUEROLA J (2014) Extraordinary MHC class II B diversity in a non-passerine, wild bird: the Eurasian Coot *Fulica atra* (Aves: Rallidae). *Ecology and Evolution* 4:688–698
- BELLAGAMBA P (2011) Las aves en la RNPMdP. Pp. 279–409 en: De Marco SG, Vega LE y Bellagamba PJ (eds) *Reserva natural Puerto Mar del Plata: un oasis urbano de vida silvestre*. Universidad FASTA ediciones, Mar del Plata
- BORTOLUS A, IRIBARNE OO Y MARTÍNEZ MM (1998) Relationship between waterfowl and the seagrass *Ruppia maritima* in a Southwestern Atlantic coastal lagoon. *Estuaries* 21:710–717
- BRIDGE ES, THORUP K, BOWLIN MS, CHILSON PB, DIEHL RH, FLERON RW, HARTL P, KAYS R, KELLY JF, ROBINSON WD Y WIKELS M (2011) Technology on the move: Recent and forthcoming innovations for tracking migratory birds. *BioScience* 61:689–698
- BUIDIN C, ROCHEPAULT Y Y AUBRY Y (2015) Trapping non-breeding Red Knot *Calidris canutus* with a gunpowder-propelled net-gun. *Water Study* 122:12–17
- CAMACHO C, CANAL D Y POTTI J (2017) Lifelong effects of trapping experience lead to age-biased sampling: lessons from a wild bird population. *Animal Behaviour* 130:133–139
- CÉZILLY F (1997) Demographic studies of wading birds: An overview. *Colonial Waterbirds* 20:121–128
- CRAWFORD RD (1977) Comparison of trapping methods for American Coots. *Bird-Banding* 48:309–313
- DEL HOYO J, ELLIOTT A Y SARGATAL J (1992) *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona
- DE LA PEÑA MR (2015) *Aves argentinas*. EUDEBA, Buenos Aires
- DE MARCO SG, VEGA LE Y BELLAGAMBA PJ (2011) *Reserva natural Puerto Mar del Plata: un oasis urbano de vida silvestre*. Universidad FASTA ediciones, Mar del Plata
- DILL HH Y THORNSBERRY WH (1950) A cannon-projected net trap for capturing waterfowl. *The Journal of Wildlife Management* 14:132–137
- ECHEVARRIA AD, CHANI JM, MARANO CF Y COCIMANO MC (2005) Nidificación de cuatro especies de *Fulica* con énfasis en *F. ardesiaca*, en el Embalse La Angostura, Tafi del Valle, Tucumán. Pp. 92 en: *Acta de resúmenes*. XI Reunión Argentina de Ornitología, Tucumán
- FREDRICKSON LH (1970) Breeding biology of American coots in Iowa. *The Wilson Bulletin* 82:445–457
- GARCÍA GO, FAVERO M Y MARIANO-JELICICH R (2008) Red-gartered Coot *Fulica armillata* feeding on the grapsid crab *Cyrtograpsus angulatus*: advantages and disadvantages of an unusual food resource. *Ibis* 150:110–114
- GOSLER A (2004) Birds in the hand. Pp. 85–118 en: Sutherland WJ, Newton I y Green RE (eds) *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Norfolk
- GUILLEMAIN M, DEVINEAU O, SIMON G Y GAUTHIER-CLERC M (2014) Common but poorly known: information derived from 32 years of ringing Coot *Fulica atra* in the Camargue, southern France. *Ringings & Migration* 29:10–18
- HARTIG F (2022) DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.5. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>
- HEATH JA Y FREDERICK PC (2003) Trapping white ibises with rocket nets and mist nets in the Florida Everglades. *Journal of Field Ornithology* 74:187–192
- HEIMSATH SF, LÓPEZ DE CASENAVE J, CUETO VR Y CITTADINO EA (1993) Uso de hábitat en *Fulica armillata*, *Fulica leucoptera* y *Gallinula chloropus* durante la primavera. *El Hornero* 13:286–289
- HERRING G, GAWLIK DE Y BEERENS JM (2008) Evaluating two new methods for capturing large wetland birds. *Journal of Field Ornithology* 79:102–110
- JACKSON JA, DAVIS WE Y TAUTIN J (2008) *Bird banding in North America: The first hundred years*. Nuttall Ornithological Club, Massachusetts
- KEAR J (1965) The pecking response of young coots *Fulica atra* and moorhens *Gallinula chloropus*. *Ibis* 108:118–122
- LINCOLN FC (1921) The history and purposes of bird banding. *The Auk* 38:217–228
- MARQUARDT RE (1960) Investigations into high-intensity projectile equipment for net trapping geese. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science* 41:218–223

- MINIAS P (2015) Sex determination of adult Eurasian Coots (*Fulica atra*) by morphometric measurements. *Waterbirds* 38:191–194
- MOSSO ED Y BELTZER AH (1993) Nota sobre la dieta de *Fulica leucoptera* en el valle aluvial del río Paraná Medio, Argentina. *Ornitología Neotropical* 4:91–93
- NAROSKY S E Y ZURIETA DM (2010) *Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires
- O'BRIEN MF, LEE R, CROMIE R Y BROWN MJ (2016) Assessment of the rates of injury and mortality in waterfowl captured with five methods of capture and techniques for minimizing risks. *Journal of Wildlife Diseases* 52:S86–S95
- OLGUIN PF, BELTZER AH, ATTADAMO AM Y PERCARA A (2011) Biología alimentaria de la gallareta chica *Fulica leucoptera* en el valle de inundación del río Paraná medio, Argentina. *Revista nodo* 5:113–121
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2022) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponible en: <http://www.R-project.org/>
- SALVADOR SA (2012) Reproducción del género *Fulica* (Aves, Rallidae) en el Departamento Gral. San Martín, Córdoba, Argentina. *Biológica* 15:37–41
- TRAILL LW, WHITE W Y SMITH J (2010) Trapping methods for tropical waterfowl. *Corella* 34:17–20
- VIDES ALMONACID R (1988) Notas sobre el estado de las poblaciones de la Gallareta Cornuda (*Fulica cornuta*) en la provincia de Tucumán, Argentina. *El Hornero* 13:34–38
- WEIDMANN U (1965) Colour preference and pecking response in young Moorhens *Gallinula chloropus* and Coots *Fulica atra*. *Ibis* 107:108–110
- WHITWORTH D, NEWMAN S, MUNDKUR T Y HARRIS P (2007) *Wild birds and avian influenza: An introduction to applied field research and disease sampling techniques*. FAO Animal Production and Health Manual, No. 5, Roma
- ZAPATA ARP (1965) Observaciones sobre comportamiento y alimentación de gallaretas (Género *Fulica*) en áreas de cultivos agrícolas (Aves: Rallidae). *Physis* 25:379–381
- ZUUR AF, IENO EN, WALKER NJ, SAVELIEV AA Y SMITH GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York



Metodologías y Ayudas en Investigación

OBSERVANDO AVES: ¿CÓMO ELEGIR LOS BINOCULARES MÁS ADECUADOS?

