



Volumen 40 · Número 1 · Agosto 2025

El Hornero

Revista de Ornitología Neotropical



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

ISSN 0073-3407 | 1850-4884

El Hornero -Revista de Ornitología Neotropical-, publicada por Aves Argentinas desde 1917, es la más antigua 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.

El Hornero se publica dos veces por año (un volumen de dos números). Esta revista está incluida en Scopus, LATINDEX (Catálogo y Directorio), BINPAR (Bibliografía Nacional de Publicaciones Periódicas Argentinas Registradas), CAICYT (Catálogo Colectivo de Publicaciones Periódicas), Núcleo Básico de Revistas Científicas Argentinas, SciELO (Scientific Electronic Library Online), Directory of Open Access Journals (DOAJ) y Amelica.



ACCEDÉ A LA COLECCIÓN COMPLETA
ELHORNERO.AVESARGENTINAS.ORG.AR





El Departamento Científico de Aves Argentinas reabre sus puertas a principios del 2020 con el fin de fortalecer el “ala académica” de la institución. Su visión es volver a los pasos de una sociedad científica que reúna a la comunidad ornitológica del país.

Su principal objetivo es fortalecer la comunidad ornitológica tanto profesional como amateur. Además, fundamentalmente busca apoyar la generación de conocimiento sobre las aves de Argentina, tanto básico y teórico, como aquel fundamental para el desarrollo de acciones directas de conservación y manejo.

Trabaja en diferentes líneas de acción para alcanzar estos objetivos:

- Cuenta con una línea de financiamiento propia, conocida como las Becas Aves Argentinas, para apoyar proyectos de investigación de científicos/as jóvenes.
- Trabaja en la edición y publicación de las revistas científicas *Nuestras Aves* y *El Hornero*.
- Administra junto al Laboratorio de Ornitología de Cornell la plataforma de ciencia ciudadana eBird en Argentina.
- Organiza de manera bienal las Reuniones Argentinas de Ornitología (RAO).
- Acompaña la gestión de la centenaria biblioteca institucional.

CONOCÉ MÁS INGRESANDO A
AVESARGENTINAS.ORG.AR/CIENCIA



El Hornero

Revista de Ornitología
Neotropical

Establecida en 1917 · ISSN 0073-3407 · eISSN 1850-4884

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. Adrián Di Giacomo · Laboratorio de Biología de la Conservación, CECOAL-CONICET, Corrientes, Argentina

Dr. Alex E. Jahn · Environmental Resilience Institute, Indiana University, Estados Unidos

Dra. Andrea Raya Rey · Laboratorio de Ecología y Conservación de Vida Silvestre, grupo Aves, CADIC-CONICET, Ushuaia, Argentina

Dra. Beatriz M. Miranzo · Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECARA), FCEyN-UNLPam & INCITAP-CONICET, La Pampa, Argentina

Dra. Bettina Mahler · Laboratorio de Ecología y Comportamiento Animal, IEGEBA-CONICET, FCEN-UBA, Buenos Aires, Argentina

Dra. Cynthia Ursino · Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Estados Unidos

Dr. David Canal · Institute of Ecology and Botany (IEB-CER), Hungría

Dr. Germán García · Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), FCEYN-UNMDP, Mar del Plata, Argentina

Dr. Juan Ignacio Areta · Laboratorio de Ecología, Comportamiento y Sonidos Naturales (ECOSON), IBIGEO-CONICET, Rosario de Lerma, Argentina

Dra. Laura Gangoso · Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, Facultad de Biología-Universidad Complutense de Madrid, España

Dr. Lucas Leveau · Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos IEGEBA-CONICET, FCEN-UBA, Buenos Aires, Argentina

Dra. Lucía Montesana · Facultad de Ciencias, Uruguay

Dra. Nélida Villaseñor · Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile & Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Bernardo O'Higgins, Santiago, Chile

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

Dra. Susana Peluc · Grupo de Ecología y Ecofisiología de Aves, IDEA, CONICET- Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina



El Hornero

Revista de Ornitología
Neotropical

Establecida en 1917 · ISSN 0073-3407 · eISSN 1850-4884

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. <http://www.uncoma.edu.ar>

Dra. Maria Smith · Cornell Lab of Ornithology

Revisores de Formato

Ariadna Tripaldi, Ezequiel Racker, Jorgelina Guido & María del Castillo

Dirección General

Dra. Cynthia Ursino & Dr. Ignacio Roesler · Departamento Científico, Aves Argentinas. Matheu 1248, CABA (1249), Argentina

Diseño Gráfico & Web

María del Castillo · Upupegops Diseño y Desarrollo Digital (maria@upupegops.design)

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



Miembro de



Esta obra está bajo una licencia internacional Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0



El Hornero

Revista de Ornitología
Neotropical

Establecida en 1917 · ISSN 0073-3407 · eISSN 1850-4884

Contenido | Content

Editoriales

7 · El Hornero crece, se renueva y es cada vez más Neotropical | El Hornero grows, renews itself and becomes increasingly Neotropical

11 · El Hornero: una construcción colectiva que sigue creciendo | El Hornero: a collective construction that continues to grow

Artículos

13 · Uso de plásticos como material de nidos en un área natural del centro-este de Argentina y evidencias de efectos negativos en la reproducción | Use of plastics as nest material in a natural area of central-eastern Argentina and evidence of negative effects on reproduction

25 · Evaluación de la mortalidad de aves por efecto de carreteras en un área de alto endemismo en el occidente de Ecuador | Assessment of avian roadkill in an important endemic area in western Ecuador

41 · Establecimiento de líneas base de biodiversidad en comunidades de aves en dos ecorregiones áridas del norte de la Patagonia | Establishing biodiversity baselines of avian communities in two arid ecoregions of northern Patagonia

51 · Maduración del plumaje, muda y morfología del críticamente amenazado Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) | Plumage maturation, molt, and morphology of the critically endangered Hooded Grebe (*Podiceps gallardoi*)

61 · Biometría, clases etarias y proporción de sexos en Pingüinos de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) varados en la costa noroeste de la provincia de Río Negro (Argentina) | Biometry, age classes and sex ratio in Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) stranded on the northwest coast of the province of Río Negro (Argentina)

73 · Dialectos de canto del Chingolo (*Zonotrichia capensis*) al norte y al sur de la Laguna Mar Chiquita, Provincia de Córdoba, Argentina | Song dialects of the Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*) north and south of Laguna Mar Chiquita, Córdoba Province, Argentina

Comunicaciones Breves

81 · Abundancia del Flamenco Austral (*Phoenicopterus chilensis*) en el santuario de la naturaleza humedales del río Maullín, sur de Chile | Abundance of the Chilean Flamingo (*Phoenicopterus chilensis*) in the wetlands of the Maullín river nature sanctuary, southern Chile

89 · Situación reproductiva del Flamenco Chileno (*Phoenicopterus chilensis*) en el Perú | Breeding status of Chilean Flamingo (*Phoenicopterus chilensis*) in Peru

99 · First GPS record of a Red-legged Cormorant off the coast of Peru suggests pelagic foraging behavior | Primer registro GPS de un cormorán de patas rojas en la costa del Perú



EL HORNERO CRECE, SE RENUEVA Y ES CADA VEZ MÁS NEOTROPICAL

El Hornero grows, renews itself and becomes increasingly Neotropical

Sergio A. Lambertucci

Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación
Inibioma, CONICET – Universidad Nacional del Comahue
Departamento Científico - Aves Argentinas
*elhornero@avesargentinas.org.ar

La mercantilización de las publicaciones científicas, donde grandes editoriales copan el mercado y promueven el pago por publicar o leer los artículos está incrementando la desigualdad que ya existía en varias regiones del mundo, en particular en nuestra zona Neotropical. Como sabemos quienes hacemos investigación en Latinoamérica, los costos de publicar en revistas internacionales de acceso abierto son prohibitivos. Sumado a ello, la realidad actual de desfinanciación de nuestras investigaciones e instituciones académicas llevan a que publicar un trabajo sea cada vez más difícil, sobre todo para las nuevas generaciones. En ese contexto las revistas de asociaciones, como El Hornero, son claves y cumplen un rol cada vez más relevante, ya que permiten seguir publicando lo que consideramos de interés científico para nuestra región, sin tener que pagar por ello. Estas revistas son cada vez más raras, ya que publican sus artículos científicos con acceso abierto para todo el público y sin la necesidad de que los autores deban pagar. Por ello, considero que apoyarlas en todo lo que esté a nuestro alcance es fundamental. En mi caso personal tuve el honor de hacerlo como editor en jefe de El Hornero.

Luego de cuatro años a cargo, llega el tiempo de una renovación. Desde que arrancamos esta etapa, en conjunto con el Departamento Científico de Aves Argentinas, teníamos claro que El Hornero debía ir renovándose constantemente para favorecer la llegada de nuevas ideas, energía y opiniones. Por eso, el ciclo

que me tocó estar a cargo se termina con este número, pero al mismo tiempo se abre una nueva etapa que, sin dudas, hará crecer aún más esta gran revista.

EL GRUPO HUMANO

Tener a cargo la responsabilidad editorial de El Hornero, esta legendaria revista nacional con alcance regional, ha sido un honor y uno de los grandes placeres que he tenido en mi carrera académica. Pude trabajar con un grupo excelente en lo profesional y humano. El Departamento Científico de Aves Argentinas me apoyo, acompañó y ayudó para que cada una de las decisiones que se fueron tomando se llevaran adelante de manera exitosa. Les estoy enormemente agradecido a Cynthia Ursino, Kini Roesler, María del Castillo, Cornelia Witschi y Milagros Jefferies. Además, me acompañó un gran grupo profesional de editores adjuntos y asociados que estuvieron siempre presentes para sugerir, ayudar a tomar decisiones y tomar la responsabilidad editorial de cada trabajo que llegó. Todas nuestras decisiones fueron tomadas con el objetivo de continuar construyendo y mejorando a El Hornero. Estoy muy agradecido por el acompañamiento y la calidad de los Editores que me acompañaron y que trabajaron, ad honorem, para cumplir los objetivos propuestos: Adrián Di Giacomo, Alex E. Jahn, Andrea Raya Rey, Beatriz M. Miranzo, Bettina Mahler, Cynthia Ursino, David Canal, Germán García, Ignacio Areta, Ignacio Roesler, Karina Speziale, Kristina L. Cockle, Laura Gangoso, Lucas Leveau, Lucía

Mentesana, Nélica Villaseñor, Pablo Plaza y Susana Peluc. Todo este grupo se ha tomado con mucha seriedad el trabajo ayudando a los autores a que tengan un mejor trabajo al momento de publicarlo. Quiero hacer extensivo a todo el grupo los agradecimientos que he recibido por este proceso, que sabemos que a veces fue un poco más largo y tedioso, pero que siempre fue con el objetivo de tener un mejor trabajo final.

Una revista científica no solo se construye con académicas y académicos de calidad, requiere además del apoyo de un gran número de personas que colaboran para que los trabajos salgan bien revisados y formateados, que los resúmenes en el idioma alternativo sean claros y que los manuscritos se suban a las plataformas propias y de las bases de datos que indexan los trabajos en tiempo y forma. Para ello contamos con el enorme trabajo en un principio de Ricardo Cáceres y luego de María del Castillo. Para la revisión de estilo el apoyo incondicional, desinteresado y ad honorem de Jorgelina Guido, Ariadna Tripaldi y Ezequiel Racker. Los resúmenes en inglés fueron revisados también de manera ad honorem por María Smith del Cornell Lab of Ornithology, y el Servicio de Traducción, Facultad de Lenguas de la Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina (<http://www.uncoma.edu.ar>) en particular: Diana Raimondo, Alba Mora, Romina Carabajal, Martha Bianchini & Sol Dibo. Las tapas de las revistas fueron hermosamente ilustradas por Fernando Ballejo, Katelyn Depot, Facundo Barbar, Juana Sava Fernández, Ariadna Tripaldi, Dana Piedrabuena, Elvira Canio y Luis Pagano.

ALGUNOS RESULTADOS

Los resultados y logros de estos años superaron nuestras expectativas. Hemos logrado aumentar el impacto de la revista en cuanto a cantidad de citas, indicadores como el CiteScore, la cantidad de artículos y por primera vez en su historia la revista llegó a estar en el tercer cuartil de impacto Scimago/Scopus en el área de ciencia animal y zoología. Un mayor detalle de estos logros se describe en este número en un editorial especial (Ursino & Roesler 2025). Más allá de esos números alentadores, algo que me entusiasma mucho es que cuando comenzamos este proceso se recibían pocos trabajos, lo cual ponía en riesgo o retrasaba la salida de los números. Hemos logrado que la comunidad ornitológica local y regional seleccione a El Hornero como una de las revistas de ornitología en donde publicar sus trabajos. Por ello, ha aumentado considerablemente la cantidad de manuscritos, pero

también su calidad. Si bien la tasa de rechazo de la revista también ha aumentado, una buena parte de esos artículos en realidad son redireccionados a la otra revista con la que contamos específicamente para las observaciones particulares y novedosas sobre ornitología, *Nuestras Aves*. Esto permite que los trabajos sigan siendo publicados pero que ambas revistas vayan diferenciándose cada vez más en sus contenidos.

Cuando comencé este proceso me planteé varias metas a desarrollar en conjunto con todo el equipo de trabajo (Lambertucci 2021). Afortunadamente hemos ido cumpliendo prácticamente la totalidad de ellas. Por ejemplo, queríamos ampliar el equipo de editores en general, buscando a su vez balancear por zona, género y temática. Logramos un gran avance, aunque todavía nos queda trabajo. Agregamos la figura de editores adjuntos, quienes me acompañaron en muchas decisiones que debí tomar previo al envío de los trabajos a los editores asociados y revisores. De esta manera reducimos los tiempos para los autores, si los trabajos no eran adecuados para la revista. En general valoramos mucho que nuestros trabajos salgan pronto, ya que luego de tanto esfuerzo queremos que el fruto se vea publicado lo antes posible. Logramos sacar los números completos a tiempo, pero incluso muchas veces gran parte de los trabajos estuvieron publicados “en línea” como versión preliminar con mucha anticipación. Recomiendo mirar con regularidad nuestro sitio web donde se van subiendo todos los meses los trabajos aceptados (<https://elhornero.avesargentinas.org.ar>).

Uno de los puntos que consideramos clave era poder darles continuidad y más regularidad a los números especiales que ya se habían realizado en un pasado. Logramos publicar dos números muy interesantes, uno en Ornitología Urbana y otro sobre Aves Marinas. El primero se trató de un número que incluyó artículos de revisión, puntos de vista, ayudas didácticas y comunicaciones breves provenientes de 5 países de Latinoamérica (Leveau et al. 2022). El segundo, sobre Aves Marinas sudamericanas, fue en cierta forma una actualización de un número publicado hace dos décadas en la revista y estuvo compuesto por un punto de vista y varias revisiones bibliográficas (e.g., Yorio et al. 2024, Quintana et al. 2024).

Otra de nuestras metas fue mantener y mejorar la indexación de la revista para lo que trabajamos fuertemente en conjunto con todo el Departamento Científico. Queríamos darle la mayor celeridad posible a la indexación de los trabajos y que estos estuvieran en las distintas bases de datos lo antes posible. Para

esto fue clave cumplir todos los requisitos y recomendaciones de estas bases de datos, los cuales fueron seguidos con gran detalle por el equipo del Departamento Científico mejorando nuestra web en todos los sentidos. Gracias a este trabajo complejo y minucioso, logramos que los artículos subidos a nuestra web en pocos días aparezcan en Google Scholar (<https://scholar.google.com/>) y en unas pocas semanas en Scopus (www.scopus.com/). Por otro lado, ahora se puede ver la cantidad de veces que los trabajos son descargados, y además listamos trabajos similares y otros de los mismos autores para que los lectores puedan fácilmente encontrarlos (ver por ejemplo: <https://elhornero.avesargentinas.org.ar/home/article/view/1503>). También logramos tener indexados en Scopus todos los artículos desde 1996 hasta la actualidad. Eso mejoró nuestros indicadores con valores más actualizados, por ejemplo, para el índice H de El Hornero en Scimago (www.scimagojr.com). Logramos también ser incluidos en la base de datos DOAJ (<https://doaj.org>), un directorio de revistas de calidad con revisión de pares, que son de acceso abierto. Todo esto ha sido un gran esfuerzo y logro del Departamento Científico de Aves Argentinas en su conjunto.

Hemos publicado trabajos en inglés y español, aunque aún no logramos que todos salgan en ambos idiomas con el fin de llegar a la mayor audiencia, un desafío que queda para el futuro. Además de recibir cada vez más trabajos de autores de Argentina, también recibimos más trabajos de otras regiones, lo cual nos alegra porque significa que la revista se está posicionando mejor en la región. Hemos publicado en estos últimos 4 años trabajos realizados en una decena de países de Latinoamérica, incluyendo México, Costa Rica, Ecuador, Brasil, Perú, Bolivia, Paraguay, Chile, Uruguay y Argentina. El aumento de la diversidad también se observa dentro de Argentina ya que hemos recibido trabajos de una buena parte de sus provincias.

PALABRAS FINALES

Es un placer dejar la revista en manos de Lucía Montesana, quién ya trabajó varios años como editora a cargo de Nuestras Aves y, sin dudas, traerá nuevas ideas que seguirán haciendo de El Hornero una mejor revista. Termino esta etapa en un momento muy difícil para la ciencia en general, y para la ornitología en particular, por las dificultades para llevar adelante nuestras investigaciones, pero también por la pérdida de colegas que han sido clave para la disciplina. No

quiero dejar de recordar a tres personas importantes para la ornitología que se fueron este año 2025: Rosendo (Chendo) Fraga, a quién tuve la suerte de conocer en reuniones ornitológicas, Sergio Seipke con quien compartí trabajo de campo, y el amor por las aves rapaces, y Dana Piedrabuena quién amaba a las aves y el arte, y dibujó la tapa del número de Agosto de 2023. Pronto se publicarán los respectivos obituarios escritos por colegas y amigos cercanos.

Finalmente, no me canso de resaltar que El Hornero es la revista sobre ornitología más antigua del Neotrópico. La revista comenzó en 1917 y continúa publicando desde hace más de un siglo resultados originales de investigación, revisiones, puntos de vista y ayudas didácticas sobre la biología de aves Neotropicales. Espero que siga siendo así por mucho tiempo más. Por mi lado, seguiré trabajando desde donde pueda para que así lo sea.

REFERENCIAS

- Lambertucci SA (2021) Aterrizando con novedades en tiempos turbulentos para la naturaleza. *El Hornero* 36:5-7. <https://doi.org/10.56178/eh.v36i2.366>
- Leveau L, Villaseñor N, Lambertucci SA (2022) Ornitología urbana en el Neotrópico: estado de situación y desafíos. *El Hornero* 37:5-11. <https://doi.org/10.56178/eh.v37i2.403>
- Quintana F, Wilson R, Gómez Laich A (2024). Síntesis y revisión crítica del uso de bio-registradores para aves marinas en Sudamérica. *El Hornero* 39: 65-94. <https://doi.org/10.56178/eh.v39i2.1488>
- Ursino C, Roesler I (2025) El Hornero: una construcción colectiva que sigue creciendo. *El Hornero* 40:11-12. <https://doi.org/10.56178/eh.v40i1.1514>
- Yorio P, Marinao C, Suárez N, Lisnizer N, Kasinsky T, Rosciano N, Frixione MG (2024) Uso de recursos de origen antrópico por parte de aves marinas que reproducen en la Patagonia argentina. *El Hornero*, 39:139-72. <https://doi.org/10.56178/eh.v39i2.1491>





EL HORNERO: UNA CONSTRUCCIÓN COLECTIVA QUE SIGUE CRECIENDO

El Hornero: a collective construction that continues to grow

Cynthia Ursino & Ignacio Roesler

Departamento Científico - Aves Argentinas

*ciencia@avesargentinas.org.ar

Con esta edición, se cierra un ciclo editorial y se abre uno nuevo. Luego de una gestión dedicada y generosa, Sergio Lambertucci finaliza su labor como editor de *El Hornero*. Su trabajo, marcado por el compromiso, la apertura y la búsqueda constante de calidad, ha dejado una huella profunda en la historia reciente de nuestra revista.

Durante su gestión, *El Hornero* experimentó un crecimiento sostenido en múltiples dimensiones: aumentó su *CiteScore* (Fig. 1A), mejoró su posición relativa entre las revistas científicas de su categoría (Fig. 1B), triplicó su número de citas (Fig. 1C) y aumentó el número de artículos publicados (Fig. 1D). Gracias a ello, *El Hornero* fue recientemente incluido en el cuartil Q3 de la categoría *Animal Science and Zoology* de *Scopus*, lo que también se verá reflejado a comienzos del año próximo en *Scimago*.