ERNESTO G. VERGA

Instituto de Diversidad y Ecología Animal, Universidad Nacional de Córdoba – CONICET. Centro de Zoología Aplicada, Rondeau 798, Córdoba, Argentina.
ernesver@gmail.com

RESUMEN.- Elegir qué tipos de binoculares usar puede representar un desafío considerando la amplia gama de marcas, modelos y precios que existen en el mercado. Este trabajo plantea i) realizar una descripción de las principales características que son necesarias considerar a la hora de elegir un binocular, resaltando cómo dichas características repercuten finalmente en la calidad de imagen; ii) mediante una encuesta realizada a personas entrenadas en la observación de las aves, recomendar diferentes marcas y modelos de binoculares de acuerdo a tres gamas distintas de precio; iii) determinar cuáles son los aumentos (zoom del binocular) más mencionados y si dichos aumentos están relacionados al tipo de ambiente en que son mayoritariamente usados. Basándonos en la bibliografía y a los resultados de la encuesta, el formato roof fue recomendado por sobre el formato porro. Binoculares 8x42 mm fueron los más mencionados y los que mejor se adaptarían a una amplia variedad de ambientes. Los modelos más sugeridos de acuerdo a las tres gamas de precio consideradas en el trabajo fueron: Celestron Outland y Celestron Nature (100 - 150 dólares), Nikon Monarch 5 y Vortex Diamondback (200 - 350 dólares), Vortex Viper, Nikon Monarch 7 y Zeiss Terra ED (500 - 750 dólares). Este trabajo muestra que, si bien hay numerosas características a tener en cuenta, existen algunas que son fundamentales a la hora de decidir qué binocular adquirir, como el formato del equipo, su aumento, diámetro del lente objetivo y la calidad de la óptica y la de los materiales.

PALABRAS CLAVES: *Argentina, BaK-4, BK-7, formato de binoculares, marcas de binoculares, modelos de binoculares, ornitología.*

ABSTRACT.- BIRD-WATCHING: HOW TO CHOOSE THE MOST APPROPRIATE BINOCULARS. The election of good binoculars can be a challenge considering the large variety of brands, models, and prices available in the market. The aims of this work are: i) to describe the main features that are necessary to consider while choosing good binoculars, highlighting how such features can affect the image quality, ii) to identify brands and models according to three different price range recommended to be used in ornithology, based on a survey conducted among people with experience in bird observation, iii) to identify which the magnifications (zoom of the binoculars) are mostly mentioned; and if such magnifications are related with the type of environment that survey respondents used their binoculars for. Based on specific literature and as a result of the survey, roof design was widely recommended over porro prism design. 8X42 binoculars were the most recommended and the ones which best adapted to a wide variety of environments. In the price range of U\$100-U\$150, the most recommended binoculars are Celestron Outland and Celestron Nature. In the price range of U\$200-U\$350, the most recommended are Nikon Monarch 5 and Vortex Diamondback. Finally, in the last price range of U\$500-U\$750, the most recommended are Vortex Viper, Nikon Monarch 7, and Zeiss Terra ED. This work shows that even though there are a great variety of binocular features, at the moment of purchasing a pair of binoculars the design, magnification, objective lens diameter, and optical and material quality are the key features to be considered.

KEYWORDS: *Argentina, Bak-4, BK-7, binocular brands, binocular design, binocular models, ornithology.*

Recibido: 2 de Septiembre de 2021; Aceptado: 23 de Febrero de 2022. Editor asociado: Lucas Leveau

Contar con un binocular adecuado es importante a la hora de observar, estudiar e incluso disfrutar de las aves en la naturaleza. Sin embargo, no es una tarea sencilla saber qué binoculares se adecuarían a las necesidades de cada usuario/a y al presupuesto

que tiene pensado gastar. Existe literatura en diversos sitios de Internet que abordan esta temática, sin embargo, son escasos los trabajos que tratan este tema de una manera completa y lo plasman en un artículo científico (Whitehead 2012, 2014, 2021a, Barry

y Rosenberg 2013a, b, c, Mones 2016). Por otro lado, la mayoría de las fuentes de información que se encuentran son de foros escritos en inglés, lo que podría complicar la comprensión a quienes se inicien en la observación de las aves en Argentina y deseen adquirir un equipo adecuado.

Existen numerosas características y cualidades que son necesarias evaluar para determinar el equipo óptico adecuado, más aún teniendo en cuenta la inmensa variedad de marcas, modelos y precios que existen en el mercado. De las numerosas características que podemos tener en cuenta para elegir un binocular, hay algunas que se podrían considerar más fundamentales y decisivas que otras. Por lo que en este trabajo iré describiendo las distintas características a tener en cuenta, intentando exponerlas en orden de prioridad, desde características fundamentales, hasta ciertos detalles que hacen a la calidad del equipo, pero no tienen tanta influencia en el resultado final de la elección.

Con el fin de poder recomendar ciertas marcas y modelos de binoculares, se realizó una encuesta (restringida principalmente a Argentina) a un grupo de personas relacionadas con la observación de las aves. En dicha encuesta se solicitó que mencionen la marca, modelo, aumento y diámetro del lente objetivo del binocular que recomendarían según una gama de precios preestablecida en la encuesta. Además, se les consultó en qué tipo de ambientes utilizan los binoculares, con el fin de determinar y si existe una relación entre el aumento del equipo y el tipo de ambiente en que son utilizados.

Los objetivos de este trabajo son: 1) Realizar una descripción de las principales características que son necesarias considerar a la hora de elegir un binocular, resaltando cómo dichas características repercuten finalmente en la calidad de imagen. 2) Poder recomendar diferentes marcas y modelos de binoculares de acuerdo a tres gamas distintas de precios focalizadas principalmente a la realidad económica de Argentina. 3) Determinar cuáles son los aumentos (zoom del binocular) más mencionados y si dichos aumentos están relacionados al tipo de ambiente en que son mayoritariamente usados por los/as encuestados/as. En base a los antecedentes, se espera que binoculares de aumento 8x y 10x sean los más utilizados en la ornitología. Además, se espera que de acuerdo al tipo de ambiente varíe el aumento del equipo, siendo los 8x más utilizados para ambientes cerrados y los 10x más utilizados en ambientes abiertos. La información reunida en este artículo se espera que sea de ayuda para quienes se inician en la investigación en ornitología.

CARACTERÍSTICAS GENERALES DE LOS BINOCULARES

Aumento de los binoculares

Una de las características más determinantes para comenzar a buscar un binocular es su aumento. Por lo general todos los binoculares tienen detallado en algún lugar del equipo una secuencia de dos números, por ejemplo, 10x42 (Fig. 1). El primer número (en este caso 10) es el que describe el aumento del binocular. En este caso, el binocular acercará la imagen que se está viendo unas 10 veces: si el objeto está a 100 m de distancia del observador/a, lo veremos como si se encontrara a 10 m. El segundo número indica el diámetro del lente objetivo, característica tratada en el ítem siguiente.

Existe un amplio rango de aumentos, por lo que es importante que el usuario evalúe en qué ambientes usaría con mayor frecuencia los binoculares, ya que eso puede ayudar a decidir el aumento más adecuado. Muchos ornitólogos/as utilizan binoculares de aumento 7x, 8x y 10x (Barry y Rosenberg 2013b, Mones 2016). Por lo general, binoculares con un aumento de 8x son frecuentemente usados en ambientes como bosques, selvas, matorrales, etc., ya que la estructura de la vegetación por lo general densa no permite visualizar objetos muy lejanos y solo podemos visualizar objetos a corta distancia. Mientras que, para ambientes más abiertos como por ejemplo pastizales, lagunas, o ambientes marinos, un aumento 10x podría ser más adecuado ya que las aves suelen encontrarse a una mayor distancia del observador/a (Barry y Rosenberg 2013a, b). Binoculares con aumentos por encima de 10x por lo general requieren del uso de un trípode, ya que el pulso del usuario no alcanza para tener una imagen nítida y fija del objeto que se está observando. En términos generales, binoculares de menor aumento presentan imágenes más luminosas, tiene un mayor campo visual y una mayor profundidad de campo. A la vez, los binoculares de menor aumento, al no ser tan evidente la vibración por el pulso del usuario, la imagen se ve más nítida respecto a binoculares con un mayor aumento (Barry y Rosenberg 2013b, Mones 2016, Jones 2021).

Diámetro del lente objetivo

Otra característica importante de un binocular es el diámetro del lente del objetivo, el cual siempre está especificado en el segundo número que mencionamos en el inciso anterior (Fig. 1a). En dicho ejemplo

(10x42), el diámetro del objetivo sería de 42 mm. A un mismo aumento (10x por ejemplo), a mayor diámetro del objetivo más iluminada veremos la imagen. Tener binoculares luminosos es fundamental principalmente en días nublados, en horas del día donde la luz es relativamente escasa (amanecer y atardecer), o incluso en ambientes muy cerrados, como selvas o bosques húmedos, donde por lo general no existe una buena iluminación debido a la cobertura del follaje. Sin embargo, a mayor diámetro, mayor será el tamaño y el peso del binocular, lo cual se vuelve una desventaja al recorrer largas distancias y mantener la estabilización con las manos (tema que será tratado más adelante). Por lo general, el rango del diámetro

del lente objetivo utilizado en los binoculares ronda entre los 30 y los 50 mm. Como fue mencionado anteriormente, hay que tener en cuenta que a mayor aumento menos luz entra en el binocular. Por ende, es mejor que si se decide optar por un binocular con mucho aumento, el diámetro del objetivo sea lo suficientemente grande como para permitir una visión luminosa.

Formato de los binoculares

Existen dos formatos básicos que están dados por la disposición de los prismas en el interior del equipo: los binoculares "roof" o "de techo" (en los cuales



Figura 1. Detalles técnicos de los binoculares. En **a)** se muestra el anillo corrector de dioptría, el ocular ajustable, y la información que por lo general traen en la rueda central de enfoque, el lugar donde se encuentra la rosca para acoplar un adaptador a un trípode, y el diámetro del lente objetivo. En **b)** se exponen los dos formatos de binoculares más comunes que se pueden encontrar en el mercado. En **c)** se muestra una imagen esquemática para describir cómo se mide el campo visual angular y lineal de un binocular.

el ocular y el lente objetivo están perfectamente alineados entre sí, y los binoculares “porro” (en donde el ocular y el lente objetivo no forman una línea recta dando como resultado un ensanchamiento del cilindro del binocular) (Fig. 1b) (Olech 2010, Jones 2021). Si bien ambos formatos son utilizados para la observación de aves, por lo general son los binoculares “roof” los más usados. Esto es porque son más pequeños, compactos y livianos, más fácil para manipularlos y cómodos para agarrarlos, ventajas a la hora de pasar mucho tiempo en el campo cargando y usando el equipo. Si bien antiguamente la calidad de imagen lograda con un binocular “porro” era mayor, actualmente la tecnología de tratamientos de múltiples capas de revestimiento en los prismas “roof” para corregir las fases de la luz (“multilayer phase-correction coatings” en inglés) ha logrado llegar a la calidad de imagen de los binoculares “porro” o incluso los ha superado (Jones 2021, Whitehead 2021a). Sin embargo, estos tratamientos aplicados sobre los prismas y la necesidad de tener que contar con elementos ópticos de mayor calidad encarece el producto. Por lo que binoculares “roof” que ofrecen la misma calidad de imagen que los “porro” pueden ser el doble de costos (Olech 2010). En las gamas más económicas, posiblemente la calidad de imagen de un binocular “porro” sea mayor que la de un binocular “roof” (ver Olech 2010).

Tipo de prismas y lentes

Existen distintas calidades de prismas y lentes. Esta característica es muy importante tener en cuenta ya que define en gran medida la calidad de imagen que ofrece el equipo. Por lo general, la mayoría de los binoculares especifican el tipo de prisma empleado para su construcción; sin embargo, es difícil encontrar información que mencione de qué material están hechos los lentes objetivos.

Prismas. Existen principalmente dos tipos de prismas empleados para la construcción de los binoculares: los prismas BK-7 y los BaK-4, los cuales difieren en la composición del cristal. Los primeros (BK-7) están compuestos por vidrio Crown de boro-silicato, mientras que los segundos (BaK-4) están contruidos de un vidrio Crown de bario. Ambos materiales tienen propiedades ópticas distintas (y hasta se pueden usar de manera complementaria en sistemas de lentes) pero para el caso de los prismas, los BaK-4 son de una calidad superior a los BK-7, ya que tiene un mayor índice de refracción, lo que disminuye la pérdida de luz en el interior del equipo, una mayor transmisión de la luz y una mayor nitidez, dando como resultado una mayor

calidad de imagen (Whitehead 2021a). La mayoría de los binoculares de una gama intermedia o superior utilizan prismas BaK-4. Una manera de evaluar con qué tipos de prismas están contruidos los binoculares es mirar por el lente objetivo del equipo (al revés de cómo se usan) a unos 30 cm, y observar el contorno de la pupila de salida. En prismas BK-7 se notará una pupila de salida de bordes cuadrados, mientras que en prismas BaK-4 la pupila de salida será perfectamente circular (Whitehead 2021a).

Lentes objetivos. La gran mayoría de binoculares de gama económica e intermedia (por debajo de los 400 dólares aproximadamente) están contruidos por un sistema de dos lentes, que difieren en la propiedad de dispersión de la luz para corregir las aberraciones cromáticas. Un lente de vidrio Crown (con la composición de BK-7 o BaK-4) y un lente de vidrio flint (Whitehead 2021a). En tanto que binoculares de mayor gama presentan lentes objetivos ED (su sigla en inglés “extra-low dispersion glass”) o lo que es lo mismo HD (“High density glass”), que son lentes de mayor densidad. Este tipo de lentes dan como resultado una menor aberración cromática, mayor contraste de colores y mayor luminosidad (Whitehead 2012, Whitehead 2021a). La aberración cromática sucede cuando un lente no logra enfocar todos los colores en un único punto de convergencia. El resultado de esto es una imagen borrosa (debido a que los distintos colores de la imagen tienen distinto foco e incluso tamaño) y con una mayor proporción de blanco.