Este crecimiento se enmarca en un proceso más amplio de fortalecimiento institucional. En 2020, se consolidó el actual Departamento Científico de Aves Argentinas, con el objetivo de acompañar a nuestras revistas nacionales: *El Hornero* y *Nuestras Aves*, promover su profesionalización y afianzar los vínculos con la comunidad científica.

Desde entonces, *El Hornero* y *Nuestras Aves* han avanzado con pasos firmes hacia una mayor calidad, visibilidad e impacto. Hemos trabajado para garantizar la puntualidad en las publicaciones, renovar su diseño y fortalecer el intercambio editorial. También se asignaron DOI a todos los artículos, lo que permite una mejor trazabilidad y citación. Reconociendo la

importancia que estos avances tienen para la comunidad científica, impulsamos múltiples procesos de indexación: ampliamos la cobertura histórica en *Scopus*, ingresamos al *Directory of Open Access Journals* (DOAJ), entre otros logros. Hoy, los indicadores de *El Hornero* reflejan ese trabajo y crecimiento sostenido y colectivo.

Sin embargo, somos conscientes de que los índices internacionales son móviles y que no siempre reflejan el valor de una revista regional. Celebramos que *El Hornero* mantenga el castellano como idioma principal, aunque también publique en inglés para facilitar su proyección internacional. Valoramos el conocimiento básico y la historia natural del Neotrópico, que son fundamentales para el conocimiento local y la toma de decisiones a nivel nacional o regional. Reivindicamos que funcione como espacio de formación para quienes mandan a publicar sus artículos, quienes los revisan, los editan y quienes dan sus primeros pasos en el mundo académico, en un entorno amigable y en su propia lengua. Y, por supuesto, que se mantenga libre de las grandes editoriales, sostenida por una comunidad comprometida. Esto nos permite algo fundamental: seguir siendo una revista independiente y libre de costos, tanto para quienes publican como para quienes leen.

Una de nuestras propuestas clave fue establecer gestiones editoriales con una duración definida. Creemos que la renovación de los equipos editoriales no representa un cierre, sino una oportunidad para seguir creciendo, abrir nuevas miradas, voces y construir sobre bases sólidas.

Ahora sí: con entusiasmo le damos la bienvenida a Lucía Montesana, quien asume como nueva editora de *El Hornero*. Lucía fue editora de *Nuestras Aves* entre el año 2020 y principios de este año (2025), y actualmente se desempeña como profesora asistente en la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República (Uruguay). Con su experiencia editorial, solidez científica y compromiso con la comunidad ornitológica, confiamos en que seguirá guiando con excelencia a nuestra revista en esta nueva etapa.

El Hornero es mucho más que una publicación: es una comunidad en movimiento. Agradecemos profundamente a Sergio y a todas las personas que lo hacen posible: quienes integraron el equipo editorial durante estos años; Editores/as asociados/as, a quienes colaboran en la revisión de

manuscritos, en el control de formato y de resúmenes en inglés, en el diseño, en la gestión de la plataforma y la web, en la comunicación y visibilización, en las indexaciones, en la administración, y en tantas tareas más que sostienen día a día una revista como esta. Gracias también a Aves Argentinas, por confiarnos la dirección del Departamento Científico y de *El Hornero*, y por seguir apoyando el crecimiento y consolidación de las revistas científicas nacionales. Y, sobre todo, gracias a quienes confían en la revista enviando y citando sus artículos.

Seguimos confiando en el valor de *El Hornero* como espacio de referencia para la ornitología del Neotrópico, y celebramos estos logros como parte de un proceso colectivo que continuará fortaleciéndose con nuevas ideas, voces y desafíos.

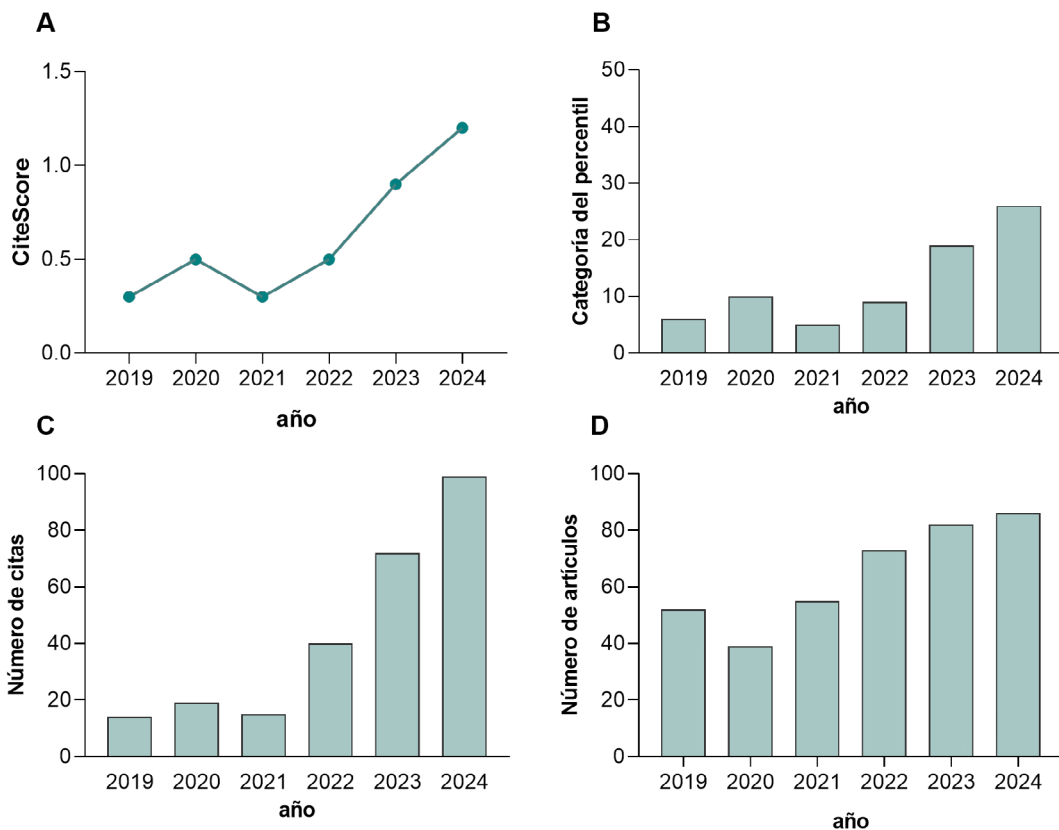


Figura 1. Gráficos de los parámetros de crecimiento editorial de El Hornero de acuerdo a las métricas de Scopus. A) CiteScore cuenta las citas recibidas entre cuatro años y divide este número por la cantidad de artículos publicados en el mismo periodo, B) categoría del percentil en relación a otras revistas en la categoría Animal Science and Zoology, C) suma del número de citas por periodos de 4 años, D) suma del número de artículos publicados en intervalos de 4 años.



USO DE PLÁSTICOS COMO MATERIAL DE NIDOS EN UN ÁREA NATURAL DEL CENTRO-ESTE DE ARGENTINA Y EVIDENCIAS DE EFECTOS NEGATIVOS EN LA REPRODUCCIÓN

Use of plastics as nest material in a natural area of central-eastern Argentina and evidence of negative effects on reproduction

Magalí Yassin¹, Luciano N. Segura¹, Virginia Monges², Ana P. Chiramberro³ & Martín A. Colombo¹

¹Laboratorio de Ecología de Aves. Instituto "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA) - CONICET-Universidad Nacional de La Plata, Boulevard 120 1437, La Plata, B1900, Argentina

²Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores, CONICET-Universidad Nacional de La Plata, 120 s/n, La Plata, B1900, Argentina

³División Entomología. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Paseo del Bosque s/n, La Plata, B1900, Argentina

*magaliyassin2020@gmail.com

RESUMEN: Muchas aves utilizan materiales artificiales para construir sus nidos, debido a su resistencia y estructura, propiedades decorativas, o de aislamiento térmico. Sin embargo, muchas veces causan mortalidad de adultos o pichones, algo que se ha registrado ampliamente en zonas urbanas, e incluso en áreas agrícolas y naturales alejadas de las fuentes de estos materiales. Los registros de materiales artificiales en nidos son más escasos en zonas naturales de ecosistemas terrestres, sin embargo, esta problemática crece a medida que el consumo de plásticos aumenta. Durante dos temporadas reproductivas (entre 2022 y 2024) monitoreamos nidos de aves en un área rural en Punta Indio, Buenos Aires, Argentina, registramos la presencia tanto de materiales artificiales como material proveniente de ganado (ej. pelos, lana) y reportamos casos de daño ocasionado a pichones o adultos. De 884 nidos examinados, 95 tuvieron materiales artificiales (cuerdas, bolsas y metales) y 294 tuvieron material orgánico proveniente de ganado. El Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) y el Carancho (*Caracara plancus*) fueron las especies con mayor prevalencia de material artificial en nidos. Reportamos cuatro casos de daños producidos por dichos materiales que incluyeron la muerte de un juvenil, heridas en pichones, y la estrangulación de un adulto. Resaltamos la importancia de conocer qué especies seleccionan materiales artificiales para sus nidos y cuáles son los más utilizados, de manera de entender los daños que pueden ocasionar. Esto puede constituir una buena herramienta de educación ambiental en zonas rurales que aún están relativamente poco contaminadas.

PALABRAS CLAVE: contaminación, material de nidos, mortalidad de pichones, Pampa Deprimida, plásticos

ABSTRACT: Many bird species use artificial materials to build their nests, because of their adequate structure and resistance, or because they serve as decoration or provide thermal insulation. However, these materials may cause nestling or adult mortality, which is well documented in urban areas, although it also occurs in agricultural and natural areas. In these areas, the records of artificial nest materials are scarce, while the extent of the problem increases with the growing use of disposable materials. During two breeding seasons (from 2022 to 2024) we searched for bird nests in a rural area in Punta Indio, Buenos Aires, Argentina, recording the use of artificial materials and materials from introduced domestic animals. We report cases of damage produced by these materials to adult or juvenile birds. We found 884 nests, of which 389 had some kind of material associated with anthropic activity. Ninety-five nests contained artificial materials (mostly plastic bags and strings), and 294 nests contained domestic animals' hair or wool. The Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) and the Southern Crested Caracara (*Caracara plancus*) had the highest occurrence of artificial materials. We report four cases of

damage caused by these materials, including the death of a juvenile bird, open wounds in nestlings, and entanglement of adults. We highlight the importance of documenting which species use artificial materials for nest construction and which materials they use, which will help understand the potential risks for breeding. This can be a valuable tool for environmental education in rural areas that are relatively unpolluted.

KEYWORDS: *Flooding Pampa, nest material, nestling mortality, plastic waste, pollution*

La contaminación por plásticos (polímeros sintéticos de alto peso molecular generalmente derivados del petróleo, Hartmann et al. 2019), es uno de los grandes problemas ambientales contemporáneos, el cual se ha incrementado exponencialmente en los últimos 60 años (Eriksen et al. 2014, Hurley et al. 2020, Li et al. 2021). Los plásticos descartables de uso cotidiano desechados en asentamientos humanos (compuestos principalmente por poliéster, poliestirenos y polietileno, entre otros) quedan libres en la naturaleza, donde pueden seguir siendo transportados por distintos medios hasta el océano (Li et al. 2016). Gran cantidad de estudios han llamado la atención sobre interacciones con plásticos en los vertebrados marinos, como cetáceos, tortugas y aves, que pueden quedar enredados, ingerirlos al confundirlos con alimento o, en el caso de las aves, utilizarlos para construir sus nidos (Sigler 2014, Li et al. 2016, Kühn & Van Freneker 2020). La cantidad de estudios sobre el impacto de los plásticos en ecosistemas terrestres es menor probablemente porque sus efectos son menos conspicuos que en ecosistemas marinos (Jagiello et al. 2019), sin embargo, hay un número creciente de estudios que sugieren que su impacto en ecosistemas dulceacuícolas y terrestres podría ser igual de importante (Monmany-Garzi et al. 2020).

Las aves son un grupo importante para estudiar los impactos de los residuos antropogénicos como los plásticos, ya que son conspicuas, presentan un gran abanico de comportamientos observables a simple vista, y las distintas especies ocupan múltiples niveles tróficos (Mansfield et al. 2024). Los principales reportes de interacciones con materiales plásticos en aves terrestres señalan el estrangulamiento y enredo en pies de adultos y pichones (Townsend & Barker 2014, Mallet et al. 2020, Blettler & Mitchell 2021, Mansfield et al. 2024), la ingesta y el ahogamiento (Blettler & Mitchell 2021, Schutten et al. 2024). Sin embargo, aún es escasa la información científica disponible sobre los efectos de los plásticos en muchas especies de aves en ambientes terrestres.

Para las aves, la selección correcta del material del nido tiene un gran valor adaptativo debido a que tiene un efecto directo sobre su estructura y durabi-

lidad, lo que implica un efecto notable sobre el éxito reproductivo (Hansell & Ruxton 2002). La selección de estos materiales no es al azar, sino que las aves son capaces de seleccionar los materiales más eficientes con el fin de construir nidos resistentes (Bailey et al. 2014). Actualmente, debido a la gran contaminación generada por la presión antrópica que existe en zonas urbanas y sus alrededores, las aves están utilizando con mayor frecuencia materiales de origen antrópico para la construcción de nidos (Suárez-Rodríguez et al. 2013, Jagiello et al. 2019, Janic et al. 2023). Uno de los materiales artificiales más frecuentemente encontrados es el plástico (Blettler et al. 2020, Briggs et al. 2023, Espinoza et al. 2024). Los plásticos en forma de redes, cuerdas, hilos y tanzas son estructuralmente similares a materiales naturales que muchas aves utilizan para construir nidos, y pueden ser incorporados cuando su abundancia es mayor o escasean materiales naturales (Reynolds et al. 2019). Por ejemplo, el Alcatraz Atlántico (*Morus bassanus*) construye sus nidos con mayor cantidad de plástico en función de la disponibilidad de este recurso en el hábitat de cría (Bond et al. 2012). Esto puede traer efectos negativos en la reproducción, incluyendo una mayor tasa de depredación de nidos construidos con materiales de origen antrópico (Møller 2017) y muertes de pichones y juveniles por estrangulamiento (Blem et al. 2002, Townsend & Barker 2014). Otro posible motivo por el que las aves utilizan materiales plásticos es para decorar nidos y hacerlos más atractivos para las parejas, o para señalar la calidad de los individuos a competidores de la misma especie (Sergio et al. 2011). Este aspecto ha sido ampliamente documentado en las rapaces donde, como contraparte, genera un alto riesgo de enredo que puede causar mortalidad de adultos y pichones (Mallet et al. 2020, Rodríguez et al. 2023).

Los plásticos y otros residuos sólidos son incorporados como material del nido con mayor frecuencia en ambientes urbanos y en menor medida, en áreas rurales o naturales (Briggs et al. 2023, Espinoza et al. 2024). Por ejemplo, se observó en una zona urbana de Costa Rica que ejemplares del Zorzal Pardo (*Turdus grayi*) utilizaban hilos de algodón, hilos plásticos de palos de escoba, hilo dental y envoltorio de golosinas

para construir sus nidos (Corrales-Moya et al. 2021). En Norteamérica, el Cuervo Americano (*Corvus brachyrhynchos*) utilizó cuerdas, tiras de plástico, cinta y alambre en todo un gradiente de urbanización en California (Townsend & Barker 2014). Los reportes de uso de plásticos para la construcción de nidos en ambientes naturales terrestres son escasos (Sheard et al. 2024, pero ver también Luna et al. 2022), posiblemente porque los plásticos están menos disponibles para las aves (Townsend & Barker 2014), pero también porque estos ambientes están menos estudiados.

Debido a la especificidad en el uso de plásticos y otros materiales artificiales por parte de las aves (Mallet et al. 2020), es importante conocer los impactos potenciales de estos materiales sobre la salud de pichones y adultos. Esto se torna de vital importancia teniendo en cuenta el aumento en la producción y descarte de plásticos en todo el planeta (Borrelle et al. 2020). En este artículo reportamos el uso de plásticos y otros materiales artificiales en nidos de aves terrestres asociadas a un ambiente natural con baja presión de urbanización en la provincia de Buenos Aires, Argentina. También reportamos el uso de materiales provenientes del ganado (pelos, lana, cueros), cuya disponibilidad está directamente relacionada con la principal actividad económica desarrollada en la zona de estudio y podrían causar heridas o estrangulamientos. Finalmente, reportamos evidencias eventuales de heridas y enredos en pichones, juveniles y adultos por la presencia de estos materiales en los nidos.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo dentro de las estancias privadas “Luis Chico” y “La Matilde”, dos propiedades contiguas ubicadas en el partido de Punta Indio, provincia de Buenos Aires (35°20'S, 57°11'O, Fig. 1). En su conjunto, ambas propiedades ocupan 2750 ha, de las cuales la mayor parte se compone de pastizales naturales utilizados para pastoreo extensivo de ganado bovino. Estos cuentan principalmente con especies vegetales nativas, como flechillas (*Nassella* spp.), canutillos (*Paspalum* spp., *Leersia hexandra*) con algunos sectores que poseen grandes cantidades de chilcas y carquejas (*Baccharis* spp.) (Hummel et al. 2009, Roitman & Preliasco 2012). Inmersos en los pastizales se encuentran parches remanentes de bosques nativos, conocidos como “Talaes”, que están conformados principalmente por talas (*Celtis tala*) y coronillos (*Scutia buxifolia*) (Segura et al. 2020). Además, alledaños al pastizal hacia el este se encuentran porciones de bosque de mayor extensión, formando “cordones” sobre depósitos de conchilla, de entre 15 y 50 m de ancho y hasta 5 km de longitud en dirección paralela a la costa del Río de La Plata (Segura et al. 2014). La zona de estudio se encuentra dentro de la Reserva de Biósfera Parque Costero del Sur (MAB-Unesco), y además se encuentra protegida por las autoridades locales en forma del Refugio de Vida Silvestre Bahía de Samborombón (Ministerio de Am-

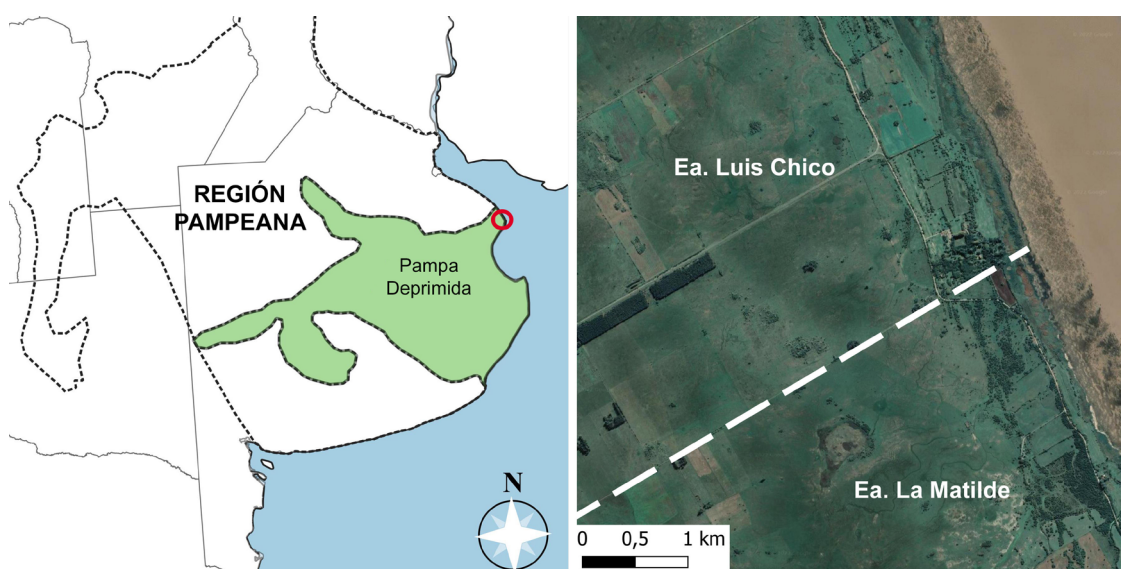


Figura 1. Localización del sitio de estudio (círculo rojo) dentro de la subregión Pampa Deprimida, y vista superior de las estancias “Luis Chico” y “La Matilde”. Imagen de base provista por la Comisión Nacional de Actividades Espaciales, Argentina.

biente, Provincia de Buenos Aires). Los poblados más cercanos son Verónica (~5800 habitantes) y Punta Indio (~550 habitantes), ubicados a 15 km y 7 km respectivamente.