Tratamiento de las lentes

Las lentes pueden tener una gran variedad de tratamiento anti reflejos, y de eso depende en parte la transmisión de luz que pueden tener dichas lentes. En orden ascendente en calidad los tratamientos son los siguientes: a) Revestido (o su término en inglés: Coated), b) Totalmente revestido (Fully Coated), c) Revestido múltiple (Multi-Coated) y d) Totalmente multirevestido (Fully Multi-Coated) (Tonkin 2014). Estos términos especifican si todos los lentes o solo ciertos lentes del equipo fueron tratados, y si el tratamiento recibió una o múltiples capas de anti reflejo. Por ejemplo, en binoculares Fully Multi-Coated, todos los lentes del equipo son tratados con múltiples capas anti reflejo, lo que le otorga una calidad superior a la imagen en comparación con el resto de los tratamientos previamente mencionados (Tonkin 2014, Whitehead 2021b). Los tratamientos de los lentes mencionados afectan la transmisión de la luz que puede pasar a través del equipo (ver subtítulo siguiente). Binoculares con un

tratamiento totalmente multirevestido presentan altos valores de transmisión, dando como resultado imágenes brillantes, nítidas y con un alto contraste de los colores (Whitehead 2017).

Transmisión

La transmisión indica el porcentaje de luz que se pierde a través de la absorción y reflejo de cada uno de los componentes ópticos del equipo. Este parámetro se relaciona con el brillo, el contraste y los colores de la imagen (Olech 2020). La transmisión es una característica que no se encuentra fácilmente en las especificaciones de la mayoría de los binoculares. Esta información se puede conseguir principalmente en revisiones o foros que evalúan la calidad de distintos equipos. La transmisión puede variar mucho de acuerdo a la calidad de los binoculares, desde 50% (muy mala transmisión) hasta 97% (una excelente transmisión). Para una buena transmisión se recomiendan equipos por encima del 80% de transmisión. Binoculares de alta gama presentan una transmisión cercana al 90% (Olech 2020, Whitehead 2021a). Binoculares con una alta transmisión ofrecerán imágenes nítidas, claras y luminosas (Whitehead 2021b).

Distancia focal mínima

La distancia focal mínima es un aspecto importante a la hora de comparar binoculares, ya que existe una gran variación en este aspecto, y en algunas situaciones nos podemos ver limitados en ver detalles o comportamientos específicos cuando estamos observando un ave que se encuentra relativamente cercana al observador. La distancia focal mínima se mide en metros o pies. Una distancia focal mínima adecuada es aquella que no sea mayor a los 3 o 4 metros. Una ideal (ciertos binoculares la tienen) es una distancia focal menor a los 2 metros. Distancias focales mayores a los 8 o 10 metros puede llegar a limitarnos en ciertas circunstancias, restringir el uso y la versatilidad de los binoculares. Esta característica puede tener mayor importancia si utilizamos los binoculares en ambientes cerrados, con vegetación densa, ya que la mayoría de las aves que veremos serán de cercanía. Muchas veces por más que las aves se encuentren a escasos metros, al estar rodeadas de vegetación, se hace imprescindible el uso del binocular para poder observarlas en detalle.

Oculares regulables

Consiste en un anillo móvil ubicado por fuera de cada uno de los lentes oculares (Fig. 1a). Estos anillos

sirven para alejar o acercar el ojo del usuario del lente ocular. Por lo general, si el usuario usa lentes aéreos, los oculares se dejan sin extender ya que los mismos lentes alejan el ojo del ocular. Por lo contrario, si el usuario no usa lentes aéreos, los oculares se pueden girar extendiéndolos, de manera tal que exista una distancia entre el ojo y el ocular a la cual el operador pueda ver con facilidad, sin sombras, con el mayor brillo en la imagen y mayor campo visual que ofrece el binocular (Tonkin 2014). Esta posición se llama alivio del ojo o "eye relief" en inglés y se mide en milímetros (distancia ideal entre el ojo y el ocular), y depende de cada equipo, pero por lo general rondan los 18-20 mm (Olech 2021). Ciertos binoculares solo traen una goma con un borde, lo cual no cumple con la función de que sean ajustables según la comodidad del usuario. En los binoculares que tienen oculares ajustables, por lo general el anillo que se mueve tiene dos o tres posiciones. Esto es, a medida que se gira el anillo, éste se traba en dos o tres extensiones distintas.

Campo visual

El campo visual se puede medir en grados (campo visual angular), o en metros (campo visual lineal) (Fig. 1c). En el caso de los grados, éstos nos indican el grado de apertura en que vamos a ver la imagen. En el caso del campo visual lineal, éste nos indica la cantidad de metros lineales de horizonte que se podrá ver enfocando a 1000 m de distancia. Por ejemplo, si el campo visual es de 120 m / 1000 m, esto significa que, si enfocamos a 1000 m veremos un horizonte de 120 m. Por lo general el campo visual de muchos binoculares se encuentran entre 6-8° o 110 m / 130 m (Mones 2016, Olech 2021, Aves Argentinas 2021). Campos visuales menores a dichos valores nos pueden traer problemas a la hora de encontrar el objeto que deseamos ver. Más aún, si se trata de aves en vuelo o que recorren rápidamente la vegetación. Es importante saber que, en reglas generales (aunque hay excepciones), a medida que se incrementa el aumento del binocular el campo visual se reduce (ver Whitehead 2014).

Corrector de dioptría

Por lo general la gran mayoría de los binoculares cuenta con el corrector de dioptría. Frecuentemente dicho corrector consiste de un anillo móvil que se ubica inmediatamente después de uno de los oculares y dibujado en el cuerpo del binocular se encuentra una escala "- o +" (Fig. 1a). Éste anillo modifica el foco de uno de los lentes, para poder adecuar la diferencia de foco entre los ojos que el usuario pueda llegar a te-

ner. Cuando regulamos la dioptría correctamente de acuerdo al usuario, veremos una imagen nítida y totalmente en foco.

Tratamiento de purgado interior

Ciertos binoculares están tratados con gas nitrógeno o argón en su interior. Esto es una característica que permite que los binoculares no se empañen por dentro debido a cambios en la temperatura del ambiente, ya que el aire cargado de humedad es reemplazando por los gases mencionados. Por lo que el interior carece totalmente de humedad. También evita que se puedan formar hongos en su interior. Lógicamente, los binoculares que tienen dicho tratamiento están sellados, lo que significa que son a prueba de agua.

Peso de los binoculares

Si bien, a priori, parece una característica intrascendente, el peso de los binoculares puede llegar a ser importante a tener en cuenta cuando se los usa por mucho tiempo durante el día, o cuando se hacen observaciones relativamente largas (por ejemplo: observación de comportamiento, observaciones de detalles particulares de la coloración del plumaje, forma del pico, etc.). Si los binoculares son muy pesados, causará rápidamente cansancio en los brazos empeorando el pulso y por consiguiente la nitidez de la imagen dando como resultado una imagen borrosa. Esta es una de las características por la cual los binoculares roof serían más recomendables que los binoculares de tipo porro, ya que por lo general son más livianos. El peso de los binoculares aumenta en aquellos que tienen un mayor diámetro del lente objetivo. Por lo general muchos binoculares se encuentran dentro de un rango de peso entre los 550 g y los 750 g.