La zona de estudio se ubica dentro de la ecorregión Pampa, particularmente en la subregión Pampa Deprimida (Fig. 1). Esta subregión se caracteriza por veranos cálidos y lluviosos (temperatura máxima: 39.2°C) e inviernos fríos (temperatura mínima: -7.5°C), con la mayor parte de las precipitaciones entre noviembre y marzo (Matteucci 2012). La precipitación media anual es de ~ 900 mm y la temperatura media anual es de ~ 16°C (SMN 2023). La Pampa Deprimida se caracteriza por suelos poco permeables que han dificultado el desarrollo de agricultura intensiva, por lo que aún se conservan algunas grandes áreas de pastizales naturales que conviven con ganadería de baja intensidad (Codesido et al. 2013).

Búsqueda y registro de material de nidos

Buscamos nidos activos en el marco de un estudio de ecología reproductiva de aves llevado a cabo en dos temporadas reproductivas entre 2022 y 2024, entre los meses de octubre y enero, abarcando el pico de actividad reproductiva de las aves en la región (Pagano & Mérida 2009). Para encontrarlos en bosques, realizamos una búsqueda preliminar de parejas reproductivas y monitoreamos el potencial territorio de cría repetidas veces durante la temporada reproductiva. Ubicamos los nidos siguiendo el comportamiento de los adultos en etapa de construcción (i.e., acarreando material), de alimentación de pichones (acarreando alimento) o identificando comportamientos de defensa en las inmediaciones del nido (ver detalles en Segura et al. 2015). En territorios donde estos comportamientos no fueron observados, realizamos una búsqueda sistemática entre las ramas de los árboles, primero desde el suelo con binoculares y luego llegando hasta el nido para verificar el contenido. Para las aves de pastizal y pajonal, buscamos de forma sistemática durante toda la temporada reproductiva mediante arrastre de sogas y caminata con varillas en parcelas móviles, con el objetivo de descubrir a las aves en incubación y delatar la posición de sus nidos (ver detalles en Colombo & Segura 2023). También observamos oportunísticamente comportamientos de construcción y entregas de alimento para encontrar nidos en las etapas de construcción y cría de pichones. Marcamos la localización en GPS de todos los nidos para facilitar posteriores visitas. Adicionalmente, en el marco de un estudio sobre aves que nidifican en

cavidades, revisamos 60 cajas-nido de madera de 20 x 20 x 20 cm posicionadas a 2 m del suelo y con un hueco de entrada de 2.3 cm, por lo que solo las aves de pequeño tamaño (Ratona *Troglodytes aedon*, Coludito Copetón *Leptasthenura platensis*, Jilguero Dorado *Sicalis flaveola* y Golondrina Ceja Blanca *Tachycineta leucorrhoa*) pudieron acceder. Estas cajas fueron colocadas a partir de la temporada 2022 dentro una superficie de 28.5 ha de bosque. Clasificamos los nidos según su ubicación en: suelo (construidos apoyados en el suelo o entre pastos), abiertos en árboles, o cavidades (incluyendo cajas nido). Visitamos todos los nidos con una frecuencia entre 3 y 5 días hasta que los intentos de nidificación finalizaron (éxito o fracaso).

Observación y clasificación de materiales

Inspeccionamos la cámara y paredes de los nidos en su ubicación original para detectar materiales asociados a actividad antrópica (artificiales o provenientes de ganado). Clasificamos los materiales artificiales según su composición y utilidad antrópica. Estos fueron identificados en base a su estructura, textura, forma y resistencia al estiramiento. Una vez identificados, se clasificaron como bolsas plásticas (bolsas comerciales), plásticos tipo cuerda (materiales finos, largos y maleables, incluyendo hilos, tanzas, fragmentos de redes), y metales y vidrios. Clasificamos los materiales provenientes del ganado en: pelos (cerdas individuales de diámetro ~0.1 mm y largo suficiente para ser atadas a la estructura del nido), lana de ovinos (filamentos de menor diámetro, generalmente color blancuzco y textura escamosa, generalmente agrupados en mechones) y fragmentos de cuero (que pueden incluir parches de pelo). La clasificación de todos los materiales siempre estuvo a cargo de los mismos dos observadores simultáneamente. Los nidos en cajas nido fueron retirados al final de cada temporada reproductiva, por lo que luego fueron desarmados con instrumental de laboratorio para fotografiar los materiales.

Reportamos el número total de nidos encontrados para cada especie donde se registró material asociado a actividad antrópica (artificiales o provenientes de ganado), y cuántos nidos tuvieron material de cada categoría, en frecuencia de ocurrencia y porcentual. También reportamos especies en cuyos nidos no encontramos ningún material asociado a actividad antrópica. Por último, reportamos observaciones casuales de casos en los que los materiales asociados a la actividad antrópica produjeron daños (enredos con potenciales secuelas físicas, incluyendo muerte) en pichones o adultos.

RESULTADOS

Uso de materiales asociados a la actividad antrópica

Observamos materiales de 884 nidos de aves, 564 abiertos en árboles (64%), 189 sobre el suelo (21%), y 131 en cavidades (15%), de los cuáles 107 (12%) pertenecieron a cajas nido. Encontramos material asociado a actividad antrópica en 389 nidos (44%), pertenecientes a 30 especies de aves de 15 familias (Tabla 1, Fig. 2). En 95 de estos nidos (17.7%) encontramos materiales artificiales, siendo en 72 casos (75.9%) materiales sintéticos tipo cuerda, principalmente hilos de polipropileno usados para atar los rollos de pasto para el ganado (Fig. 3.a, 3.b., 3.c), entre otros (Fig. 3.d), 47 (49.5%) tenían bolsas plásticas de uso comercial (Fig. 4.a), uno (1%) clavos de metal (Fig. 4.b) y uno (1%) fragmentos de vidrio. Además, registramos materiales provenientes de ganado en 367 nidos, dentro de los cuales prevalecieron pelos (344 nidos, 94%), seguido de lana de ovinos (95 nidos, 26%) y fragmentos de cuero (7 nidos, 2%) (Tabla 1).

Las especies en cuyos nidos no encontramos materiales asociados a actividad antrópica fueron: Inambú Campestre (*Nothura maculosa*, 8 nidos), Chiflón (*Syrigma sibilatrix*, 3 nidos), Pato Cutirí (*Amazonetta brasiliensis*, 1 nido), Paloma Picazuró (*Patagioenas pica-*

zuro, 9 nidos), Torcaza (*Zenaida auriculata*, 26 nidos), Cotorra (*Myiopsitta monachus*, 5 nidos), Pirincho (*Guiraguira*, 2 nidos), Cuclillo Chico (*Coccyzus cinerea*, 1 nido), Chinchero Chico (*Lepidocolaptes angustirostris*, 3 nidos), Chotoy (*Schoeniophylax phryganophilus*, 2 nidos), Fiofio Pico Corto (*Elaenia parvirostris*, 46 nidos), Piojito Tiquitiqui (*Serpophaga subcristata*, 3 nidos), Tacuarita Azul (*Poliophtila dumicola*, 105 nidos), Zorzal Chalchalero (*Turdus amaurochalinus*, 4 nidos), Cachirla Pálida (*Anthus hellmayri*, 56 nidos), Cachirla Chica (*A. chii*, 22 nidos), Cachirla Uña Corta (*A. furcatus*, 3 nidos), Cachilo Ceja Amarilla (*Ammodramus humeralis*, 27 nidos), Boyerito (*Icterus pyrrhopterus*, 1 nido), Pecho Colorado (*Leistes superciliaris*, 18 nidos), Cabecitanegra (*Spinus magellanicus*, 1 nido).

Evidencias de daños provocados por material asociado a la actividad antrópica en nidos

Reportamos cuatro intentos reproductivos con evidencias de daño sobre los pichones o adultos causados por la presencia de estos materiales como material del nido:

Caso 1. El 22 de diciembre de 2022 encontramos un nido de Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) con cuatro huevos construido en un Eucalipto (*Eucalyptus* sp.). Como parte del material de construcción, este nido

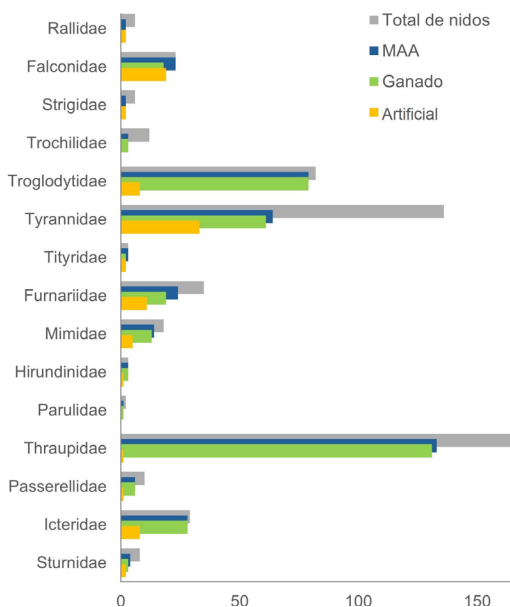


Figura 2. Familias de aves con nidos con material asociado a la actividad antrópica en Punta Indio, Buenos Aires, Argentina. En el eje horizontal se representa el número de nidos. MAA = nidos con material asociado a la actividad antrópica (azul), Ganado = nidos con material proveniente del ganado (incluye pelos, lana, cuero), Artificial = nidos con material artificial (incluye plásticos, vidrios y metales).

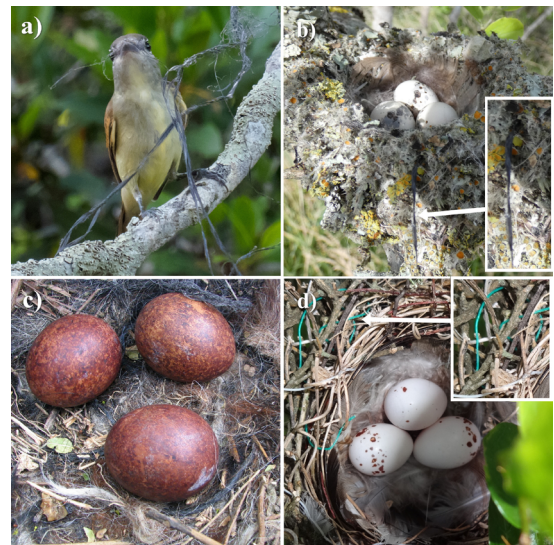


Figura 3. Uso de materiales artificiales en nidos de aves en Punta Indio, Buenos Aires, Argentina. a) Hembra de Anambé Negro (*Pachyrhamphus polychropterus*) colectando hilo de polipropileno para construcción del nido, b) nido de Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*) con hilo de polipropileno usado en la construcción, c) nido de Carancho (*Caracara plancus*) con diversos hilos plásticos, fragmentos de cuero y pelos de ganado, d) nido de Suiirirí Amarillo (*Satrapa icterophrys*) con diversos hilos plásticos, con detalle de elástico sintético, presumiblemente de poliuretano.

Tabla 1. Registros de materiales asociados a la actividad antrópica en nidos de aves en Punta Indio, Buenos Aires, Argentina, durante las temporadas reproductivas 2022 y 2023. Entre paréntesis, para cada especie se indica si anida sobre el suelo o pastos (s), en árboles (a) o en cavidades (c). Se detalla el total de nidos encontrados, cuántos tuvieron material asociado a la actividad antrópica (MAA) y, dentro de éstos, cuántos tuvieron cada tipo de material artificial o proveniente de ganado. BP = bolsas de plástico, CH = materiales plásticos tipo cuerdas o hilos (largos y maleables), VM = vidrios y metales, CU = fragmentos de cuero con pelos, PL = pelos sueltos de ganado bovino o equino, LN = lana de ovinos.

Familia	Especie	Total de nidos	MAA	Material artificial			Proveniente de ganado		
				BP	CH	VM	CU	PL	LN
Rallidae	Ipacaá (a) (<i>Aramides ypecaha</i>)	6	2	2	–	–	–	–	–
Falconidae	Chimango (a) (<i>Daptrius chimango</i>)	6	6	2	3	–	1	–	4
	Carancho (a) (<i>Caracara plancus</i>)	17	17	12	8	–	5	–	14
Strigidae	Lechucita Vizcachera (s) (<i>Athene cunicularia</i>)	6	2	2	–	1	–	–	–
Trochilidae	Picaflor Verde (a) (<i>Chlorostilbon lucidus</i>)	12	3	–	–	–	–	2	3
Troglodytidae	Ratona (c) (<i>Troglodytes aedon</i>)	82	79	6	2	1	–	78	4
Tyrannidae	Benteveo (a) (<i>Pitangus sulphuratus</i>)	19	19	7	15	–	–	19	16
	Churrinche (a) (<i>Pyrocephalus rubinus</i>)	66	13	–	3	–	–	12	1
	Tijereta (a) (<i>Tyrannus savana</i>)	16	16	–	9	–	–	12	15
	Picabuey (a) (<i>Machetornis rixosa</i>)	4	3	1	1	–	–	3	–
	Suiriri Amarillo (a) (<i>Satrapa icterophrys</i>)	18	9	2	2	–	–	9	2
	Suiriri Real (a) (<i>Tyrannus melancholicus</i>)	9	1	–	–	–	–	–	1
	Monjita Blanca (a) (<i>Xolmis irupero</i>)	2	1	1	1	–	–	–	1
	Viudita Blanca (a) (<i>Fluvicola pica</i>)	2	2	1	–	–	–	1	1
	Anambé Negro (a) (<i>Pachyramphus polychopterus</i>)	3	3	–	2	–	–	2	1
Furnariidae	Junquero (s) (<i>Phleocryptes melanops</i>)	7	1	1	–	–	–	–	–
	Leñatero (a) (<i>Anumbius annumbi</i>)	12	7	4	5	–	1	5	4
	Coludito Copetón (c) (<i>Leptasthenura platensis</i>)	16	16	2	6	–	–	16	1
Mimidae	Calandria Grande (a) (<i>Mimus saturninus</i>)	18	14	1	5	–	–	13	1
Hirundinidae	Golondrina Ceja Blanca (c) (<i>Tachycineta leucorrhoa</i>)	3	3	1	–	–	–	3	–
Parulidae	Arañero Coronado Chico (s) (<i>Basileuterus culicivorus</i>)	2	1	–	–	–	–	1	–
Thraupidae	Cardenal Copete Rojo (a) (<i>Paroaria coronata</i>)	92	76	–	1	–	–	74	21
	Misto (s) (<i>Sicalis luteola</i>)	25	25	–	–	–	–	25	–
	Jilguero Dorado (c) (<i>Sicalis flaveola</i>)	19	18	–	–	–	–	18	–
	Verdón (s) (<i>Embernagra platensis</i>)	2	1	–	–	–	–	1	–
	Naranjero (a) (<i>Rauenia bonariensis</i>)	25	11	–	–	–	–	11	–
	Corbatita (s) (<i>Sporophila caerulescens</i>)	2	2	–	–	–	–	2	–
Passerellidae	Chingolo (s) (<i>Zonotrichia capensis</i>)	10	6	–	–	–	–	6	–
Icteridae	Tordo Músico (a) (<i>Agelaioides badius</i>)	29	28	–	8	–	–	28	5
Sturnidae	Estornino Pinto (c) (<i>Sturnus vulgaris</i>)	8	4	2	–	–	–	3	–

contenía abundantes hilos de polipropileno, además de pelos de ganado. Durante una de las últimas visitas al nido, el 16 de enero de 2023, observamos un juvenil muerto colgando del nido, enredado entre hilos de polipropileno en una de las extremidades posteriores y ambas alas (Fig. 5.a). Observamos otro juvenil de Benteveo vivo en las inmediaciones, presuntamente proveniente del mismo nido.

Caso 2. El 4 de noviembre de 2023 encontramos un nido de Coludito Copetón en construcción dentro de una caja-nido. El 10 de noviembre de 2023 comenzó la puesta de huevos. Como parte del material de construcción, este nido contenía hilos de polipropileno y pelos de ganado. El 27 de noviembre de 2023, durante el estadio de pichones, filmamos un evento de estrangulamiento con hilos de polipropileno de uno de los adultos al retirarse del nido, luego de entregar alimento a los pichones. El adulto alcanzó a salir de la caja-nido y quedó colgando con el hilo de polipropileno estrangulando su cuello (Fig. 5.b y 5.c), hasta que un investigador detectó la situación e intervino para liberarlo. No retiramos el hilo del nido para evitar desarmar su estructura mientras se encontraba activo. La nidada resultó exitosa.

Caso 3. El 19 de noviembre de 2023 encontramos un nido de Misto (*Sicalis luteola*) con cinco huevos. Como parte del material de construcción, este nido contenía abundantes pelos de ganado bovino tapiizando la cámara interna del nido, en contacto con los huevos. Durante una visita al nido en el estadio de pi-

chones, el 29 de noviembre de 2023, uno de los cinco pichones nacidos (de seis días de edad), presentaba pelos de ganado enredados alrededor de su cuello, que habían provocado una herida abierta en la piel. Dado que intervenimos retirando los pelos del cuello del pichón, éste pudo completar su crecimiento dentro del nido y toda la nidada fue exitosa.

Caso 4. El 19 de diciembre de 2023 encontramos un nido de Tordo Músico (*Agelaioides badius*) en incubación (4 huevos propios y 5 huevos parásitos del Tordo Pico Corto (*Molothrus rufoaxillaris*) dentro de un nido abandonado de Hornero (*Furnarius rufus*). Como parte del material de construcción, este nido contenía hilos de poliamida (tanza) de pesca e hilos negros de polipropileno, además de pelos de ganado. El 28 de diciembre, durante una visita al nido en el estadio de pichones (2 pichones del hospedador y 4 pichones parásito de cría de aproximadamente 6 días de edad), observamos un pichón parásito con una de sus extremidades posteriores fuertemente estrangulada con una tanza de pesca, a la altura del muslo. Si bien intervenimos para remover la tanza de este pichón, en la siguiente visita el estrangulamiento había provocado que perdiera la extremidad afectada. Este pichón abandonó exitosamente el nido con sus hermanos, con el miembro posterior amputado. Si bien observamos al grupo familiar en las inmediaciones del nido unos días después del volantoneo, no pudimos observar a este individuo lesionado dentro del grupo, por lo que no sabemos con exactitud si logró sobrevivir.

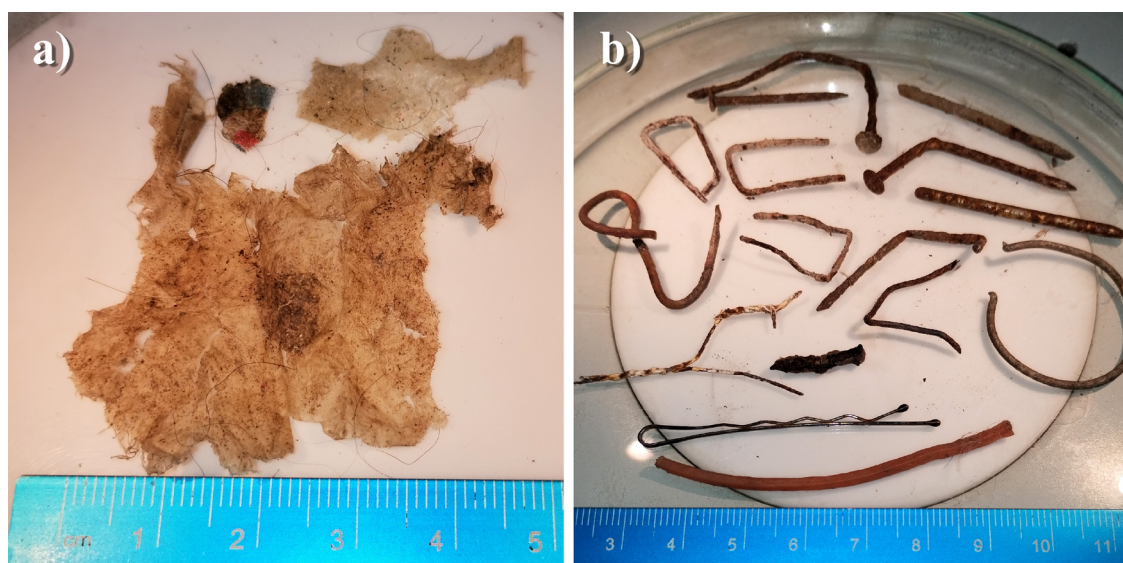


Figura 4. Diversidad de materiales de origen antrópico utilizados en nidos de Ratona (*Trogodytes aedon*) en cajas nido. a) Bolsas de plástico como revestimiento de la cámara, b) clavos y otros materiales metálicos.