Montaje a un trípode

Generalmente la mayoría de los binoculares lo trae (está ubicado como muestra la Figura 1a). Consiste en una rosca (la cual está cubierta por una tapa), en donde se acopla un adaptador para poder montar los binoculares a un trípode. Con el uso del trípode desaparece el problema de vibración producto de sostener los binoculares con la mano. De esta manera montar el equipo a un trípode mejora la nitidez de la imagen.

CUIDADO DE LOS BINOCULARES

Si bien los binoculares son equipos simples, requieren de ciertos cuidados para que tengan una vida útil relativamente larga. Lo más importante es procurar no golpearlos, ya que se podrían mover los lentes, produciendo imágenes dobles o fuera de foco. Otro aspecto clave es el cuidado de los cristales. Éstos deben limpiarse con sumo cuidado para evitar rayarlos y desgastar los tratamientos de revestimiento que tienen las lentes. Lo más aconsejable es disponer de un pincel especial que cuenta con una ampolla que permite generar una corriente de aire sobre la superficie del lente y pasarle el pincel al mismo tiempo. De este modo se remueve delicadamente en un primer momento cualquier partícula abrasiva. Una vez que la superficie está limpia de partículas, se puede pasar un papel o un paño limpio con un producto para limpiar cristales (se lo puede conseguir en cualquier óptica para limpiar lentes), para remover cualquier rastro de suciedad o grasitud. Mantener las lentes limpias nos proporcionará la mejor calidad de imagen que puede brindarnos nuestros binoculares continuamente. Sin embargo, es recomendable que la limpieza no sea excesiva ya que de esta manera se pueden gastar con mayor rapidez los tratamientos de recubrimiento que reciben las ópticas. Otro aspecto a tener en cuenta es que cuando guardamos los binoculares por un tiempo relativamente largo sea en un lugar seco, ya que la humedad puede ir dañando los materiales. Por último, es recomendable no exponer a los binoculares al contacto con protectores solares, ya que éstos pueden dañar tanto las ópticas como el recubrimiento que tiene el cuerpo del binocular.

ENCUESTA REALIZADA

En este apartado se muestran los resultados de la encuesta realizada sobre el uso de binoculares a personas relacionadas con la observación de las aves. Para abarcar diferentes ámbitos, la encuesta se difundió entre grupos de biólogos, estudiantes universitarios, docentes, guardaparques, etc. A su vez se solicitó que ellos mismos la difundieran entre personas idóneas en el tema para tener la mayor cantidad de respuestas posibles. La encuesta consistió en un cuestionario donde debían mencionar la marca, modelo, aumento y diámetro de objetivo que recomendarían según tres gamas de precio: i) gama "básica": binoculares entre 100 y 150 dó-

lares; ii) gama “económica”: entre 200 y 350 dólares; y iii) gama “intermedia”: entre 500 y 750 dólares. Las tres gamas fueron seleccionadas considerando desde lo relativamente accesible para muchos usuarios/as pero que a la vez sean equipos con una calidad relativamente buena, hasta equipos de muy buena calidad. Además, se pensó en que las tres gamas de precio puedan ser accesibles de costear con un ahorro de un sueldo o un subsidio para la investigación. La encuesta no consideró binoculares tope de gamas, ya que por encima de la gama “intermedia” considerada en este trabajo, la mayoría de los binoculares son excepcionalmente buenos, entrando en juego pequeños detalles que hacen aumentar el precio significativamente, siendo inaccesible para muchos potenciales usuarios en Argentina. Es decir que esta encuesta pretende estar acorde a una realidad local de Argentina, donde por lo general no se manejan presupuestos tan abultados, y los equipos no son fáciles de adquirir. Es por ello que binoculares como Swarovski y Leica no figuran en este trabajo, ya que son dos de las marcas más prestigiosas, de mejor calidad y por ende las que tienen un valor en el mercado por encima de los 1000 dólares. Por otro lado, se mencionan ciertas marcas como Vortex, Zeiss, Nikon, que tienen modelos en distintas gamas de calidad y precio. En este caso, solo se muestran las que recomiendan los encuestados supeditados a alguno de las tres franjas de precio sugeridas en el trabajo. Sin embargo, esto no quiere decir necesariamente que dichas marcas no fabriquen modelos “tope de gama” comparables a la calidad de los binoculares líderes.

En la encuesta también se solicitó que indiquen en qué ambientes usan los binoculares frecuentemente (e.g., bosques, selvas, pastizales, ambientes marinos, ambientes urbanos, etc.). Esta pregunta se realizó debido a que las recomendaciones, por ejemplo, el aumento del binocular, podrían variar según el ambiente en que se use el equipo con mayor frecuencia. Por último, para conocer qué es lo que más se considera a la hora de valorar un binocular, se solicitó que indiquen qué características fundamentales de los binoculares consideraron a la hora de realizar la recomendación del equipo en cada una de las tres gamas de precio (e.g., calidad de los lentes, campo visual, peso del binocular, tratamiento de las lentes, purgado interior, etc.). La encuesta realizada se puede ver en detalle en el material suplementario.

Es importante aclarar que como los encuestados responden desde su experiencia en el uso de distintos binoculares, los resultados reflejan más bien qué binoculares son los más usados y nombrados a nivel local.

Este estudio no evalúa objetivamente mediante instrumentos de medición óptica la calidad de cada uno de los binoculares mencionados. Sin embargo, se puede especular que si muchas personas relacionadas a la observación de las aves recomiendan y utilizan una determinada marca y modelo, este debería ser de mayor calidad que los otros manteniendo una buena relación precio-calidad.

Todos los análisis y gráficos fueron realizados utilizando el programa libre R (R Core Team 2020). Para realizar los gráficos de barra que describen la proporción en que cada marca fue recomendada se utilizó el paquete ggplot2 (Wickham et al. 2020). Para realizar los gráficos de torta que describen en qué proporción fueron recomendados los aumentos y diámetro del objetivo de los binoculares, como así también la proporción en que los encuestados utilizan los distintos tipos de ambientes para realizar las observaciones de aves, se utilizó el paquete plotrix (Lemon et al. 2021). Finalmente, para realizar los gráficos de nube de palabras que describen en qué medida fueron mencionadas las distintas características de los binoculares a la hora de valorar el equipo se utilizó el paquete wordcloud (Fellows 2018).

Para mostrar en qué medida se fueron mencionado los distintos tipos de aumento y diámetro de lente objetivo, como así también las características de los equipos, se juntaron todos los datos de la encuesta independientemente de la gama de los binoculares. Se decidió hacerlo de esta manera ya que el patrón por gama fue similar al global (Figs. S1, S3). Para explorar si existe alguna relación entre los tipos de ambientes en los cuales los encuestados utilizan con mayor frecuencia los binoculares y el aumento del equipo, se realizó una estadística descriptiva observando los porcentajes en que cada aumento (e.g., 8x, 10x, etc.) fue mencionado en cada ambiente. Para ello los ambientes se dividieron en tres categorías de acuerdo a su fisonomía: i) ambientes cerrados (bosques húmedos, selvas, etc.), ii) abierto (lagunas, ambiente marino, pastizales, fachinales, etc.) y iii) general, cuando los encuestados utilizan los binoculares en una amplia variedad de ambientes abarcando tanto cerrados como abiertos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron un total de 42 respuestas. La mayoría de las personas que participaron de la encuesta fueron de Argentina (83%), pertenecientes a 13 pro-

vincias. Además, hubo respuestas desde otros países, como Costa Rica, Perú, Bolivia, Chile y México (17%).

Los binoculares más mencionados en la gama básica fueron los Celestron Outland en primer lugar y los Celestron Nature en segundo lugar. En la gama económica los más mencionados fueron los Nikon Monarch 5 y los Vortex Diamondback, mientras que en la gama más alta fueron los Vortex Viper y compartiendo el segundo lugar los Nikon Monarch 7 y Zeiss Terra ED (Figs. 2a y 2b). Es interesante destacar que los modelos más recomendados en las tres gamas de precio (Fig. 2b) corresponden a binoculares de formato roof, por lo que este resultado muestra que los binoculares de formato roof son ampliamente elegidos

por ornitólogos y ornitólogas frente a los de formato porro. Esto coincide con distintas fuentes de información en las cuales mencionan que este formato es el que mejor se adecua para la observación de las aves (Barry y Rosenberg 2013b, c, Jones 2021).

Con respecto al aumento y diámetro del lente objetivo, los binoculares 8 x 42 mm fueron los más mencionados, con un 59%. Además, si no consideramos el diámetro del lente objetivo, el aumento de 8x fue ampliamente mencionado con un 67% (ver Fig. 2c). Los binoculares 10 x 42 mm fueron mencionados en segundo término, por lo que también representan una opción interesante a tener en cuenta a la hora de adquirir un binocular (Figs. 2c, S1). Los dos aumentos más mencio-

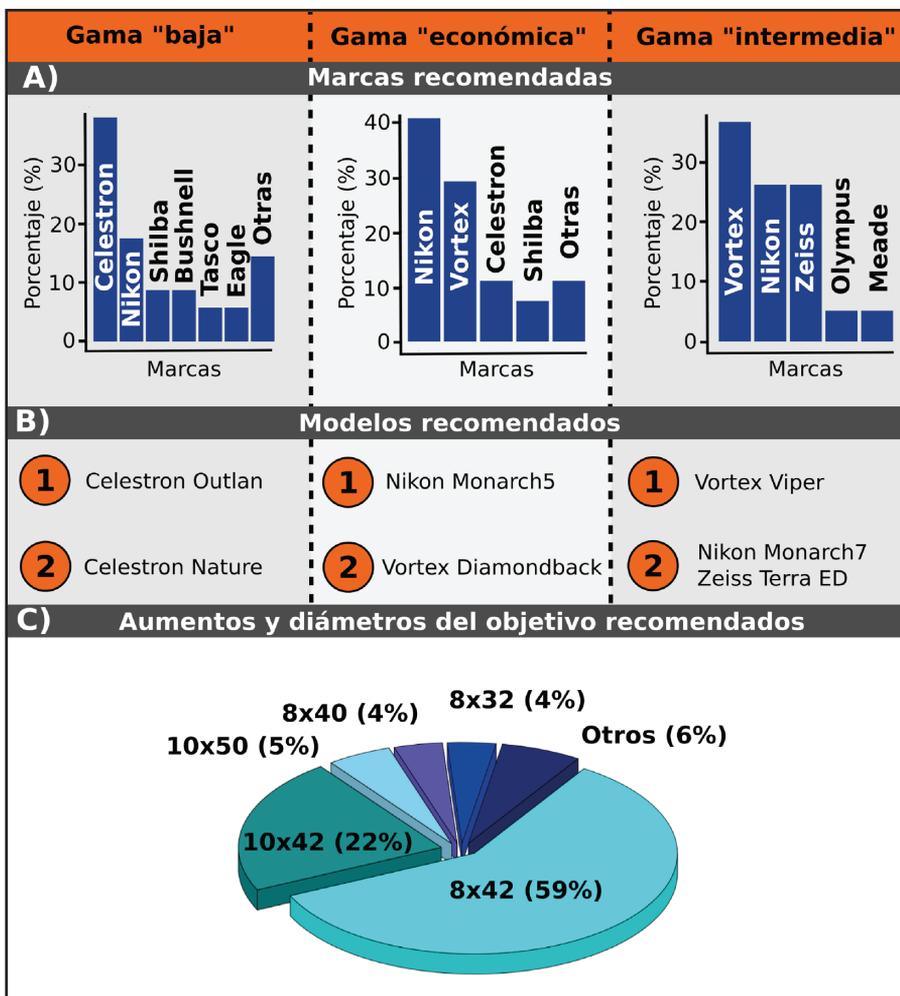


Figura 2. Resultados de la encuesta donde se muestra **a)** en qué porcentaje fueron mencionadas cada una de las marcas por los y las encuestadas para cada una de las gamas de precio. Aquellas marcas que fueron mencionadas menos del 5% fueron agrupadas dentro de la categoría de "otras". En **b)** se exponen los dos modelos más mencionados en cada una de las tres gamas de precio. En el caso de la gama intermedia, el puesto n.º 2 fue compartido por dos marcas ya que recibieron el mismo número de recomendaciones. En **c)** se muestra el porcentaje en que fue recomendado cada uno de los aumentos y diámetro del lente objetivo independientemente de la gama, ya que no existieron grandes diferencias entre gamas (ver Fig. S1 para mayores detalles).

nados (8x y 10x) son ampliamente usados en el mundo de la observación de las aves, sin embargo, existe un extenso debate en cuál sería el aumento ideal (Barry y Rosenberg 2013a, b, The Cornell Lab 2013, Mones 2016). Esto muchas veces depende del tipo de ambiente donde principalmente van a ser usados, como se mencionó anteriormente o el tipo de ave a observar (por ejemplo, binoculares 10x se adecuarían mejor a la observación de rapaces). Sin embargo, también depende de decisiones personales cuál es el aumento que mejor se adapta a cada usuario (Barry y Rosenberg 2013a, b, The Cornell Lab 2013, Mones 2016, Jones 2021).

Si se analiza en qué porcentaje fueron mencionados los aumentos de los binoculares de acuerdo al tipo de ambiente utilizados, independientemente del ambiente, la mayoría de los encuestados mencionan en una mayor proporción el aumento 8x (Fig. 3). El 100% de los usuarios que utilizan los binoculares en ambientes cerrados mencionaron únicamente el aumento 8x, mientras que los que lo usan en ambos ambientes (categoría general) también mencionan otros tipos de aumento, aunque en menor proporción (Fig. 3). Esto coincide con bibliografía previa (Barry y Rosenberg 2013b, Mones 2016, Jones 2021). Sorprendentemente en los ambientes abiertos el aumento 10x no fue el más mencionado (Fig. 3), lo cual no es coincidente con la literatura (Barry y Rosenberg 2013b, Mones 2016). Esto podría estar dado por un sesgo en los encuestados. Una explicación posible es que, si se cuenta con un presupuesto pequeño, el usuario podría decidir comprar binoculares 8x ya que se adapta a una amplia variedad de ambientes (Fig. 3). Posiblemente si se amplía la encuesta a otros países de mayor adquisición económica y

facilidades en la compra de equipos esta tendencia podría ser distinta, siendo el aumento 10x más utilizado en ambientes abiertos.