Figura 5. Casos de daños ocasionados por hilos de polipropileno en nidos de aves. a) Juvenil de Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) muerto al quedar atrapado abandonando el nido, b) y c) adulto de Coludito Copeón (*Leptasthenura platensis*) estrangulándose al salir del nido.

DISCUSIÓN

Presentamos nuevos registros del uso de materiales asociados a la actividad antrópica y sus potenciales efectos negativos en nidos de aves terrestres en un ambiente rural de la región Pampeana de Argentina. Destacamos que el uso de los materiales artificiales se encuentra extendido en gran diversidad de familias y en distintos tipos de nidos (en cavidades, árboles y en el suelo) y hábitats, a pesar de ser un área alejada de grandes fuentes de desechos artificiales.

Los estudios que analizan el uso de materiales artificiales en nidos suelen enfocarse en ambientes urbanos o periurbanos, donde más se visualiza la contaminación por desechos plásticos y otros descartables (ver por ejemplo Blettler & Mitchell 2021, Corrales-Moya et al. 2021, Jagiello et al. 2022). En algunas aves terrestres de zonas urbanas, la proporción de plásticos en nidos aumenta con la disponibilidad de los mismos en el ambiente, que a su vez aumenta con la intensidad de urbanización (Wang et al. 2009). Teniendo en cuenta que nuestros registros se dieron en un área lejana al ambiente urbano, algunas aves podrían haber seleccionado materiales artificiales activamente, aunque estudios sobre la disponibilidad de estos materiales en el área hacen falta para establecer el grado de selección. Por ejemplo, Espinoza y colaboradores (2024) encontraron que, en áreas rurales de España, el Serín Verdecillo (*Serinus serinus*) y la Urraca

Común (*Pica pica*) utilizaron materiales artificiales en el 71% y el 96% de sus nidos respectivamente, a pesar de que su disponibilidad en el ambiente era relativamente baja. Estudios de comportamiento para algunas especies también pueden ayudar a entender la selección de estos materiales. En este sentido, Briggs y colaboradores (2023) demostraron experimentalmente que el Papamoscas Cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*, Muscipidae) en Gran Bretaña, discrimina los materiales ofrecidos en base a su estructura, color y tamaño, muchas veces eligiendo plásticos aún con disponibilidad de materiales naturales.

Entre nuestros resultados destacamos también los casos de mortalidad y heridas externas ocasionadas por enredos con estos materiales. Algunos autores consideran que el uso de materiales de origen antrópico por parte de las aves podría ser una innovación que puede traer beneficios adaptativos al permitirles utilizar nuevos recursos en el ambiente (Wang et al. 2009, Antczak et al. 2010). Sin embargo, Antczak y colaboradores (2010) también reportan que, aunque el Alcaudón Norteño (*Lanius excubitor*) adoptó los hilos plásticos como material habitual de construcción, este material produjo la muerte del 9% de los pichones. Townsend & Barker (2014) encontraron que el Cuervo Americano utilizó materiales artificiales en el 85% de sus nidos a pesar de que suponía un riesgo de mortalidad del 5.6% de sus juveniles, siendo que ningún pichón enredado fue capaz de abandonar el nido. De manera similar, el enredo y muerte de pichones es común en aves rapaces que regularmente utilizan plásticos para construir sus nidos, como el Carancho (*Caracara plancus*) (Mallet et al. 2020) o el Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) (Blem et al. 2002). Es importante estudiar y reportar los posibles efectos negativos de los materiales antrópicos en nidos de especies todavía no reportadas y nuevos hábitats (particularmente en zonas aún poco antropizadas), que pueden estar poco representados y provocar que estos efectos sean subestimados.

Una mención adicional merecen algunas especies para las cuales, a pesar de haber revisado un gran número de nidos, no se registró ningún uso de materiales asociados a la actividad antrópica. En el pastizal, la Cachirla Pálida, la Cachirla Chica, el Cachilo Ceja Amarilla y el Pecho Colorado construyeron sus nidos exclusivamente con pastos y plumas, a pesar de que en el mismo ambiente el Misto, por ejemplo, utilizó pelos de ganado en el 100 % de sus nidos. Futuros estudios sobre el comportamiento de recolección de material y construcción de nidos de Misto, incluyendo

ambientes sin ganado, podrían ayudar a explicar las razones de esta preferencia de materiales. Entre las aves de bosques, los nidos de Tacuarita Azul y Fiofio Pico Corto estuvieron contruidos exclusivamente con materiales naturales en el mismo ambiente donde, por ejemplo, la Ratona utilizó material asociado a actividad antrópica en el 95% de sus nidos. Esta especie está estrechamente asociada al ser humano desde tiempos históricos (Johnson 2020) y es posible que muchos materiales introducidos por el hombre la hayan beneficiado evolutivamente y por esta razón los prefiera. Las especies incapaces de adoptar estos materiales para construir sus nidos podrían estar en desventaja en situaciones donde los materiales naturales sean escasos, lo que limitaría su capacidad de adaptación frente al avance de la antropización.

La disponibilidad de desechos plásticos en el ambiente aumenta a medida que su producción y consumo crece, acompañado por la falta de métodos y políticas de uso sustentable a nivel global (Hurley et al. 2020). Teniendo en cuenta que la presencia de estos materiales en los nidos de aves puede ser un buen indicador de la contaminación ambiental (Tavares et al. 2016, Mansfield et al. 2024), es sumamente útil conocer la extensión del uso de plásticos en áreas naturales porque normalmente no hay información de la cantidad de plásticos en dichos ambientes (Zduniak et al. 2021). Es importante mejorar las políticas de manejo de residuos en general, a la vez que aumentar los esfuerzos de educación ambiental en zonas rurales, donde la contaminación aún es relativamente baja, para evitar que materiales de uso cotidiano (como bolsas, tanzas, cuerdas o redes) supongan un riesgo mayor para la fauna nativa.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a M. L. Shaw y E. Torres por permitirnos desarrollar el trabajo de campo en las estancias Luis Chico y La Matilde, respectivamente. También agradecemos a E. Gonzalez, A. Jauregui, C. Tiernan, B. Vidrio, C. Dudley, A. Valencia, A. Wolf, T. Lansley, A. Banges, M. Gilles, A. Miller, A. Hodges, S. Musgrave, B. Ewing, K. Depot y K. McPartlin por su ayuda con la recolección de datos. El trabajo fue financiado con subsidios de investigación PICT-2020- SERIE A-01529, PIP 112202101-00970CO y UNLP 11/N930. LNS es investigador de CONICET. El trabajo de campo se realizó con autorización de la autoridad ambiental pertinente (Dirección de Áreas Protegidas, Ministerio de Ambiente pcia. de Buenos Aires, EX-2022-36710687). Este artículo es la Contribución Científica N° 1275 del

Instituto de Limnología “Dr. Raúl A. Ringuelet” (ILPLA, CCT-La Plata CONICET, UNLP).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Antczak M, Hromada M, Czechowski P, Tabor J, Zablocki P, Grzybek J, Tryjanowski P (2010) A new material for old solutions- the case of plastic string used in Great Grey Shrike nests. *Acta Ethologica* 13:87–91. <https://doi.org/10.1007/s10211-010-0077-2>
- Bailey IE, Morgan KV, Bertin M, Meddle SL, Healy SD (2014) Physical cognition: birds learn the structural efficacy of nest material. *Proceeding of the Royal Society B* 281: 20133225. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3225>
- Blem CR, Blem BL, Harmata PJ (2002) Twine causes significant mortality in nestling Ospreys. *The Wilson Bulletin* 114:528–529. [https://doi.org/10.1676/0043-5643\(2002\)114\[0528:TCSMIN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1676/0043-5643(2002)114[0528:TCSMIN]2.0.CO;2)
- Blettler MCM, Gauna L, Andréault A, Abrial E, Lorenzon RE, Espínola LA, Wantzen KM (2020) The use of anthropogenic debris as nesting material by the Greater Thornbird, an inland–wetland-associated bird of South America. *Environmental Science and Pollution Research* 27:41647–41655. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10124-4>
- Blettler MCM, Mitchell C (2021) Dangerous traps: Macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife. *Science of the Total Environment* 798:149317. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149317>
- Bond AL, Montevecchi WA, Guse N, Regular PM, Garthe S, Rail FJ (2012) Prevalence and composition of fishing gear debris in the nests of northern ganets (*Morus bassanus*) are related to fishing effort. *Marine Pollution Bulletin* 64:907–911. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.03.011>
- Borrelle SB, Ringma J, Law KL, Monnahan CC, Leberton L, McGivern A, Murphy E, Jambbeck J, Leonard GH, Hilleary MA, Eriksen M, Possinham HP, De Frond H, Gerber LR, Polidoro B, Tahir A, Bernardo M, Mallos N, Barnes M, Rochman CM (2020) Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science* 369:1515–1518. <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>
- Briggs KB, Deeming DC, Mainwaring MC (2023) Plastic is a widely used and selectively chosen nesting material for pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in rural woodland habitats. *Science of the Total Environment* 851:158660. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158660>
- Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2013) Landbird Assemblages in Different Agricultural Landscapes: A Case Study in the Pampas of Central Argentina. *The Condor* 115:8–16. <https://doi.org/10.1525/cond.2012.120011>
- Colombo MA, Segura LN (2023) Nest-site features

- influence nest survival of the Hellmayr's pipit in extensive cattle-grazed grasslands. *The Journal of Wildlife Management* 87:e22396. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22396>
- Corrales-Moya J, Barrantes G, Chacón-Madrigal E, Sandoval L (2021) Human waste used as nesting material affects nest cooling in the clay-colored thrush. *Environmental Pollution* 284:117539. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117539>
- Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, Borerro JC, Galgani F, Ryan PG, Reisser J (2014) Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS ONE* 9(12):e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Espinoza MJ, Laviada I, Taberner Cerezo A, Luna Á, Gil-Delgado JA, Bernat-Ponce E (2024) Do birds select the plastics debris used for nest construction? A case study in a Mediterranean agricultural landscape. *Environmental Research* 255:119117. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119117>
- Hansell M, Ruxton GD (2002) An experimental study of the availability of feathers for avian nest building. *Journal of Avian Biology* 33:318–320. <https://doi.org/10.1034/j.1600-048X.2002.330316.x>
- Hartmann NB, Hüffer T, Thompson RC, Hassellöv M, Verschoor A, Daugaard AE, Rist S, Karlsson T, Brennholt N, Cole M, Herrling MP, Hess MC, Ivleva NP, Lusher AL, Wagner M (2019) Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. *Environmental Science & Technology* 53:1039–1047. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>
- Hummel A, Rodríguez R, Coconier E, Barasch Y (2009). El Parque Costero del Sur como área importante para la conservación de las aves. Pp. 82–87 en: J. Athor (ed) *Parque Costero del Sur—Naturaleza, conservación y patrimonio cultural*. Fundación Félix de Azara, Buenos Aires, Argentina
- Hurley R, Horton A, Lusher A, Nizzetto L (2020) Plastic waste in the terrestrial environment. Pp. 163–193 en: Letcher TM (ed) *Plastic waste and recycling*. Academic Press, Cambridge, Massachusetts, USA. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00007-4>
- Jagiello Z, Corsini M, Dylewski Ł, Ibáñez Álamo JD, Szulkin M (2022) The extended avian urban phenotype: anthropogenic solid waste pollution, nest design, and fitness. *Science of The Total Environment* 838(2):156034. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156034>
- Jagiello Z, Dylewski L, Tobolka M, Aguirre JI (2019) Life in a polluted world: A global review of anthropogenic materials in bird nests. *Environmental Pollution* 251:717–722. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.028>
- Janic B, Bañbura J, Gładalski M, Kaliński A, Kamiński M, Marszał L, Pieniak D, Wawrzyniak J, Zieliński P (2023) Plastic occurrence in nests of a large forest bird. *Ecological Indicators* 153:110470. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110470>
- Johnson LS (2020) Ratona (*Troglodytes aedon*), version 1.0. *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.houwre.01>
- Kühn S, van Freneker JA (2020) Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin* 151:110858. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110858>
- Li WC, Tse HF, Fok L (2016) Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment* 566–567:333–349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.084>
- Li P, Wang X, Su M, Zou X, Duan L, Zhang H (2021) Characteristics of plastic pollution in the environment: a review. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 107:577–584. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02820-1>
- Luna Á, Gil-Delgado JA, Bernat-Ponce E (2022) Plastic debris in nests of two water bird species breeding on inland saline lakes in a mediterranean biosphere reserve. *Animals* 12(22):3222. <https://doi.org/10.3390/ani12223222>
- Mallet J, Liébana MS, Santillán MA, Grande JM (2020) Raptor entanglement with human debris at nests: a patchy and species-specific problem. *Journal of Raptor Research* 54:316–318. <https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.3.316>
- Mansfield I, Reynolds SJ, Lynch I, Matthews TJ, Sadler JP (2024) Birds as bioindicators of plastic pollution in terrestrial and freshwater environments: A 30-year review. *Environmental Pollution* 348:123790. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123790>
- Matteucci S (2012) Ecorregión Pampa. Pp. 391–446 en: Morello J, Matteucci S, Rodríguez A, y Silva M (eds). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. 1a Edición. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina
- Møller AP (2017) Fashion and out of fashion: appearance and disappearance of a novel nest building innovation. *Avian Research* 8:1–4. <https://doi.org/10.1186/s40657-017-0072-7>
- Monmany-Garzia AC, Malizia A, Pazos R, Ruiz Barrionuevo JM, Argaraña MF, Garello N, Blettler M, Galindo-Cardona A, Occhionero MA, Martín E, De Cristóbal RE (2020) ¿Qué estudiamos los ecólogos cuando investigamos los residuos plásticos en ambientes terrestres y dulceacuícolas de la Argentina? *Ecología Austral* 30:077–084. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.1.0.913>
- Pagano LG, Mérida E (2009) Aves del Parque Costero del Sur. Pp. 200–244 en: Athor J (Ed) *Parque Costero del Sur. Naturaleza, conservación y patrimonio cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires, Argentina

- Reynolds SJ, Ibáñez-Álamo JD, Sumasgutner P, Mainwaring MC (2019) Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology* 160:841–860. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8>
- Roitman G, Preliasco P (2012) *Guía de reconocimiento de herbáceas de la Pampa Deprimida*. Primera edición. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina
- Rodríguez B, López-Suárez P, Varo-Cruz N, Dack E, Rendall A, Siverio F, Siverio M, Rodríguez A (2023) Use of marine debris as nest material by ospreys. *Marine Pollution Bulletin* 194:115422. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115422>
- Schutten K, Chandrashekar A, Dougherty L, Stevens B, Parmley EJ, Pearl D, Provencher JF, Jardine CM (2024) How do life history and behaviour influence plastic ingestion risk in Canadian freshwater and terrestrial birds? *Environmental Pollution* 347:123777. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123777>
- Segura LN, Depino EA, Gandoy F, Di Sallo FG, Arturi MF (2014) La distancia entre los parches de bosque y el tamaño de los árboles influyen en la abundancia del cardenal común (*Paroaria coronata*) en bosques naturales de Argentina. *Interciencia* 39:21–27
- Segura LN, Dosil-Hiriart FD, González-García LN (2020) Exotic trees fail as a support for Red-crested Cardinal (*Paroaria coronata*) nests in a native forest of east-central Argentina. *El Hornero* 35:29–35. <https://doi.org/10.56178/eh.v35i1.454>
- Segura LN, Mahler B, Berkunsky I, Reboreda JC (2015) Nesting biology of the Red-crested Cardinal (*Paroaria Coronata*) in south temperate forests of central Argentina. *The Wilson Journal of Ornithology* 127:249–258. <https://doi.org/10.1676/wils-127-02-249-258.1>
- Sergio F, Blas J, Blanco G, Tanferna A, López L, Lemus JA, Hiraldo F (2011) Raptor nest decorations are a reliable threat against conspecifics. *Science* 331:327–330. <https://doi.org/10.1126/science.1199422>
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN) (2023) Datos meteorológicos 2015–2023. Ministerio de Defensa, República Argentina
- Sheard C, Stott L, Street SE, Healy SD, Sugawara S, Lala KN (2024) Anthropogenic nest material use in a global sample of birds. *Journal of Animal Ecology* 93:691–704. <https://doi.org/10.1111/13652656.14078>
- Sigler M (2014) The effects of plastic pollution on aquatic wildlife: current situations and future solutions. *Water, Air & Soil Pollution* 225:2184. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-2184-6>
- Suárez-Rodríguez M, López-Rull I, Macías García C (2013) Incorporation of cigarette butts into nests reduces nest ectoparasite load in urban birds: new ingredients for an old recipe? *Biology letters* 9(1):20120931. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0931>
- Tavares DC, Lopes da Costa L, Freitas Rangel D, de Moura JF, Rosenthal Zalmon I, Siciliano S (2016) Nests of the Brown Booby (*Sula leucogaster*) as a potential indicator of tropical ocean pollution by marine debris. *Ecological Indicators* 70:10–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.005>
- Townsend AK, Barker CM (2014) Plastic and the nest entanglement of urban and agricultural crows. *PLoS ONE* 9(1):e88006. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088006>
- Wang Y, Chen S, Blair RB, Pingping J, Ping T (2009) Nest composition adjustments by Chinese Bulbuls *Pycnonotus sinensis* in an urbanized landscape of Hangzhou (E China). *Acta Ornithologica* 44:185–192. <https://doi.org/10.3161/000164509X482768>
- Zduniak P, Bochéński M, Maciorowski G (2021) How littered are birds' of prey nests? Study of two sympatric species. *Science of the Total Environment* 790:148079. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148079>





EVALUACIÓN DE LA MORTALIDAD DE AVES POR EFECTO DE CARRETERAS EN UN ÁREA DE ALTO ENDEMISMO EN EL OCCIDENTE DE ECUADOR

Assessment of avian roadkill in an important endemic area in western Ecuador

Michael D. Larreátegui-Palma¹  & Jaime A. Salas^{1,2*} 

¹Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, Carrera de Biología. Campus Mapasingue, Av. Juan Tanca Marengo s/n y Av. Raúl Gómez Lince. Guayaquil, Ecuador

²Instituto Nacional de Biodiversidad, Quito, Ecuador. Dirección postal: Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales, Carrera de Biología. Campus Mapasingue. Av. Juan Tanca Marengo y Av. Raúl Gómez Lince. Código postal: 090601. Guayaquil, Ecuador

*jaime.salasz@ug.edu.ec

RESUMEN: El occidente ecuatoriano es una región heterogénea, con distintas actividades económicas que obligan a la conexión por carreteras, las cuales afectan a las aves en esta zona biogeográficamente importante y amenazada. Nuestro principal objetivo fue evaluar la mortalidad de avifauna en las carreteras entre varios centros poblados de las provincias de Guayas y Santa Elena. Desarrollamos el trabajo de campo entre julio del 2021 hasta junio del 2022, mediante 43 muestreos en estas vías, para identificar y georreferenciar las aves muertas; se calcularon las tasas de atropellamiento y las zonas de alta incidencia usando mapas de calor. Durante este trabajo, registramos 329 individuos muertos, distribuidos en 43 especies, siendo las más frecuentes *Crotophaga sulcirostris*, *Tyto alba* y *Asio clamator*. Determinamos 13 puntos de alta incidencia de atropellamientos, en los que se recomienda la implementación de acciones de mitigación, así como monitoreos, procesos de educación y sensibilización ambiental a las comunidades y usuarios de las vías. Las carreteras actúan como una barrera antropogénica para el movimiento de las aves, por lo que es necesario evaluar su impacto en la región costera ecuatoriana a mediano y largo plazo.

PALABRAS CLAVE: *Asio clamator*, atropellamientos, Ecorregión Tumbesina, mapas de calor, *Tyto alba*

ABSTRACT: Western Ecuador is a heterogeneous region with diverse economic activities that require road infrastructure. However, these roads impact bird populations in this biogeographically significant and threatened area. Our main objective was to assess bird mortality on roads connecting several population centers in the provinces of Guayas and Santa Elena. Fieldwork was conducted between July 2021 and June 2022, consisting of 43 surveys along roadways to identify and georeference bird carcasses. We estimated roadkill rates and identified high-incidence areas using heat maps. During this study, we recorded 329 road-killed birds belonging to 43 species, with the most common being *Crotophaga sulcirostris*, *Tyto alba*, and *Asio clamator*. We identified 13 high-incidence roadkill hotspots, where we recommend implementing mitigation measures, with ongoing monitoring, educational programs, and environmental awareness initiatives for local communities and road users. Roadways represent an anthropogenic barrier for birds, negatively affecting their movement and dispersal. Therefore, it is essential to evaluate their medium and long-term impacts on the Ecuadorian coastal region.

KEYWORDS: *Asio clamator*, heat maps, roadkill, Tumbesian ecoregion, *Tyto alba*

Las carreteras conectan comunidades y facilitan el acceso a servicios, oportunidades laborales y comerciales que generan beneficios sociales y económicos para sus habitantes. De forma colateral, las vías causan fragmentación de ecosistemas, alteración de los ciclos hidrológicos y atropellamientos de fauna silvestre (Spellerberg 1998, Ree et al. 2015). La circulación de vehículos produce otros efectos adversos secundarios sobre la fauna; por ejemplo, en las aves, el ruido vehicular reduce su abundancia en los hábitats adyacentes a las carreteras (Bishop & Brogan 2013, Astudillo et al. 2014, Silva et al. 2019).

La comunidad de aves se relaciona con diversos tipos de hábitats y usos del suelo, los cuales suelen estar atravesados por carreteras (Bishop & Brogan 2013). Cuando las aves intentan cruzar estas vías por la búsqueda de alimento o refugio pueden ser impactadas o atropelladas por vehículos; estos eventos eliminan a muchas aves sanas de las poblaciones de manera no selectiva (Bujoczek et al. 2011). De acuerdo con Jaramillo-Fayad et al. (2021) la incidencia de atropellamientos de avifauna silvestre está determinada por tres factores principales: la presencia de carreteras lineales en el paisaje, la velocidad y la densidad de circulación de vehículos, especialmente cerca del amanecer o al oca, momentos en los que muchas especies de aves son más activas.

La región costera ecuatoriana, también conocida como Occidente de Ecuador, es una región natural muy heterogénea, con ciudades densamente pobladas, y distintas actividades económicas, que está conectada por carreteras de primer y segundo orden entre provincias, como por ejemplo entre Guayas y Santa Elena (GAD Provincial Guayas 2021). Ambas provincias costeras están comunicadas por las denominadas Vía a la Costa (E40) Guayas, y Vía Colectora (E489) Posorja, las cuales conectan a centros poblados grandes como Guayaquil, y otros más pequeños como Chanduy, Salinas, General Villamil o Posorja, y soportan un flujo alto de los vehículos livianos, pesados y extrapesados (Fig. 1). En estas vías se han evidenciado cadáveres de avifauna y otros vertebrados, a través de redes sociales, lo que no ha sido cuantificado o evaluado. Esta situación problemática ocurre en una zona biogeográficamente importante para las aves, denominada Ecorregión Tumbesina, reconocida mundialmente por su elevado endemismo, y es considerada como una región amenazada por la deforestación y degradación ambiental (BirdLife International 2024). Precisamente, las vías antes mencionadas circulan en el área de influencia directa e indirecta de varias

reservas, como el Área de Conservación El Guayacán y el Bosque Protector La Prosperina (Espinoza & Cruz 2014, Pozo-Cajas et al. 2017), o de áreas naturales que son reconocidas como de importancia para la conservación de aves (IBA o Important Birds Areas, por sus siglas en inglés), como Área Nacional de Recreación Parque El Lago, Bosque Protector Chongón - Colonche, Bosque Protector Cerro Blanco, Engunga, y Manglares del Golfo de Guayaquil (Freile & Santander 2005, Sheets & Mischler 2007, Espinoza & Cruz 2014).

Los trabajos que analizan o evalúan el impacto de las carreteras sobre las aves, u otros vertebrados en Ecuador son escasos, o carecen de metodologías sistematizadas (Medrano-Vizcaino et al. 2023). Las investigaciones sobre este tópico en Ecuador se han realizado en ecosistemas de páramo (Aguilar et al. 2019), bosques húmedos amazónicos (Filius et al. 2020, Medrano-Vizcaino & Espinosa 2021) y en las islas Galápagos (García-Carrasco et al. 2020). Además, Medrano-Vizcaino et al. (2023) presentaron una recopilación de datos sistemáticos y de ciencia ciudadana de atropellamientos de vertebrados silvestres en Ecuador, y reflejaron que las aves fueron uno de los taxones más frecuentes, con casi el 30% de registros a nivel nacional. En la costa ecuatoriana, los datos disponibles provienen de información no publicada o tesis de la provincia de Manabí (Ponce 2013, Zavala 2020, Gaón & Valdez 2021), y un reciente aporte en el área de influencia a la Reserva Ecológica Manglares Churute en la provincia del Guayas (González & Salas 2025).

Es necesario dimensionar el impacto de las carreteras sobre la avifauna en esta región, cuantificando el número de animales muertos e identificando las especies más vulnerables a los atropellamientos (Fahring & Rytwinski 2009). Esta recopilación de datos permitiría identificar los sitios más propensos o frecuentes de eventos de atropellamientos, y priorizarlos para proponer medidas de mitigación (Loss et al. 2014, Lester 2015). Adicionalmente, es necesario conocer si existen especies más vulnerables debido a su patrón de actividad o hábito (D'Amico et al. 2015), pues varios autores señalan altas tasas de atropellamientos en carreteras en aves nocturnas como lechuzas o búhos (Bishop & Brogan 2013, Bravo-Naranjo et al. 2019).

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la mortalidad de aves por el efecto de carreteras entre las provincias de Guayas y Santa Elena, en el occidente de Ecuador, y propone responder las siguientes preguntas de investigación: ¿Qué especies son las más frecuentemente atropelladas en esta región? ¿Existen diferencias significativas en la frecuencia de los atro-

pellamientos entre los patrones de actividad de la avifauna en esta región? ¿Existen diferencias en las tasas de atropellamiento entre tramos o secciones en estas vías relacionadas a su cercanía a centros poblados? ¿Cuántos puntos de alta incidencia de los atropellamientos existen en el área de estudio?

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio fue realizado en las carreteras Vía a la Costa E40 (punto de referencia: 2°08'S, 79°56'O) y Vía Colectora Posorja E489 (punto de referencia: 2°42'S, 80°15'O), entre los centros poblados de Guayaquil, General Villamil, Posorja, El Morro (en la provincia del Guayas), y Chanduy (en la provincia de Santa Elena), en el Occidente de Ecuador, durante julio del 2021 hasta junio del 2022 (Fig. 1). El área de estudio fue organizada en 4 secciones o tramos, en función a su cercanía a centros poblados grandes (García-Sánchez et al. 2023), de la siguiente forma:

Tramo 1: inició en Guayaquil (Guayas), en las afueras de la Urbanización Privada Ceibos Norte

(2°09'42"S, 79°56'O), sobre la denominada vía Perimetral, continuando por la vía a la Costa o E40, hasta el peaje de Chongón (2°13'17"S, 80°05'22"O), con una distancia de 20 km. Esta vía tiene 6 carriles, es decir, 3 carriles de doble sentido (ida y retorno) y un ancho de vía de 14.60 m. En este tramo es notorio el desarrollo urbanístico y la influencia directa de la parte urbana de Guayaquil, la segunda ciudad más grande del país, por la presencia de centros comerciales, áreas residenciales y vías transversales de 2° y 3° orden. En contraste a este paisaje urbano, existen varias áreas protegidas en la zona de influencia directa, como los bosques protectores La Prosperina y Cerro Blanco, y la Reserva de Producción de Fauna Manglares El Salado, que presentan ecosistemas de bosque seco tropical, manglar y esteros pequeños (Sheets & Mischler 2007, Espinoza & Cruz 2014, Pozo-Cajas et al. 2017).

Tramo 2: ubicado en las afueras de Guayaquil, inicia en el peaje de Chongón (2°13'17"S, 80°05'22"O), hasta la entrada de la cabecera parroquial de Juan Gómez Rendón, conocido comúnmente como Progreso (2°24'47"S, 80°21'56"O), con una distancia de 38 km. Esta carretera mide 10 m de ancho, con cuatro carriles

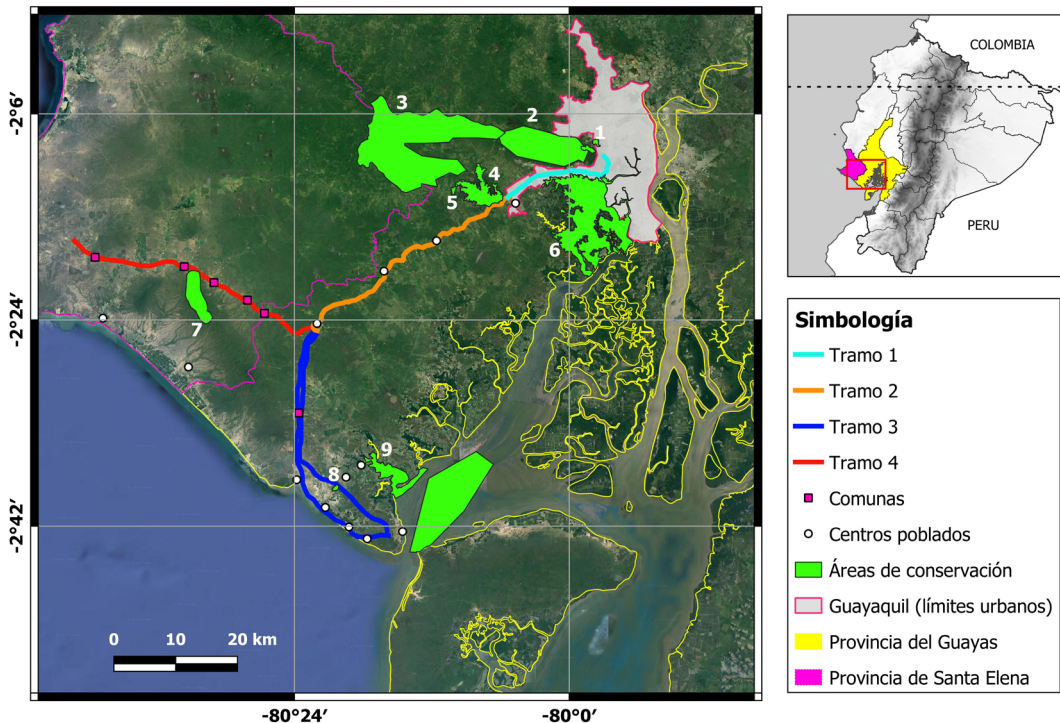


Figura 1. Ubicación geográfica de las carreteras Vía a la Costa (E40) Guayas y Vía Colectora (E489), entre las provincias de Guayas y Santa Elena (Ecuador). Los colores indican los distintos tramos en los que se dividió el área de estudio. Los números arábigos corresponden a reservas naturales en el occidente de Ecuador: 1) Bosque Protector La Prosperina, 2) Bosque Protector Cerro Blanco, 3) Bosque Protector Chongón Cholónche, 4) Área Nacional de Recreación Parque Lago, 5) Área Provincial El Guayacán, 6) Reserva de Producción de Fauna Manglares El Salado, 7) Engunga, 8) Cerro del Muerto, 9) Refugio de Vida Silvestre Manglares El Morro. Imagen satelital de Google Earth®.

de doble sentido (ida y retorno), y una berma de 1.7 m de ancho; esta vía conecta las ciudades de Guayaquil, General Villamil y Santa Elena, atravesando los recintos de Cerecita, San Isidro y San Andrés. En esta carretera se observan áreas de actividad agropecuaria, remanentes o parches de matorral desértico y bosque seco tropical, además recorre la zona de influencia de varias reservas como el Área de Conservación El Guayacán, el Área Nacional de Recreación Parque El Lago, y Bosque Protector Chongón – Colonche (Sheets & Mischler 2007, Espinoza & Cruz 2014).

Tramo 3: inicia en la intersección de la entrada vial de Progreso (2°24'47"S, 80°21'56"O) de la vía Colectora Posorja (E489), hasta llegar a la entrada a la cabecera parroquial de Posorja (2°42'55"S, 80°15'22"O), con una distancia de 47 km. La carretera tiene un ancho promedio de 12.30 m de vía, con cuatro carriles de doble sentido (ida y retorno), y presenta centros poblados pequeños, haciendas y sectores turísticos, que incluye a la comuna San Antonio, la entrada a la ciudad de General Villamil, también conocida como Playas, así como los recintos de Data de Villamil y Data de Posorja. En esta sección existen zonas naturales y áreas protegidas en la zona de influencia como el Refugio de Vida Silvestre Manglares El Morro y el Cerro del Muerto, que mantienen remanentes de manglar, salitrales, y matorral desértico (Espinoza & Cruz 2014).

Tramo 4: inicia en las afueras de la intersección vial de Progreso en la provincia del Guayas (2°24'47"S, 80°21'56"O), hasta la entrada de la comuna Chanduy en la provincia de Santa Elena (2°17'08"S, 80°43'14"O), con una distancia de 47 Km. Este tramo presenta 4 carriles y mide 10 m de ancho; aquí observamos un paisaje predominante rural, con varias fincas, zonas de cultivos de banano y caña de azúcar, así como reservorios de agua. Este tramo atraviesa varias comunas de la provincia de Santa Elena como: Río Verde, San Rafael, Zapotal, Buenos Aires, Sucre, Olmedo y Engunga, la cual incluye la zona natural de Cerro de Ánimas, perteneciente a la IBA Engunga; en este paisaje existen remanentes de matorral desértico y bosque seco (Freile & Santander 2005, Espinoza & Cruz 2014).

De forma general, los vehículos livianos, pesados y extrapesados circulan estas las vías las 24 horas del día; la distancia total de los cuatro tramos fue de 152 km, y recorrimos un total de 6536 Km.

Fase de campo

Realizamos 43 monitoreos durante 12 meses, desde julio del 2021 hasta junio del 2022, en un vehí-

culo particular, dos veces por semana, desde las 8:30 – 17:00 h, en ambas direcciones (ida y retorno) a una velocidad promedio de 45 - 60 Km/h, procediendo a detenerse en presencia de algún individuo atropellado (Seijas et al. 2013, Bauni et al. 2017, Cervantes-Huerta et al. 2017, Yesquen-Sernaque et al. 2020, Canales-Delgadillo et al. 2021). Complementariamente, en cada sitio donde nos deteníamos al avistar un animal muerto, realizamos una búsqueda activa a pie de individuos muertos en ambos sentidos de la vía, en todos sus carriles, en un diámetro de 50 metros. Los datos registrados en cada evento de avifauna atropellada fueron hora, fecha, tramo e identificación preliminar; cada evento fue fotografiado y georreferenciado (Obando-Tobón et al. 2024). Posteriormente, los animales atropellados fueron retirados para evitar un doble conteo, a cinco o diez metros fuera de la berma (Medrano- Vizcaíno & Espinosa 2021, García-Sánchez et al. 2023). Los individuos que no pudieron ser identificadas en el sitio fueron colocados en bolsas ziploc para su posterior identificación en laboratorio. La identificación hasta el nivel taxonómico específico fue realizada con las guías de campo de aves disponibles (Sheets & Mischler 2007, Haase 2011, McMullan & Navarrete 2017, Freile & Restall 2018); realizamos el ordenamiento por secuencia taxonómica siguiendo los criterios de Remsen et al. (2025).

Análisis de datos

Para describir la abundancia relativa de las especies registradas, elaboramos curvas de rango abundancia, en base al logaritmo ($\log_{10}$) de la relación entre el número de individuos de cada especie (n_i) sobre el total de individuos registrados (N), es decir, la abundancia proporcional de las especies (P_i) (Feinsinger 2003).

La tasa de atropellamiento de fauna silvestre fue calculada de la siguiente manera (Monroy et al. 2015):

$$TA = \frac{Ind}{Km \cdot d}$$

Donde:

TA: Tasa de Atropellamiento.

Ind: Número de individuos atropellados.

Km: Número de kilómetros recorridos.

d: Días recorridos.

Para verificar la normalidad en distribución de los datos de los atropellamientos, usamos la prueba de Ryan-Joiner (RJ= 0.769, número de muestreos= 43, nivel de confianza= 95%), la cual fue rechazada (P- value <0.01), por lo que optamos por representar

los valores usando las medianas (Me) y boxplots. Para determinar posibles diferencias de atropellamientos entre los tramos, y por hábito o patrón de actividad (Obando-Tobón et al. 2024), usamos una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis con un nivel de confianza al 95 %, y una comparación post hoc usando un test de U de Mann-Whitney en el programa Minitab 17 (2010). Los registros de avifauna doméstica no fueron incluidos, y la información de patrones de actividad de las especies se basó en revisión de literatura disponible (Ridgely & Greenfield 2006, McMullan & Navarrete 2017, Freile & Restall 2018).

Finalmente, para determinar los puntos de alta incidencia de atropellamientos de aves en las vías usamos mapas de calor, que son herramientas óptimas de visualización y cálculo de la densidad de datos de puntos, ya que presentan las ubicaciones de las densidades más altas de las entidades geográficas. Esto se realizó mediante el complemento Heatmaps de la herramienta densidad de Kernel, para mostrar con diversos colores las densidades de los puntos de atropellamientos (Seijas et al. 2013, González-Calderón 2017, Canales-Delgadillo et al. 2021, Medrano-Vizcaino & Espinosa 2021, Obando-Tobón et al. 2024), en el software QGIS (QGIS Development Team 2020).

RESULTADOS

Durante la fase de campo, encontramos 329 aves atropelladas, e identificamos 43 especies, distribuidas

en 20 familias y 13 órdenes (Tabla 1). Adicionalmente, registramos 3 especies domésticas: Gallina (*Gallus gallus domesticus*), Gallina de Guinea (*Numida meleagris*) y Paloma Doméstica (*Columba livia*). De forma general, las especies atropelladas con mayor frecuencia en los tramos estudiados fueron el Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*), la Lechuza Campanaria (*Tyto alba*), el Garrapatero Piquiliso (*C. ani*), el Búho Listado (*Asio clamator*) y el Sisonte Colilargo (*Mimus longicaudatus*) (Fig. 2).

La mayor tasa de atropellamiento fue en el tramo 4 (3.60 Ind/km), seguido del tramo 2 (2 Ind/km), tramo 3 (1.38 Ind/km) y el tramo 1 (0.95 Ind/km); la tasa total en el área de estudio fue de 0.05 ind/día/km (Tabla 2). Los tramos estudiados presentaron diferencias significativas ($H = 33.30$, $DF = 3$, $p < 0.01$): el tramo 4 presentó mayor número de atropellamientos en cada salida de monitoreo (Me = 4; IQ = 5, $n = 43$), seguido de los tramos 1 (Me = 1; IQ = 1, $n = 43$), 2 (Me = 1; IQ = 3, $n = 43$), y 3 (Me = 1; IQ = 2, $n = 43$). Estas diferencias se determinaron entre los tramos 1 y 2 ($p < 0.01$), 1 y 3 ($p < 0.01$), 1 y 4 ($p < 0.01$), 2 y 4 ($p < 0.01$), 3 y 4 ($p < 0.01$), mientras no existieron diferencias entre los tramos 2 y 3 ($p = 0.4$) (Fig. 3a). En cuanto a los hábitos, el hábito diurno fue más abundante (Me = 43.5; IQ = 71.5, $n = 204$), seguido de nocturno (Me = 21.5; IQ = 37, $n = 104$), crepuscular (Me = 3.5; IQ = 6.25, $n = 15$) y catemeral (Me = 1; IQ = 3, $n = 6$), entre los cuales también hallamos diferencias significativas ($H = 11.14$; $DF = 3$; $p < 0.01$); estas diferencias se hallaron entre el hábito diurno y catemeral ($p < 0.01$), diurno y crepuscular (p

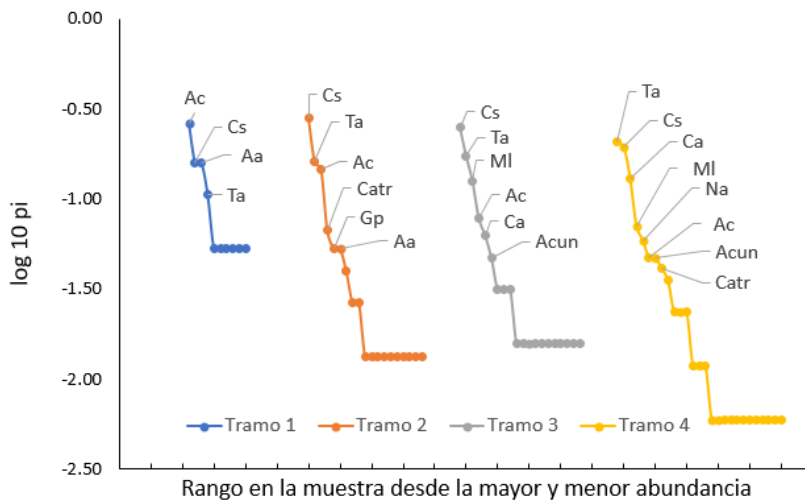


Figura 2. Curvas de rango de abundancia de avifauna atropellada en la Vía a la Costa (E40) Guayas y Vía Colectora (E489) Posorja entre las provincias de Guayas y Santa Elena (Ecuador), en 43 muestreos, desde julio 2021 hasta junio 2022. Las iniciales corresponden a las especies: *A. clamator* (Ac), *Crotophaga sulcirostris* (Cs), *c) Ardea alba* (Aa), *Tyto alba* (Ta), *Coraptyg atratus* (Catr), *Glaucidium peruanum* (Gp), *Mimus longicaudatus* (MI), *Athene cunicularia* (Acun), *Nyctidromus albigollis* (Na). Especies con valores menores o igual a $\log_{10} \pi = -1.28$ no fueron etiquetados en la figura.