Con respecto a las características de los binoculares, la calidad óptica y la calidad de los materiales fueron las más mencionadas, mientras que la distancia focal mínima, la luminosidad, el tratamiento del purgado interior, el peso y el precio del equipo fueron mencionadas en menor medida (Fig. 4). Las características menos mencionadas fueron el campo visual, la ergonomía, garantía, durabilidad, tamaño y el tratamiento de las lentes (Fig. 4).

CONCLUSIONES

Este trabajo muestra la amplia variedad de características que son necesarias tener en cuenta a la hora de elegir un binocular. Sin embargo, el formato del binocular, el aumento y el diámetro del lente objetivo, la calidad de la óptica y la de los materiales parecerían ser las características más importantes a tener en cuenta para la observación de aves. Los binoculares de formato roof son claramente el formato más elegido por ornitólogos y ornitólogas en comparación con los de formato porro, los cuales casi no fueron mencionados. Con respecto a los aumentos y diámetro del objetivo, los binoculares 8 x 42 mm son los que mejor se adaptarían para ser usados en una amplia variedad de ambientes. De la amplia gama de marcas que existen en el mercado, se puede decir que Celestron, Nikon, Vortex y Zeiss son cuatro marcas confiables y frecuentemente utilizadas

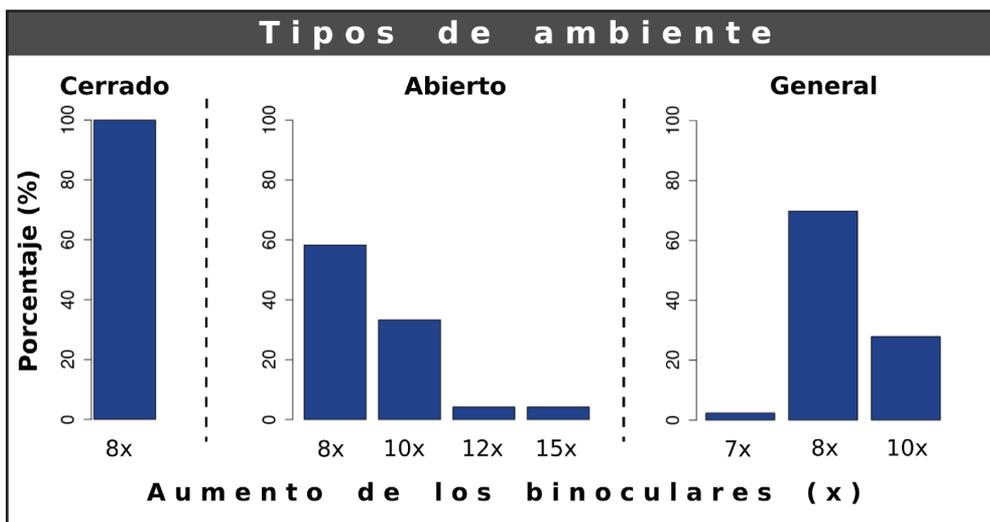


Figura 3. Porcentaje en que cada aumento de binocular fue mencionado en los distintos tipos de ambientes analizados.



Figura 4. Nube de palabras que representa en qué medida fueron mencionadas cada una de las características de los binoculares a la hora de ser recomendados por los y las encuestadas (las palabras con mayor tamaño de fuente representan aquellas características más mencionadas). Los números entre paréntesis indican la frecuencia (i.e. frecuencia relativa) en que cada característica fue mencionada en función al total de menciones.

en la observación de las aves. Entre estas cuatro marcas y sus distintos modelos existe una gran variedad de equipos que se podrían adaptar a una amplia gama de presupuestos. Es importante destacar que como son equipos que por lo general duran y se utilizan por mucho tiempo, se recomienda intentar acceder a lo mejor que se pueda. Por lo general los mejores modelos son más caros, pero puede ser una buena inversión en el largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

A M. Lucrecia Herrero por incentivarme a escribir este trabajo. A M. Lucrecia Herrero y Alejandro Schaaf por haber realizado aportes constructivos sobre el manuscrito que mejoraron la calidad y claridad del trabajo. A todas las personas que participaron y difundieron la encuesta. Al editor asociado Dr. Lucas Leveau y los/as revisores/as anónimos quienes con sus aportes constructivos mejoraron la calidad del trabajo. A todas las personas que me cuidaron y me cuidan, que hacen esto posible. E.G.V es becario postdoctoral de CONICET.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

AVES ARGENTINAS (2021). Qué binoculares comprar. (URL: <https://avesargentinas.org.ar/qu%C3%A9-binoculares-comprar>)

BARRY J Y ROSENBERG A (2013a) The Audubon Guide to Binoculars. (URL: <https://www.audubon.org/gear/binocular-guide>)

BARRY J Y ROSENBERG A (2013b) Finding the best binoculars for birding. (URL: <https://www.allaboutbirds.org/news/finding-the-best-binoculars-for-birding/>)

BARRY J Y ROSENBERG A (2013c) Best binoculars of 2013: the full review table. Finding the best binoculars for birding. (URL: https://www.allaboutbirds.org/news/wp-content/uploads/2013/10/Binocular_review_full_spreadsheet.pdf)

FELLOWS I, FELLOWS MI, RCPP L Y RCPP L (2018) Package 'wordcloud'. Word Clouds. Version 2.6.

JONES K (2021) 12 Expert tips on choosing binoculars for birding and wildlife observation. (URL: <https://irelandswildlife.com/choosing-binoculars-for-birding/>)

LEMON J, BOLKER B, OOM S, KLEIN E, ROWLINGSON B, WICKHAM H ... Y LEMON MJ (2021) Package 'plotrix'. Plotrix. Version 3.8.1

MONES W (2016) How To Choose Your Binoculars. When it comes to birding, your looking glass makes all the difference. (URL: <https://www.audubon.org/news/how-choose-your-binoculars>)

OLECH A (2010) Porro or Roof? That is the question! (URL: https://www.allbinos.com/15.1-article-Porro_or_Roof_That_is_the_question!.html)

OLECH A (2020) Changes in our tests of binoculars. (URL: https://www.allbinos.com/181.1-article-Changes_in_our_tests_of_binoculars.html)

OLECH A (2021) Allbinos: Binoculars. (URL: <https://www.allbinos.com/binoculars.html>)