Tabla 1. Avifauna atropellada en la Vía a la Costa (E40) Guayas y Vía Colectora (E489) Posorja, entre las provincias de Guayas y Santa Elena, desde julio 2021 hasta junio 2022. Presentamos el detalle por tramos, subtotales, y patrón de actividad. El ordenamiento taxonómico secuencial sigue los criterios de Remsen et al. (2025).

No.	Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común español	English common name	ACTIVIDAD	T 1	T 2	T 3	T 4	Subtotal
1	Columbiformes	Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma apical	White-tipped Dove	Diurno	0	0	0	2	2
2	Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida meloda</i>	Tórtola melódica	West Peruvian Dove	Diurno	0	0	0	1	1
3	Columbiformes	Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	Tórtola orejuda	Eared Dove	Diurno	0	0	1	1	2
4	Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina buckleyi</i>	Tortolita ecuatoriana	Ecuadorian Ground-dove	Diurno	0	1	0	1	2
5	Columbiformes	Columbidae	<i>Columbina cruziana</i>	Tortolita croante	Croaking Ground-dove	Diurno	0	0	1	6	7
6	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	Garrapatero piquiliso	Smooth-billed Ani	Diurno	1	3	4	22	30
7	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero piquiestriado	Groove-billed Ani	Diurno	3	22	16	32	73
8	Cuculiformes	Cuculidae	<i>Coccyzus lansbergi</i>	Cuculillo cabecigrís	Grey-capped Cuckoo	Diurno	0	0	1	1	2
9	Nyctibiiformes	Nyctibiidae	<i>Nyctibius griseus</i>	Nictibio común	Common Potoo	Nocturno	0	1	0	0	1
10	Caprimulgiformes	Caprimulgidae	<i>Nyctidromus albigolis</i>	Pauraque	Pauraque	Nocturno	0	0	1	10	11
11	Gruiformes	Rallidae	<i>Porphyrio martinicus</i>	Gallareta púrpura	Purple Gallinule	Diurno	1	0	0	0	1
12	Gruiformes	Rallidae	<i>Gallinula galeata</i>	Gallareta común	Common Gallinule	Crepuscular	0	2	0	0	2
13	Phaethontiformes	Phaethonthidae	<i>Phaethon aethereus</i>	Rabijunco piquirrojo	Red-billed Tropicalbird	Diurno	1	0	0	0	1
14	Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Cormorán neotropical	Neotropical Cormorant	Diurno	1	0	0	0	1
15	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ixobrychus exilis</i>	Mirasol menor	Least Bittern	Crepuscular	0	0	1	0	1
16	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Garza nocturna coroninegra	Black-crowned Night-Heron	Nocturno	0	0	0	2	2
17	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nyctanassa violacea</i>	Garza nocturna coroniamarilla	Yellow-crowned Night-Heron	Nocturno	0	1	0	0	1
18	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	Garceta bueyera	Cattle Egret	Diurno	0	0	2	0	2
19	Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i>	Garza real	Great White Egret	Diurno	3	4	1	4	12
20	Cathartiformes	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	Gallinazo negro	American Black Vulture	Diurno	0	5	2	7	14
21	Cathartiformes	Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Gallinazo cabecirrojo	Turkey Vulture	Diurno	0	1	1	0	2
22	Accipitriformes	Accipitridae	<i>Gampsonyx swainsonii</i>	Elanio perla	Pearl Kite	Diurno	0	0	1	0	1
23	Strigiformes	Tytonidae	<i>Tyto alba</i>	Lechuza de campanario	Barn Owl	Nocturno	2	12	12	34	60

No.	Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común español	English common name	ACTIVIDAD	T 1	T 2	T 3	T 4	Subtotal
24	Strigiformes	Strigidae	<i>Glaucidium peruanum</i>	Mochuelo del Pacífico	Peruvian Pigmy-owl	Caternal	1	4	0	1	6
25	Strigiformes	Strigidae	<i>Athene cunicularia</i>	Búho terrestre	Burrowing Owl	Crepuscular	0	1	3	8	12
26	Strigiformes	Strigidae	<i>Asio clamator</i>	Búho listado	Striped Owl	Nocturno	5	11	5	8	29
27	Coraciiformes	Momotidae	<i>Momotus subrufescens</i>	Momoto Gritón	Whooping Motmot	Diurno	0	1	0	0	1
28	Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i>	Martín pescador verde	Green Kingfisher	Diurno	0	0	0	2	2
29	Psittaciformes	Psittacidae	<i>Forpus coelestis</i>	Periquito del Pacífico	Pacific Parrotlet	Diurno	0	1	2	4	7
30	Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocorax mystacalis</i>	Urraca coliblanca	White-tailed Jay	Diurno	0	0	0	1	1
31	Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus longicaudatus</i>	Sisonte colilargo	Long-tailed Mockingbird	Diurno	0	1	8	12	21
32	Passeriformes	Icteridae	<i>Leistes bellicosus</i>	Pastorero peruano	Peruvian Meadowlark	Diurno	0	0	0	4	4
33	Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus gramineae</i>	Bolsero filiblanco	White-edged Oriole	Diurno	0	0	0	1	1
34	Passeriformes	Icteridae	<i>Cacicua cela</i>	Cacique lomiamarillo	Yellow-rumped Cacique	Diurno	0	2	0	1	3
35	Passeriformes	Icteridae	<i>Dives warczewiczii</i>	Negro matorralero	Scrub blackbird	Diurno	0	0	1	0	1
36	Passeriformes	Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Clarinegro coligrande	Great-tailed Grackle	Diurno	0	0	1	0	1
37	Passeriformes	Cardinalidae	<i>Phoenicurus chrysogaster</i>	Pico grueso amarillo sureño	Golden Grosbeak	Diurno	0	0	0	1	1
38	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sicalis flaveola</i>	Pinzón sabanero azafranado	Saffron Finch	Diurno	1	0	0	0	1
39	Passeriformes	Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	Semillerito negrizulado	Blue-back Grassquit	Diurno	0	1	1	0	2
40	Passeriformes	Thraupidae	<i>Rhodospingus cruentus</i>	Pinzón pechicarnesi	Crimson-breasted Finch	Diurno	0	0	0	1	1
41	Passeriformes	Thraupidae	<i>Sporophila peruviana</i>	Espiguero pico de loro	Parrot-billed Seedeater	Diurno	0	0	0	1	1
42	Passeriformes	Thraupidae	<i>Poospiza hispaniolensis</i>	Pinzón gorgojeador collarajo	Collared Warbling-finch	Diurno	0	0	0	1	1
43	Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	Tangara azuleja	Blue-grey Tanager	Diurno	0	2	0	0	2
Total general							19	76	65	169	329

< 0.01), diurno y nocturno ($p < 0.01$), nocturno y catemeral ($p < 0.01$), nocturno y crepuscular ($p < 0.01$) y mientras no existieron diferencias entre crepusculares y catemerales ($p = 0.3898$) (Fig. 3b).

Finalmente, identificamos un total de 13 puntos de alta incidencia de atropellamientos: el tramo 4 (Progreso – Chanduy) presentó nueve puntos de alta incidencia, que representan 8 o más atropellamientos de avifauna, seguido del tramo 3 (Progreso – Posorja) con dos puntos de alta incidencia con 4 o más atropellamientos, y del tramo 2 (Peaje de Chongón – Progre-

so) que tiene un punto de alta incidencia con 6 o más atropellamientos, y finalmente, el tramo 1 (Los Ceibos – Peaje Chongón) tiene un punto de alta incidencia con 4 o más atropellamientos (Fig. 4).

DISCUSIÓN

Hasta donde conocemos, este trabajo es el primer esfuerzo que evalúa la mortalidad de la ornitofauna causada por carreteras entre dos provincias de la costa ecuatoriana, mediante monitoreos sistemáticos y continuos durante 12 meses, superando en alcance, extensión y duración a estudios previos (Ponce 2013, Zavala 2020, Gaón & Valdez 2021, Medrano-Vizcaino et al. 2023, González & Salas 2025).

Las diferencias entre reportes previos y el presente trabajo obedecerían a factores como esfuerzos de muestreo distintos, la longitud y geometría de las carreteras, tipo de vía, número de carriles, velocidad en secciones rectas dentro de las carreteras, la topografía, la estacionalidad climática, entre otros (Clevenger et al. 2002, Grilo et al. 2014, Cervantes-Huerta et al. 2017, González-Calderón 2017, Delgado-Trejo et al. 2018, Bravo-Naranjo et al. 2019, Yesquen-Sernaque

Tabla 2. Tasas de atropellamiento (TA) de avifauna en la Vía a la Costa (E40) Guayas y Vía Colectora (E489) Posorja, durante 43 muestreos desarrollados entre julio 2021 y junio 2022.

Tramo	Longitud (Km)	Ancho (m)	Individuos (n)	TA (Ind/Km/Día)
1	20	14.6	19	0.95
2	38	10	76	2
3	47	12.3	65	1.38
4	47	10	169	3.64
Total	152		329	2.63

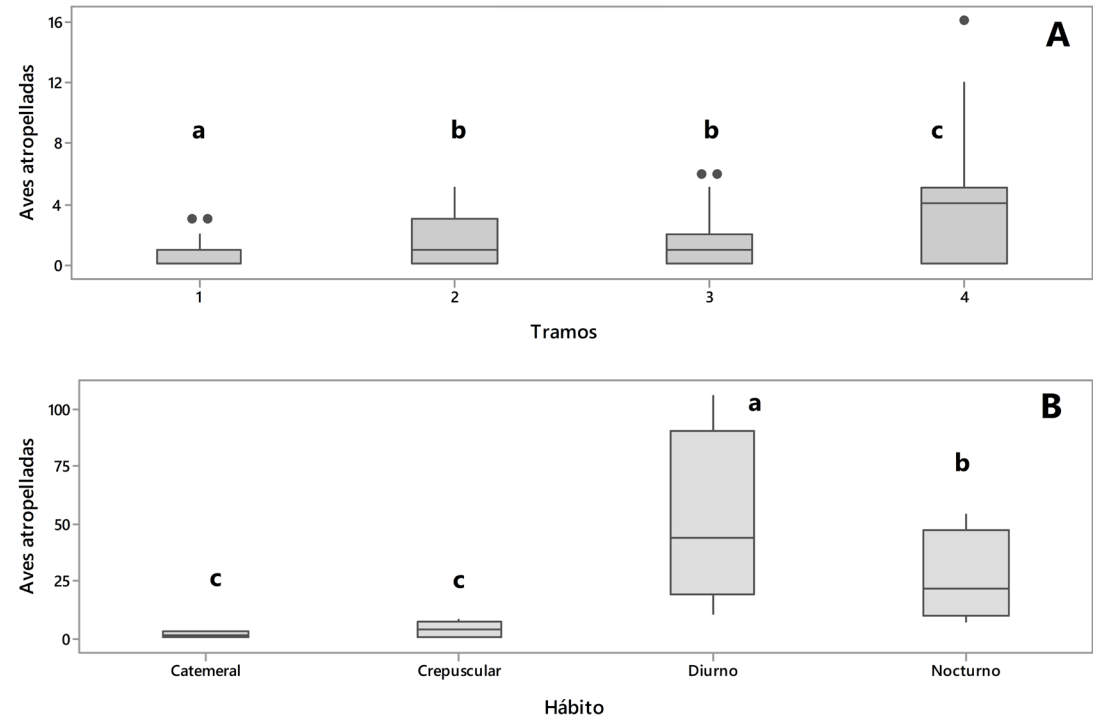


Figura 3. Boxplots de frecuencias de atropellamientos de avifauna en la Vía a la Costa (E40) Guayas y Vía Colectora (E489) Posorja, entre las provincias de Guayas y Santa Elena (Ecuador), en 43 muestreos, desde julio 2021 hasta junio 2022. A) Por tramos; B) Por patrones de actividad o hábitos. Las cajas representan los cuartiles 1 y 3, la línea dentro de las cajas corresponde a la mediana; los bigotes indican el rango mínimo y máximo, excluyendo valores atípicos u outliers, los cuales están representados en puntos negros. Los grupos etiquetados con letras minúsculas distintas difieren significativamente entre sí ($p < 0.05$).

et al. 2020, Obando-Tobón et al. 2024, Zanettini Tres et al. 2024). Esto señala la importancia de levantar información de forma sistemática, lo cual permite realizar comparaciones o extrapolar a regiones distintas en un mismo país (Medrano-Vizcaino et al. 2023).

Las especies con mayores registros de atropellamiento (*C. sulcirostris*, *T. alba*, *C. ani*, *A. clamator*, *M. longicaudatus*), y las familias más frecuentemente atropelladas (Cuculidae, Tytonidae, Strigidae, Mimidae, seguido de Ardeidae, Cathartidae, y Columbidae), coinciden con varios trabajos desarrollados en el Neotrópico (Attademo et al. 2011, Seijas et al. 2013, Castillo et al. 2015, Bauni et al. 2017, González-Calderón 2017, Delgado-Trejo et al. 2018, Aguilar et al. 2019, Bravo-Naranjo et al. 2019, García-Carrasco et al. 2020, Yesquen-Sernaque et al. 2020, Canales-Delgadillo et al. 2021, Medrano-Vizcaino & Espinosa 2021, Medrano-Vizcaino et al. 2022, Zanettini Tres et al. 2024). Estas especies son muy adaptables a ambientes intervenidos, donde aprovechan la abundancia de presas y disponibilidad de sitios de anidación; además, de ser especies de alto éxito reproductivo, como es el caso de *T. alba* (Meyrom et al. 2023).

Nuestros resultados aportan nuevos registros de especies de aves atropelladas en Ecuador (Aguilar et al. 2019, Filius et al. 2020, García-Carrasco et al. 2020, Medrano-Vizcaino & Espinosa 2021), como *Volatinia jacarina*, *Coccyzus lansbergi*, *Ixobrychus exilis*, *Quiscalus mexicanus*, *Gampsonix swainsonii*, *Gallinula chloropus*, *Momotus subrufescens*, *Nyctannassa violacea*, *Nictibius griseus*, *Pseuticus chrysogaster*, *Sporophila peruviana*, *Phaetheon aethereus*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Porphyrio martinica*, *Sicalis flaveola* (Ponce 2013, Aguilar et al. 2019, García-Carrasco et al. 2020, Medrano-Vizcaino & Espinosa 2021, González & Salas 2025). Adicionalmente, registramos 4 especies endémicas de la Región Tumbesina: *Columbina buckleyi*, *Cyanocorax mystacalis*, *Forpus coelestis*, e *Icterus graceanae* (BirdLife International 2024); entre estas, *C. mystacalis* está en categoría Vulnerable bajo los criterios de disminución poblacional, de acuerdo con la lista roja de aves de Ecuador (Freile et al. 2019).

Entre las especies reportadas, el registro de *P. aethereus* es llamativo pues se trata de una especie marina, con hábitos pelágicos, que se acerca ocasionalmente a la costa, y anida en acantilados rocosos, sin registros previos de conducta migratoria, por lo que estaría inusualmente en un hábitat distinto (Ri-

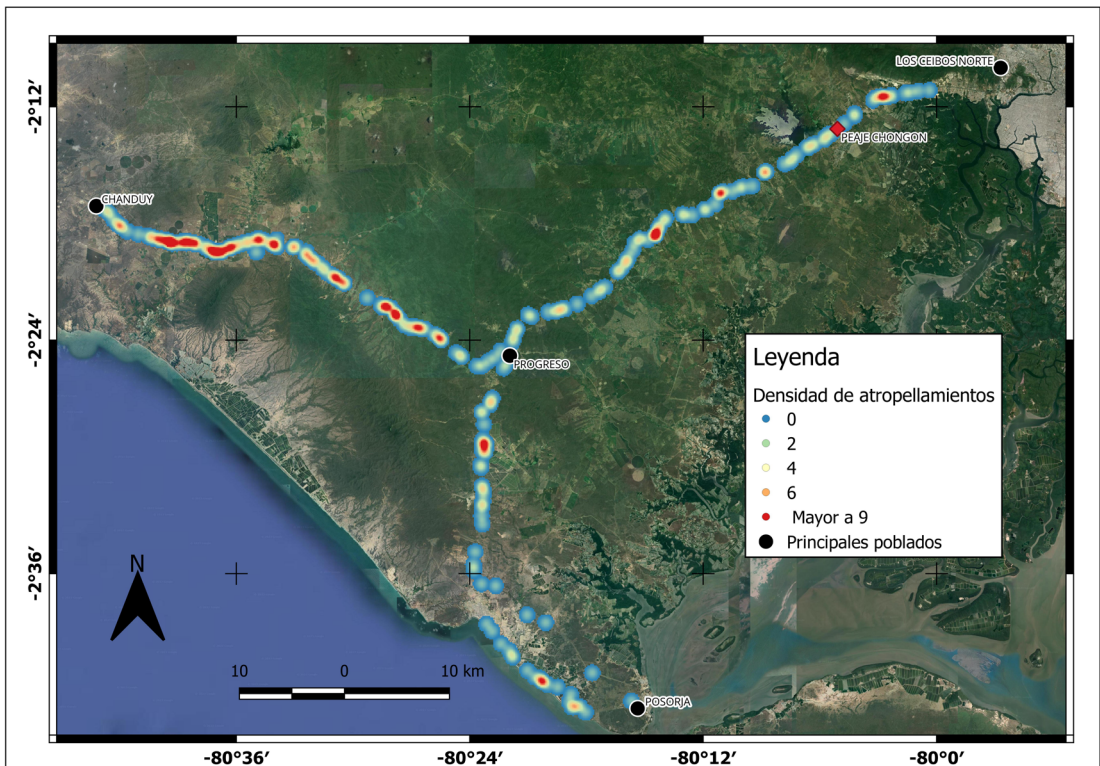


Figura 4. Puntos de calor de atropellamientos de aves en las carreteras vía a la Costa (E40) Guayas y vía Colectora (E489), entre las provincias de Guayas y Santa Elena (Ecuador), durante 43 muestreos, desde julio 2021 hasta junio 2022. Imagen satelital de Google Earth®.

dgely & Greenfield 2006, Haase 2011, McMullan & Navarrete 2017). Esta especie presenta un plumaje de color blanco, puntas negras en sus alas, y plumas centrales de la cola muy largas, muy conspicuas y por lo tanto su identificación es casi inequívoca (Haase 2011). Nuestro registro de *P. aetherus* fue en el Tramo 1, cerca del Bosque Protector La Prosperina, y una posible explicación es que algún factor climático desconocido la haya desorientado, aunque no se reportaron avistamientos de aves marinas errantes o vagabundas durante la fase de campo de este trabajo.

Las causas de estas mortalidades de aves estarían relacionadas a las estrategias de forrajeo, tipo de vuelo, y los microhábitats que ocupan a lo largo de las vías (Castillo et al. 2015, García-Sánchez et al. 2023). Por ejemplo, los garrapateros (*Crotophaga* spp.) son frecuentemente observados en bordes de caminos, zonas agrícolas y ganaderas, y presentan un vuelo caracterizado por pocos aleteos, laboriosos y débiles (Ridgely & Greenfield 2006), lo que los vuelve particularmente vulnerables a las carreteras que atraviesan estos hábitats (Obando-Tobón et al. 2024). Una explicación similar podría aplicarse a los columbidos y mímidos, pues forrajean haciendo vuelos cortos y a baja altura (Ridgely & Greenfield 2006, Freile & Restall 2018) en los bordes de bosques, áreas abiertas y agrícolas (González-Calderón 2017), y a las aves acuáticas (*Nyctanassa*, *Nycticorax*, *Ardea*), que están asociadas a reservorios de agua artificiales o humedales naturales (Ridgely & Greenfield 2006, Haase 2011, McMullan & Navarrete 2017).

De forma no convencional, las carreteras representan una fuente de alimentos para varias aves, lo que ocasiona un impacto negativo a estas especies. Por ejemplo, la vegetación alledaña en los márgenes de las vías atrae a especies granívoras o semilleros (Castillo et al. 2015, Zanettini Tres et al. 2024). Las vías también atraen a invertebrados o a saurios que son recursos alimenticios para cuculiformes (Zanettini Tres et al. 2024). Las rapaces nocturnas como lechuzas y búhos suelen buscar sus presas, como roedores o insectos, en estas vías (Grilo et al. 2012, 2014, González-Calderón 2017, Arnold et al. 2018, Bravo-Naranjo et al. 2019), pero son enceguedidas por los faros de los vehículos (Dean et al. 2019), y a menudo no logran evadir el tráfico debido a la forma sinuosa o curva de las vías, siendo impactadas (Hodson 1962); esta vulnerabilidad aumenta especialmente durante épocas de reproducción, cría y dispersión (Grilo et al. 2014, Bravo-Naranjo et al. 2019, Raymond et al. 2021, Busby et al. 2024). Esta atracción hacia las carreteras también se observa en los catártidos, que acuden a

estas áreas en busca de animales muertos, donde pueden ser arrollados (Antworth et al. 2005, Medina et al. 2017, Delgado-Trejo et al. 2018, Canales-Delgadillo et al. 2021, Urmendez-Zanettini Tres et al. 2024).

En la Ecorregión Tumbesina se registran aproximadamente 246 especies de aves (Albuja et al. 2012), de las cuales 59 especies presentan una distribución restringida (Ridgely & Greenfield, 2006, BirdLife International 2024). En el presente estudio, nuestros registros representan al 17 % de este total, y podrían estar subestimados, particularmente en lo que respecta a especies de menor tamaño (Zanettini Tres et al. 2024). Por ejemplo, la aparente ausencia de Tyrannidae y Thraupidae se explicaría a que pasaron desapercibidas durante los monitoreos en vehículos a la velocidad que usamos (40-60 Km/hora), a pesar que complementamos con búsquedas activas a pie, o porque los cadáveres se deterioraron rápidamente debido a altas temperaturas y humedad, carroñeros y descomponedores (Attademo et al. 2011, Santos et al. 2011, Teixeira et al. 2013, García-Sánchez et al. 2023, Obando-Tobón et al. 2024). Además, es posible que la fuerza del impacto o el arrollamiento haya dispersado a los animales pequeños a mayor distancia, provocando que mueran más allá de la berma de la carretera, lo que dificulta su detección durante los monitoreos (Castillo et al. 2015, Bauni et al. 2017, García-Sánchez et al. 2023).

Los patrones de actividad de las aves pueden influir en su vulnerabilidad al atropellamiento. Por ejemplo, en este estudio, las aves diurnas mostraron mayores frecuencias (Urmendez-Medina et al. 2017, Obando-Tobón et al. 2024). Sin embargo, varios autores señalan que las rapaces nocturnas son particularmente vulnerables a las colisiones con vehículos en vías (Bishop & Brogan, 2013, Borda-de-Água et al. 2014, Grilo et al. 2014, Silva et al. 2019). Es importante destacar que, en esta investigación, la mayor diversidad registrada de aves diurnas (33 especies) en comparación con las nocturnas (6 especies) pudo influir en la mayor frecuencia de atropellamientos observada en las primeras. Esta diferencia reflejaría tanto la riqueza específica de la zona como posibles variaciones en la abundancia estacional durante el periodo de muestreo. Apoyando esta idea, Husby (2016) señala que la riqueza y abundancia de especies son factores determinantes que pueden sesgar la detección de atropellamientos, ya que las especies más numerosas o activas durante los horarios de muestreo tienden a ser registradas con mayor frecuencia. Por lo tanto, es posible que la predominancia de aves diurnas en los registros de atropellamientos responda no

solo a su comportamiento y vulnerabilidad intrínseca, sino también la temporalidad y diseño del muestreo.

En los análisis por tramos, en el tramo 4 se registraron más aves muertas, más puntos de alta incidencia de atropellamientos, una tasa de atropellamiento más alta y una mayor longitud de la vía que los otros tramos. Este tramo presenta un paisaje predominantemente rural, con zonas agropecuarias y remanentes boscosos, así como pequeños centros poblados conocidos localmente como comunas ancestrales (Álvarez-Litben 2017, Pozo-Alvarado 2022), lo que contrasta con los otros tramos estudiados, que tienen una mayor influencia urbanística debido a la presencia de centros poblados grandes (Attademo et al. 2011, García-Sánchez et al. 2023). Las características paisajísticas del tramo 4 se asocian a una mejor calidad de hábitat y conectividad para las aves (Santos et al. 2013), por lo que muchas especies dependientes de bosque son vulnerables a los atropellamientos (Obando-Tobón et al. 2024).

En contraste, el tramo 1, que es la zona más cercana a la ciudad de Guayaquil, registró el menor número de individuos y de especies atropelladas, y una tasa de atropellamiento más baja que los otros tramos, posiblemente, porque en esta zona existen más restricciones de velocidad debido a que están dentro de áreas urbanas y periurbanas (Mella-Ávila & Muñoz-Villouta 2024, Obando-Tobón et al. 2024). Sin embargo, esperábamos cifras mayores de atropellamientos, debido a que en este tramo se encuentra el Bosque Protector Cerro Blanco, una IBA periurbana con una extensión de 6078 ha, muy reconocida para el aviturismo en esta ciudad (Sheets 2005, Sheets & Mischler 2007, Espinoza & Cruz 2014).

De acuerdo con Velasteguí-Montoya et al. (2023) existen niveles altos de ruido en la zona occidental de Guayaquil, que coincide con el tramo 1, con un aumento más significativo de ruido durante la noche. Esta contaminación acústica, sumado a una carretera amplia (6 carriles y ancho de 14.60 m) constituirían una barrera para la dispersión y movilidad de las aves, provocando su dispersión a mayor altura, o su traslado hacia otras áreas boscosas alejadas de la vía o de la urbanización. Varios autores señalan que las aves que habitan en zonas boscosas evitan exponerse al ruido antropogénico, reduciendo la riqueza de especies cerca de vías en ciudades, siendo una de las principales causas de pérdida de la diversidad circundante a áreas protegidas (Benítez-López et al. 2010, González-Calderón 2017, Wilson et al. 2021, Bernat-Ponce et al. 2022, Bergamini et al. 2024). Esto también ocurre con la contaminación lumínica ar-

tificial de las ciudades, la cual afecta negativamente a la avifauna (Wilson et al. 2021, Nemes et al. 2023, Mathiaparanam et al. 2024). Respecto a los tramos 2 y 3, no presentaron diferencias significativas entre sí en cuanto a abundancia y riqueza de aves atropelladas, probablemente a que ambos presentan atributos paisajísticos en común: presencia de centros poblados pequeños, remanentes boscosos, además de una extensión (ancho y longitud de la vía) similar entre ellos.

En base a lo expuesto, es recomendable analizar la implementación de pasos de fauna, basados en el conocimiento ecológico e historia natural de la avifauna (Filius et al. 2020), con señalética pertinente sobre la vulnerabilidad de las aves, y reductores de velocidad en los puntos de alta incidencia identificados (Niemi et al. 2014, González-Calderón 2017, Visintin et al. 2018, Díaz et al. 2020, Yesquen-Sernaque et al. 2020, Jaramillo-Fayad et al. 2021, Obando-Tobón et al. 2024). Sin embargo, estas medidas pueden volverse menos efectivas dado que los conductores se acostumbran a ellas (Clevenger et al. 2002, Snow et al. 2011), por lo que estos esfuerzos deben complementarse con monitoreos y seguimiento que permitan medir su efectividad (Arroyave et al. 2006, Obando-Tobón et al. 2024), y por procesos de educación y sensibilización ambiental a las comunidades, usuarios de las vías, población general y personal encargado del desarrollo vial (Castillo et al. 2015, Jaramillo-Fayad et al. 2021). Otros autores proponen la promoción del hábitat para las presas y rapaces en áreas alejadas de las carreteras, y la eliminación de vegetación en los bordes de las carreteras para disminuir la disponibilidad de refugio y alimento en estas áreas de mayor riesgo (Castillo et al. 2015, Silva et al. 2019, Busby et al. 2024). Es necesario que estas medidas de mitigación se enmarquen en una planificación político-administrativa para asegurar su permanencia en el tiempo (Fernández-Buces et al. 2022).

Finalmente, es evidente que las carreteras actúan como una barrera antropogénica que afecta negativamente a las poblaciones de aves (Pinto et al. 2020). Por tanto, recomendamos continuar evaluando su influencia en la conservación de las aves en la región costera ecuatoriana a mediano y largo plazo, con monitoreos a pie o en bicicletas, lo que permitiría estimar posibles reducciones poblacionales que pondrían en riesgo a las especies que más frecuentemente son víctimas en las carreteras (Borda-de-Água et al. 2014, Filius et al. 2020, Obando-Tobón et al. 2024), así como reducir el subregistro de especies, y analizar posibles fluctuaciones estacionales (González-Calderón 2017). También es necesario evaluar otras posibles causas

que influyan en estas mortalidades, como la estacionalidad climática y la intensidad del tráfico vehicular (Attademo et al. 2011, Pinto et al. 2020). Una forma de realizar estos monitoreos de forma sostenible en el tiempo es a través de ciencia ciudadana usando plataformas como iNaturalist (Monge-Nájera 2018, Bíl et al. 2019, Raymond et al. 2021, Swinnen et al. 2022, Medrano-Vizcaíno et al. 2023), y para validar las identificaciones taxonómicas el soporte de aplicaciones de telefonía móvil como eBird (Sullivan et al. 2009), lo que ayudaría a visibilizar esta problemática y fomentaría la participación e inclusión de la sociedad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo presenta resultados parciales de la tesis de grado en Biología de Michael Daniel Larreátegui Palma, en el desarrollo del proyecto de investigación de la Universidad de Guayaquil FCI 046 2021: Mortalidad de vertebrados silvestres por colisiones vehiculares en las principales carreteras entre las provincias de Guayas y Santa Elena (Ecuador), bajo el permiso de investigación científica MAAE-ARSFC-2021-1862, otorgado por el Ministerio de Ambiente, Agua y Transición Ecológica del Ecuador. Ambos autores expresan su agradecimiento a Allyson Armendáriz, Santiago Reyes, Juleisy Reyes, Ricardo Soria, Oscar Piguave, Viviana García, Anthony Cabuyales, Michelle Quimí, por su acompañamiento y asistencia durante el trabajo de campo, laboratorio y análisis de datos. Pablo Medrano aportó comentarios muy útiles durante el desarrollo de este trabajo. Finalmente, JAS expresa su agradecimiento a los acertados comentarios de los dos revisores anónimos, que enriquecieron en gran medida este manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Aguilar JM, Nieto A, Espinoza N, Loja G, Tinoco BA (2019) Assessing patterns of bird roadkills in a high Andean Ecuadorian national park. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 54(3):149-156. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1649953>
- Albuja L, Armendáriz A, Barriga R, Montalvo LD, Cáceres F, Román JL (2012) Fauna de Vertebrados del Ecuador. Instituto de Ciencias Biológicas. Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador
- Álvarez-Litben SG (2017) Territorio comunal en la costa de Ecuador: Buscando caminos de entendimiento entre el buen vivir y el principio de bien común. *Revista de Antropología Social* 26(2):355-378. <https://doi.org/10.5209/RASO.57610>
- Antworth R, Pike DA, Stevens E (2005) Hit and run: Effects of scavenging on estimates of roadkilled vertebrates. *Southeastern Naturalist* 4(4):647-656
- Arnold EM, Hanser SE, Kociolek A, Regan T, Thompson J, Lowe M, Belthoff JR (2018) Spatial, road geometric and biotic factors associated with Barn Owl mortality along an interstate highway. *IBIS* 161(1):147-161. <https://doi.org/10.1111/ibi.12593>
- Arroyave MP, Gómez C, Gutiérrez ME, Múnera DP, Zapata PA, Vergara IC, Andrade LM, Ramos KC (2006) Impactos de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA* 5:45-57
- Astudillo PX, Samaniego GM, Machado PJ, Aguilar JM, Tinoco BA, Graham CH, Latta SC, Farwig N (2014) The impact of roads on the avifauna of páramo grasslands in Cajas National Park, Ecuador. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 49(3):204-212. <http://dx.doi.org/10.1080/01650521.2014.960778>
- Attademo AM, Peltzer PM, Lajmanovich RC, Elberg G, Junges C, Sánchez LC, Bassó A (2011) Wildlife vertebrate mortality in roads from Santa Fe Province, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(3):915-925. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.3.783>
- Bauni V, Anfuso J, Schivo F (2017) Mortalidad de fauna silvestre por atropellamientos en el bosque atlántico del Alto Paraná, Argentina. *Ecosistemas* 26(3):54-66. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-3.08>
- Benítez-López A, Alkemade R, Verweij PA (2010) The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation* 143(6):1307-1316. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2010.02.009>
- Bergamini E, Prandelli S, Minelli F, Gatti RC (2024) Impacts of noise pollution from high-speed rail and road on bird diversity: A case study in a protected area of Italy. *Environmental Science and Pollution Research* 31(22):32033-32042. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33372-0>
- Bernat-Ponce E, Gil-Delgado JA, López-Iborra GM (2022) Efectos de las características de las ciudades occidentales contemporáneas sobre la avifauna urbana. *Ecosistemas* 31(1):2158-2158. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2158>
- Bíl M, Grilo C, Kubeček J, Sedoník J, Andrášik R, Cícha V, Favilli F, Stauder J, Schwingshackl F, Michael K, Elia M, Zotos S, Sergides L, Arvaj T, Litskas V, Vogiatzakis I (2019) Wildlife Vehicle Collisions: Road ecology, monitoring and mitigation, citizen science, pedagogical and socioeconomic aspects. ERASMUS+
- BirdLife International (2024) Endemic Bird Area factsheet: Tumbesian region. <https://datazone.birdlife.org/eba/factsheet/47> (acceso: 26/06/2024).
- Bishop CA, Brogan JM (2013) Estimates of avian mortality attributed to vehicle collisions in Canada. *Avian Conservation and Ecology* 8(2):2. <https://doi.org/10.5751/ace-00604-080202>
- Borda-de-Água L, Grilo C, Pereira HM (2014) Modeling the impact of road mortality on barn owl (*Tyto alba*)

- populations using age-structured models. *Ecological Modelling* 276:29-37. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.022>
- Bravo-Naranjo V, Piñones-Cañete C, Norambuena HV, Zuleta C (2019) Puntos calientes y factores asociados al atropello de aves rapaces en una ruta costera de la zona semiárida de Chile central. *Ornitología Neotropical* 30:208-216
- Bujoczek M, Ciach M, Yosef R (2011) Road-kills affect avian population quality. *Biological Conservation* 144(3):1036-1039. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.022>
- Busby BT, Gordon MP, Belthoff J (2024) Roads reduce breeding occupancy and productivity in barn owls. *The Journal of Wildlife Management* 88(5):e22597. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22597>
- Canales-Delgadillo J, Pérez-Ceballos R, Zaldívar-Jiménez A, Gómez-Ponce M, Vázquez-Pérez N, De La Rosa M, Potenciano-Morales L (2021) Muertes por tráfico sobre la carretera costera del golfo de México: ¿cuántas y cuáles especies de fauna silvestre se están perdiendo? *Revista Mexicana de Biodiversidad* 91:e913189. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3189>
- Castillo JC, Urmendez MD, Zambrano GG (2015) Mortalidad de fauna por atropello vehicular en un sector de la vía panamericana entre Popayán y Patía. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural* 19(2):207-219. <https://doi.org/10.17151/bccm.2015.19.2.12>
- Cervantes-Huerta R, Escobar F, García-Chávez JH, González-Romero A (2017) Atropellamiento de vertebrados en tres tipos de carretera de la región montañosa central de Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* 33(3):472-481. <https://doi.org/10.21829/azm.2017.3331148>
- Clevenger AP, Chruszcz B, Gunson KE (2002) Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation* 109(1):15-26. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00127-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00127-1)
- D'Amico M, Román J, de los Reyes L, Revilla E (2015) Vertebrate road-kill patterns in Mediterranean habitats: Who, when and where. *Biological Conservation* 191:234-242. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2015.06.010>
- Dean WRJ, Seymour CL, Joseph GS, Foord SH (2019) A review of the impacts of roads on wildlife in semi-arid regions. *Diversity* 11(5):81. <https://doi.org/10.3390/d11050081>
- Delgado-Trejo C, Herrera-Robledo R, Martínez-Hernández N, Bedolla-Ochoa C, Hart CE, Alvarado-Díaz J, Suazo-Ortuño I, Nava-Bravo H, López-Toledo L, Mendoza E (2018) Vehicular impact as a source of wildlife mortality in the Western Pacific Coast of Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89(4):1234-1244. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2084>
- Díaz JA, Escalante CI, Serment VA, Mares JM (2020) Manual de diseño de pasos para fauna silvestre en carreteras. 1° edición. Secretaría de Comunicaciones y Transportes, México D.F.
- Espinoza F, Cruz C (2014) Aviturismo: Guía para la provincia del Guayas. Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial del Guayas, Dirección de Turismo, Guayaquil, Ecuador
- Fahring L, Rytwinski T (2009) Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14(1):21
- Feinsinger P (2003) El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN), Santa Cruz de la Sierra, Bolivia
- Fernández-Buces N, Trinidad-Lora K, Olivé-Arriola M, Resendiz-Rodríguez J, López-Noriega S, Juárez-Casillas LA (2022) Ecological connectivity and wildlife passages on roads: A reflection for México. *Therya notes* 3(2):87-92. https://doi.org/10.12933/therya_notes-22-76
- Filius J, Hoek Y, Jarrín-V P, Hooft P, van der Hoek Y (2020) Wildlife roadkill patterns in a fragmented landscape of the Western Amazon. *Ecology and Evolution* 10(13):6623-6635. <https://doi.org/10.1002/ece3.6394>
- Freile JF, Santander T, Jiménez-Uzcátegui G, Carrasco L, Cisneros-Heredia DF, Guevara EA, Sánchez-Nivicela M, Tinoco BA (2019) Lista Roja de las Aves del Ecuador. Ministerio del Ambiente de Ecuador, Aves y Conservación, Comité Ecuatoriano de Registros Ornitológicos, Fundación Charles Darwin, Universidad del Azuay y Universidad San Francisco de Quito, Quito, Ecuador
- Freile J, Restall R (2018) Birds of Ecuador. HELM Bloomsbury Publishing Plc., London
- Freile J, Santander T (2005) Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Ecuador. Aves & Conservación, Birdlife Internacional, Conservación Internacional y Ministerio del Ambiente de Ecuador, Quito, Ecuador
- GAD Provincial Guayas (2021) Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial Provincial del Guayas. Dirección Provincial de Planificación Institucional, Guayaquil, Ecuador
- Gaón J, Valdez G (2021) Mortalidad de la fauna silvestre por efecto vehicular en la carretera Calce-ta-Quiroga. Tesis de grado, Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, Calce-ta, Manabí
- García-Carrasco JM, Tapia W, Román-Muñoz A (2020) Roadkill of birds in Galapagos Islands: A growing need for solutions. *Avian Conservation and Ecology* 15(1):1-8. <https://doi.org/10.5751/ACE-01596-150119>
- García-Sánchez S, Juárez-Agís A, Álvarez-Álvarez EA, Oliver Salome B, Zeferino Torres J, Rivas González M, Osorio Rodríguez AN (2023) Vertebrados silvestres atropellados en asentamientos humanos del Pacífico sur mexicano. *Revista de Biología Tropical* 71(1):e53600. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v71i1.53600>
- González M, Salas JA (2025) Evaluación preliminar del impacto de la carretera Troncal de la Costa E25 sobre vertebrados silvestres en el área de