R CORE TEAM (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Sta-

- tistical Computing, Vienna, Austria. (URL: <https://www.R-project.org/>)
- THE CORNELL LAB (2013) All about birds. 6 steps to choosing a pair of binoculars you'll love. (URL: <https://www.allaboutbirds.org/news/six-steps-to-choosing-a-pair-of-binoculars-youll-love/?fbclid=IwAR0mbJBpJj2QuxaDLuqIekbGzTcttHM29CkBZ-jxfDqGKNYEOgPerVwd-jyA>)
- TONKIN S (2014) Binocular Astronomy, The Patrick Moore Practical Astronomy Series
- WHITEHEAD J (2012) Best Binoculars Review: The Complete Guide to: Extra Low Dispersion Glass (ED Glass). (URL: <https://www.bestbinocularsreviews.com/blog/extra-low-dispersion-glass-ed-glass-09/>)
- WHITEHEAD J (2014) Best Binoculars Review: 10x42 Binoculars for Bird Watching? (URL: <https://www.bestbinocularsreviews.com/blog/10x42-binoculars-for-bird-watching-02/>)
- WHITEHEAD J (2017) Best Binoculars Review: Anti-Reflection Lens Coatings on Binoculars. (URL: <https://www.bestbinocularsreviews.com/blog/anti-reflection-lens-coatings-on-binoculars-04/>)
- WHITEHEAD J (2021a) Best Binoculars Review: Glossary. (URL: <https://www.bestbinocularsreviews.com/glossary-binoculars.php>)

El Hornero, Revista de Ornitología Neotropical, publicada por Aves Argentinas desde 1917 es la más antigua y una de las más prestigiosas en su tipo. Es por excelencia una destacada revista con contenido científico sobre aves del neotrópico. En ella, se publican resultados originales de investigación sobre biología de las aves, que pueden ser teóricos o empíricos, de campo o de laboratorio, de carácter metodológico o de revisión de información, o de ideas referidos a cualquiera de las áreas de la ornitología.

La colección completa y actualizada de El Hornero está disponible en <https://www.avesargentinas.org.ar/ciencia/el-hornero>

El Hornero se publica dos veces por año (un volumen de dos números). El Hornero está incluida en Scopus, Biological Abstracts, Zoological Record, BIOSIS Previews, LATINDEX (Catálogo y Directorio), BINPAR (Bibliografía Nacional de Publicaciones Periódicas Argentinas Registradas), Catálogo Colectivo de Publicaciones Periódicas (CAICYT), Núcleo Básico de Revistas Científicas Argentinas, Ulrich's Periodicals Directory, OWL (Ornithological Worldwide Literature), Wildlife & Ecology Studies Worldwide, y SciELO (Scientific Electronic Library Online).

Editor en Jefe

Dr. Sergio Lambertucci

Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación (INIBIOMA), CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.

Editores Adjuntos

Dr. Ignacio Roesler

Programa Biodiversidad y Conservación, Dpto. de Análisis de Sistemas Complejos, Fundación Bariloche-CONICET, Bariloche, Argentina.

Dra. Karina Speziale

Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA, CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.

Editores Asociados

Dr. David Canal

Institute of Ecology and Botany (IEB-CER), Hungría

Dra. Kristina L. Cockle

Grupo de Ecología y Conservación de Aves, Instituto de Biología Subtropical-CONICET-UNaM, Puerto Iguazú, Argentina

Dr. Adrián Di Giacomo

Laboratorio de Biología de la Conservación, CECOAL-CONICET

Dra. Laura Gangoso

Department of Wetland Ecology, Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), España

Dr. Germán García

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), FCEYN-UNMDP

Dr. Alex E. Jahn

Environmental Resilience Institute, Indiana University, USA

Dr. Lucas Leveau

Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos IEGEBA-CONICET, FCEN-UBA, Buenos Aires, Argentina

Dra. Bettina Mahler

Laboratorio de Ecología y Comportamiento Animal, IEGEBA-FCEN, UBA

Dra. Beatriz M. Miranzo

Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECA- RA), FCEyN-UNLPam & INCITAP-CONICET

Dr. Pablo Plaza

Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA, CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.

Dra. Cynthia Ursino

Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Estados Unidos

Dra. Andrea Raya Rey

Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), CONICET

Editoras de resúmenes en inglés:

Diana Raimondo, Alba Mora, Romina Carabajal, Martha Bianchini, Sol Dibo - Servicio de Traducción, Facultad de Lenguas. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina.

Revisores de formato de El Hornero:

Ariadna Tripaldi y Ezequiel Racker.

Dirección general:

Cynthia Ursino – Ignacio Roesler. Dpto. Científico, Aves Argentinas. Matheu 1248, CABA (1249), Argentina.

Diseño gráfico

Mariano Masariche

Información editorial

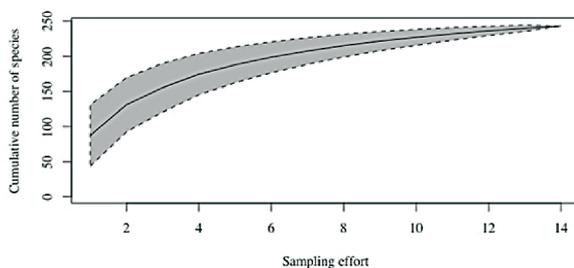
Oficina editorial: Instituto en Biodiversidad y Medio Ambiente, INIBIOMA, CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250 (8400), Bariloche, Argentina.

Email: elhornero@avesargentinas.org.ar

Oficina administrativa: Administración Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata. Matheu 1248, C1249AAB Buenos Aires, Argentina.

FE DE ERRATAS

En el artículo “Bird diversity and conservation in the lower delta of the Paraná River, Argentina. Pp. 71-94. Natalia Fracassi, Yanina V. Sica, Andrea Magnano, Anahí Vaccaro, Roberto Landó, Diego Artero, Gregorio I. Gavier–Pizarro, Roberto Bó, Daniel Somma, Rubén D. Quintana, María José Rodríguez y Gustavo Sebastián Cabanne.” en la página 75 el gráfico correspondiente a la Figura 2 es el siguiente:





El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

Volumen 37 - Número 1

Agosto 2022

Contenidos/Contents

Artículos

- Del Monte al Chaco: ebird revela la migración del Piojito Trinador (*Serpophaga griseicapilla*). 5
- Is young capture rate a reliable measure of White-crested Elaenia productivity in the Andean-patagonian forest? 19
- Biología reproductiva del Coludito Copetón (*Leptasthenura platensis*) en cajas nido en el centro de Argentina. 25
- Evaluación de parámetros reproductivos de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) en una de las mayores colonias de Patagonia, Argentina. 37
- Interacciones intraespecíficas durante la alimentación en grupo en la gaviota de olrog (*Larus atlanticus*). 51
- Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la costa norte de Argentina: ¿evidencias de un sesgo sexual en aves juveniles varadas? 65

Comunicaciones breves

- First record of a Rufous-breasted Leaf-tosser (*Sclerurus scansor*) nesting in a tree cavity. 79

Metodologías y Ayudas en Investigación

- Comparación intramétodo de captura de gallaretas *Fulica* sp. en lagunas urbanas del sudeste bonaerense. 85
- Observando aves: ¿cómo elegir los binoculares más adecuados? 93