- influencia de la Reserva Ecológica Manglares Churute (Occidente de Ecuador). *Revista Peruana de Biología* 32(1):e28454. <https://doi.org/10.15381/rpb.v32i1.28454>
- González-Calderón A (2017) Mortalidad de aves por colisión vehicular en la Reserva de Uso Múltiple Bañados del Río Dulce y Laguna Mar Chiquita, Córdoba, Argentina. *El Hornero* 32(2):197-203. <https://doi.org/10.56178/eh.v32i2.506>
- Grilo C, Reto D, Filipe J, Ascensão F, Revilla E (2014) Understanding the mechanisms behind road effects: Linking occurrence with road mortality in owls. *Animal Conservation* 17:555-564. <https://doi.org/10.1111/acv.12120>
- Grilo C, Sousa J, Ascensao F, Matos H, Leitao I, Pinheiro P, Costa M, Bernardo J, Reto D, Lourenco R, Santos-Reis M, Revilla E (2012) Individual spatial responses towards roads: Implications for mortality risk. *PLoS ONE* 7(9):e43811. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043811>
- Haase B (2011) Aves marinas de Ecuador continental y acuáticas de las piscinas artificiales de Ecuasal. Aves & Conservación, Birdlife Internacional en Ecuador, Ecuasal C. A., Guayaquil, Ecuador
- Hodson NL (1962) Some notes on the causes of birds' road casualties. *Bird Study* 9:168-173
- Husby M (2016) Factors affecting road mortality in birds. *Ornis Fennica* 93(4):212-224
- Jaramillo-Fayad JC, Velázquez MM, Premauer JM, González JL, González-Vélez JC (2021) Atropellamiento de fauna silvestre en Colombia: Guía para entender y diagnosticar este impacto. Gobierno Nacional de Colombia, Institución Universitaria ITM, Bogotá, Colombia
- Lester D (2015) Effective Wildlife Roadkill Mitigation. *Journal of Traffic and Transportation Engineering* 3(1):42-51. <https://doi.org/10.17265/2328-2142/2015.01.005>
- Loss SR, Will T, Marra PP (2014) Estimation of bird-vehicle collision mortality on U.S. roads. *The Journal of Wildlife Management* 78(5):763-771. <https://doi.org/10.1002/jwmg.721>
- Mathiaparanam KJ, Mulder RA, Hale R (2024) Anthropogenic double jeopardy: Urban noise and artificial light at night interact synergistically to influence abundance. *Environmental Pollution* 363(1):125078. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125078>
- McMullan M, Navarrete L (2017) Fieldbook of the Birds of Ecuador including the Galápagos Islands and common mammals. Ratty Ediciones, Quito, Ecuador
- Medrano-Vizcaino P, Brito-Zapata D, Rueda-Vera A, Jarrín-V P, García-Carrasco JM, Medina D, Aguilar J, Acosta-Buenaño N, González-Suárez M (2023) First national assessment of wildlife mortality in Ecuador: An effort from citizens and academia to collect roadkill data at country scale. *Ecology and Evolution* 13(3):e9916. <https://doi.org/10.1002/ece3.9916>
- Medrano-Vizcaino P, Espinosa S (2021) Geography of roadkills within the Tropical Andes Biodiversity Hotspot: Poorly known vertebrates are part of the toll. *Biotropica* 53(3):820-830. <https://doi.org/10.1111/btp.12938>
- Medrano-Vizcaino P, Grilo C, Silva Pinto FA, Carvalho WD, Melinski RD, Schultz ED, González-Suárez M (2022) Roadkill patterns in Latin American birds and mammals. *Global Ecology and Biogeography* 31(9):1756-1783. <https://doi.org/10.1111/geb.13557>
- Mella-Ávila J, Muñoz-Villouta C (2024) Efectos de atropellos vehiculares sobre la fauna de aves y mamíferos en Magallanes, en verano. *Anales del Instituto de la Patagonia* 52:1-13. <http://dx.doi.org/10.22352/aip202452008>
- Meyrom K, Yosef R, Charter M (2023) Are roadkills density-dependent? Case study of the Barn Owl (*Tyto alba*). *Diversity* 15(3): 412. <https://doi.org/10.3390/d15030412>
- Minitab 17 Statistical Software (2010) State College, PA: Minitab, Inc.
- Monge-Nájera J (2018) Road kills in tropical ecosystems: A review with recommendations for mitigation and for new research. *Revista de Biología Tropical* 66(2):722-738. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33404>
- Monroy MC, De La Ossa-Lacayo A, De La Ossa J (2015) Tasa de atropellamiento de fauna silvestre en la vía San Onofre – María la baja, Caribe Colombiano. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas* 27:88-95. <https://doi.org/10.47499/revistaacbb.v1i27.106>
- Nemes CE, Cabrera-Cruz SA, Anderson MJ, DeGroot LW, DeSimone JG, Massa ML, Cohen EB (2023) More than mortality: Consequences of human activity on migrating birds extend beyond direct mortality. *Ornithological Applications* 125(3):1-21. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duad020>
- Niemi M, Jääskeläinen NC, Nummi P, Mäkelä T, Norrdahl K (2014) Dry paths effectively reduce road mortality of small and medium-sized terrestrial vertebrates. *Journal of Environmental Management* 144:51-57. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2014.05.012>
- Obando-Tobón JM, Delgado CA, Urrego-Giraldo LE, Saravia-Ruiz P, Tapias J, Arias-Alzate A (2024) Influencia del comportamiento y hábitat en el atropellamiento de fauna silvestre: El caso de los vertebrados de vías periurbanas en los Andes colombianos. *Revista de Biología Tropical* 72(1):e56433. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop.v72i1.56433>
- Pinto FAS, Clevenger AP, Grilo C (2020) Effects of roads on terrestrial vertebrate species in Latin America. *Environmental Impact Assessment Review* 81:106337. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106337>
- Ponce L (2013) Mortalidad de fauna silvestre por atropellamiento en la ruta E15 que atraviesa área protegida Refugio de Vida Silvestre y Marino Costera Pácora. Ministerio de Ambiente de Ecuador, Manta, Ecuador
- Pozo-Alvarado ES (2022) Evaluación multitemporal

- de la cubierta forestal en la parroquia Colonche, provincia de Santa Elena. Tesis de grado, Universidad Estatal Península de Santa Elena, La Libertad, Ecuador
- Pozo-Cajas M, Quinteros-Trelles A, Pino-Acosta A, Piedrahita P (2017) Un paraíso a grandes alturas: Aves del Bosque Protector La Prosperina y alrededores. Unidad de Vinculación con la Sociedad, Escuela Superior Politécnica del Litoral, Guayaquil, Ecuador
- Raymond S, Schwartz ALW, Thomas RJ, Chadwick E, Perkins SE (2021) Temporal patterns of wildlife roadkill in the UK. *PLoS ONE* 16(10):e0258083. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0258083>
- Ree R, Smith DJ, Grilo C (2015) Handbook of Road Ecology. 1° edition. Wiley Blackwell, Oxford, UK
- Remsen JV Jr, Areta JI, Bonaccorso E, Claramunt S, Lane DF, Robbins MB, Stiles FG, Zimmer KJ (2025) A classification of the bird species of South America. Museum of Natural Science, Louisiana State University. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- Ridgely R, Greenfield P (2006) Aves del Ecuador. Guía de Campo. Volumen I y II. Fundación de Conservación Jocotoco. Academia de Ciencias Naturales de Filadelfia, Quito, Ecuador
- Santos SM, Carvalho F, Mira A (2011) How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLoS ONE* 6(9): e25383. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025383>
- Santos SM, Lourenço R, Mira A, Beja P (2013) Relative effects of road risk, habitat suitability, and connectivity on wildlife roadkills: The case of Tawny Owls (*Strix aluco*). *PLoS ONE* 8(11):e79967. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0079967>
- Seijas AE, Araújo Quintero A, Velásquez N (2013) Mortalidad de vertebrados en la carretera Guanare-Guanarito, estado Portuguesa, Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 61(4):1619-1636. <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i4.12803>
- Sheets DR (2005) Catálogo diagnóstico de las aves del Bosque Protector Cerro Blanco y sus cercanías. Fundación ProBosque, Darwin Initiative, Guayaquil, Ecuador
- Sheets DR, Mischler TC (2007) Catálogo diagnóstico de las aves del Bosque Protector Cerro Blanco y sus cercanías (provincia del Guayas, Ecuador). 2° edición. Birdlife International, Fundación ProBosque y Universidad Católica Santiago de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador
- Silva C, Simões MP, Mira A, Santos SM (2019) Factors influencing predator roadkills: The availability of prey in road verges. *Journal of Environmental Management* 247:644-650. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.083>
- Snow NP, Andelt WF, Gould NP (2011) Characteristics of road-kill locations of San Clemente island foxes. *Wildlife Society Bulletin* 35(1):32-39. <https://doi.org/10.1002/wsb.4>
- Spellerberg I (1998) Ecological effects of roads and traffic: A literature review. *Global Ecology and Biogeography* 7(5):317-333. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822x.1998.00308.x>
- Sullivan BL, Wood CL, Iliff MJ, Bonney RE, Fink D, Kelling S (2009) eBird: A citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation* 142(10):2282-2292. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2009.05.006>
- Swinnen KRR, Jacobs A, Claus K, Ruyts S, Vercayie D, Lambrechts J, Herremans M (2022) 'Animals under wheels': Wildlife roadkill data collection by citizen scientists as a part of their nature recording activities. *Nature Conservation* 47:121-153. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.47.72970>
- Teixeira FZ, Coelho AVP, Esperandio IB, Kindel A (2013) Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal. *Biological Conservation* 157:317-323. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2012.09.006>
- Urmendez-Medina D, Castillo-Ramos JC, Zambrano-González G (2017) Mortalidad de vertebrados silvestres por atropello vehicular en 13 kilómetros de la vía Panamericana en el municipio del Patía. *Revista Novedades Colombianas* 12(1):57-64
- Velasteguí-Montoya A, Guerrero-Cabrera G, González-Camba S, Jaramillo-Lindao Y, Murillo-Portillo R, Hidalgo-Crespo J, Encalada-Abarca L (2023) Acoustic contamination assessment during the transition between the COVID-19 restrictions and reactivation: A exploratory analysis in Guayaquil. *Geography and Sustainability* 4(2):138-149. <https://doi.org/10.1016/j.geosus.2023.02.001>
- Visintin C, Golding N, van der Ree R, McCarthy MA (2018) Managing the timing and speed of vehicles reduces wildlife-transport collision risk. *Transport and Environment* 59:86-95. <https://doi.org/10.1016/J.TRD.2017.12.003>
- Wilson AA, Ditmer MA, Barber JR, Carter NH, Miller ET, Tyrrell LP, Francis CD (2021) Artificial night light and anthropogenic noise interact to influence bird abundance over a continental scale. *Global Change Biology* 27(17):3987-4004. <https://doi.org/10.1111/gcb.15663>
- Yesquen-Sernaque F, Ugaz-Cherre AF, Chávez-Villavicencio CL (2020) Mortandad de vertebrados por atropellos en carreteras en Tambogrande, Piura, Perú. *Revista Peruana de Biología* 27(2):131-138. <https://doi.org/10.15381/rpb.v27i2.16827>
- Zanettini Tres G, Domínguez Pacheco T, Cardozo Silva VG, Carniel Wagner PG, Nisa-Castro-Neto W, Farias Cruz CE (2024) The impact of RS-040 highway on wildlife roadkill patterns, Porto Alegre, Southern Brazil. *Ethnobiology and Conservation* 13(1):1-16. <https://doi.org/10.15451/ec2024-01-13.01-1-16>
- Zavala J (2020) Mortalidad de fauna silvestre en la carretera 483 tramo Jipijapa-Puerto Cayo. Tesis de grado, Universidad Estatal del Sur de Manabí, Jipijapa, Ecuador





ESTABLISHING BIODIVERSITY BASELINES OF AVIAN COMMUNITIES IN TWO ARID ECOREGIONS OF NORTHERN PATAGONIA

Establecimiento de líneas base de biodiversidad en comunidades de aves en dos ecorregiones áridas del norte de la Patagonia

Lorenzo Sympson¹, Juan Paritsis^{1,2} & Guillermo Amico^{1,2*}

¹Sociedad Naturalista Andino Patagónica. Pasaje Juramento 190, 3° 1. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina

²INIBIOMA, CONICET - Universidad Nacional del Comahue (UNComahue). Quintral 1250, (8400) San Carlos de Bariloche, Río Negro

*guillermo.amico@comahue-conicet.gob.ar

ABSTRACT: Bird diversity and composition is key for environmental assessments and conservation planning. Bird diversity associated with arid ecosystems has received substantial research interest worldwide. However, bird communities in the arid areas of Patagonia have been scarcely examined. In this study, we analyze the richness, abundance, and composition of bird species along a transect from the Andes to the Atlantic coast in northern Patagonia associated with two arid ecoregions—the Monte and the Patagonian steppe. We established 14 sampling stations along Route 23. A total of 14 bird surveys were conducted at each station between 1998 and 2012. We examined variations in bird community composition across 14 stations using distance-based redundancy analysis (dbRDA) including the environmental variables of mean temperature, annual precipitation, the presence of trees (associated with ranch houses), and water availability (categorized as permanent, temporary, or absent). A total of 126 bird species belonging to 20 orders and 38 families were recorded at the sampling points. We found that mean temperature and water availability play a key role in structuring avian communities in arid ecosystems. Given the ongoing challenges posed by global warming in the region, including severe droughts, these findings highlight the importance of establishing a baseline for future studies. Such data are crucial for developing management plans aimed at preserving bird diversity in these vulnerable ecosystems.

KEYWORDS: *bird diversity, ecoregions, nomadic, Patagonia, ranch house, waterfowl, wetland*

RESUMEN: La diversidad y composición de aves son fundamentales para las evaluaciones ambientales y la planificación de la conservación. La diversidad de aves asociada a ecosistemas áridos ha recibido un notable interés científico a nivel mundial. Sin embargo, las comunidades de aves en las zonas áridas de la Patagonia han sido escasamente estudiadas. En este trabajo, analizamos la riqueza, abundancia y composición de especies de aves a lo largo de una transecta desde los Andes hasta la costa Atlántica en el norte de la Patagonia, abarcando dos ecorregiones áridas: el Monte y la estepa Patagónica. Establecimos 14 estaciones de muestreo a lo largo de la Ruta 23. En cada estación se realizaron 14 censos de aves entre 1998 y 2012. Examinamos las variaciones en la composición de las comunidades de aves entre las 14 estaciones mediante un análisis de redundancia basado en distancias (dbRDA), incluyendo como variables ambientales la temperatura media, la precipitación anual, la presencia de árboles (asociada a casas de estancia) y la disponibilidad de agua (clasificada como permanente, temporal o ausente). En total, se registraron 126 especies de aves pertenecientes a 20 órdenes y 38 familias en los puntos de muestreo. Encontramos que la temperatura media y la disponibilidad de agua desempeñan un papel clave en la estructuración de las comunidades de aves en ecosistemas áridos. Dado el desafío que implica el calentamiento global en la región, incluyendo sequías severas, estos resultados subrayan la importancia de establecer una línea de base para estudios futuros. Estos datos son cruciales para desarrollar planes de manejo orientados a preservar la diversidad de aves en estos ecosistemas vulnerables.

PALABRAS CLAVE: *aves acuáticas, casco de estancia, diversidad de aves, ecorregiones, humedal, nómadas, Patagonia*

Arid and semi-arid regions cover approximately one-third of the Earth's terrestrial surface (Wickens 1998). Bird diversity associated with arid ecosystems has received substantial research interest worldwide due to the particularities of these communities (Cruz-McDonnell & Wolf 2016, Jordan et al. 2017, Iknayan & Beissinger 2020, Ma et al. 2023). Desert birds exhibit remarkable adaptive capacities to tolerate hydric and thermal stress, which closely links them to their harsh physical environments and makes them suitable indicators of climate and land use changes (Iknayan & Beissinger 2020). Thus, biodiversity assessments of desert bird communities, particularly in understudied regions, are crucial to document the impacts of global change.

In Patagonia, two vast arid ecoregions—the Patagonian steppe and the Monte desert—have been scarcely and unevenly surveyed in terms of their terrestrial bird communities (Llanos et al. 2011, Lambertucci & Ruggiero 2016). This dry, windy, and cold region, located between the Andes and the Atlantic Ocean, hosts relatively low bird diversity (Rabinovich & Rapoport 1975). However, Patagonian bird communities exhibit distinctive ecological and biogeographical characteristics that set them apart from those in other South American regions (Vuilleumier 1972, Rabinovich & Rapoport 1975, Ralph 1985). One notable feature is the strong seasonality in species composition, largely driven by migration. During the austral summer, numerous migratory species arrive from temperate South America, tropical latitudes, and even boreal regions of North America. In addition, the Monte Desert, which conforms the northeastern portion of Patagonia, is where most Argentine endemic birds are found as is the only ecoregion unique to Argentina (Llanos et

al. 2011, Pearman & Areta 2020).

The biodiversity and functioning of desert bird communities remain poorly understood and, under climate change, significant population declines could lead to local extinctions (Ma et al. 2023). In arid ecosystems, environmental filters such as water availability, temperature, and vegetation structure strongly shape bird communities, influencing both species richness and composition (Wiens & Rotenberry 1981, Wiens 1991, Srinivasan et al. 2018). Therefore, a thorough description of bird communities in the northern arid regions of Patagonia—incorporating long-term temporal variation—is essential to establish baselines for biogeographic knowledge and the conservation of these landscapes.

The objectives of this study are (1) to characterize avian species richness and composition in this understudied region, and (2) to assess the influence of key environmental variables—including temperature, precipitation, and water availability—on community structure. By filling these knowledge gaps in a largely unexplored area, this study contributes to a broader understanding of arid-zones ornithology and provides a baseline for future conservation planning.

METHODS

Study area

The study was carried out in northern Patagonia, along Route 23, which runs east-west from the Atlantic Ocean to Dina Huapi City, at the Andean foothills, encompassing two ecoregions, the Argentine Austral Monte (Monte) and the Patagonian steppe (Olson et al. 2001). In the Monte ecoregion, the vegetation is mainly

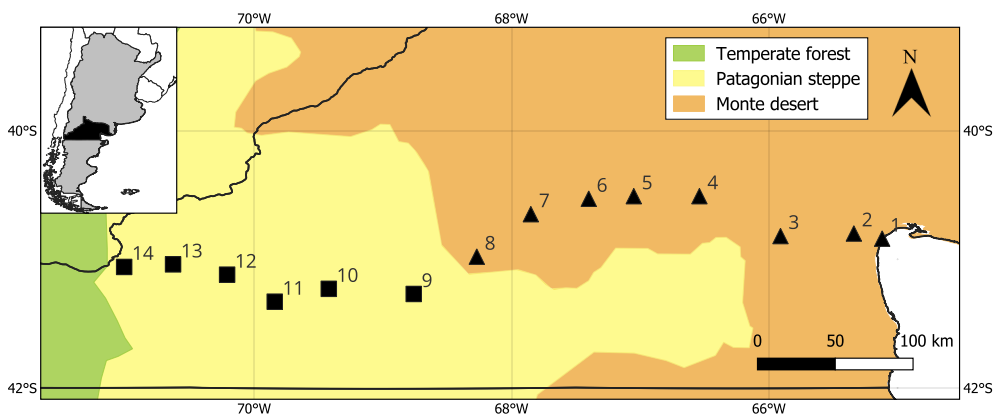


Figure 1. Location of sampling stations for bird surveys conducted between 1998 and 2012 in two ecoregions of northern Patagonia. Triangles represent the Monte ecoregion, while squares represent the Patagonian steppe ecoregion. The nearby ecoregion, the temperate forest, is also shown.

shrubby, with a predominance of the genus *Larrea* (jarrillas), associated with other shrubs such as *Neltuma* and *Schinus*. The climate is temperate-arid, with very marked thermal amplitudes. Rainfall is scarce (200–300 mm), and in the austral monte occurs year-round but mainly at the end of summer (Abraham et al. 2009). On the other hand, the vegetation in the Patagonian steppe primarily consists of grasslands. It is dominated by herbaceous plants, such as *Festuca* and *Papostipa*, as well as generally low, cushion-shaped shrubs like *Azorella*. The climate is temperate to cold and arid, with precipitations mainly in winter (250–500 mm) and with strong winds year-round. The topography of the Patagonian steppe region includes a diverse range of features such as plateaus, cliff outcrops, plains, hills, several small wetlands, and river valleys. In contrast, the Monte region is less complex, primarily consisting of plateaus and plains, with temporal streams and a coastline that borders the Atlantic Ocean.

Along Route 23, 14 sampling stations were set up, separated by approximately 50 km each (Fig. 1, Table 1). The sampling stations were arranged in two different ecoregions, Monte (n=8) and Patagonian steppe (n=6). The locations of the sampling stations were chosen to represent a variety of environments in northern Patagonia, including sites with charac-

teristic vegetation, landscapes, and wetlands from both the Patagonian steppe and Monte ecoregions. The selection of sampling station aimed to capture a broad overview of the main environmental conditions rather than reflect the relative abundance of each environment type. Within the different ecoregions, we selected sites with varying water availability—permanent, temporary, or absent. Some stations, such as Maquinchao and Nahuel Niyeu, also include a mix of native and non-native vegetation associated with ranch houses (Table 1). Logistical considerations also played a role in site selection; given the long transect (approximately 650 km) and the distance between sampling sites. In Piedras Coloradas, which is on the border with the Atlantic Ocean, all species were recorded and analyzed, including marine birds.

Bird surveys

At each sampling station, all bird species heard or observed with 10X binoculars were recorded within an unlimited radius for a duration of 15 minutes by two observers (Ralph et al. 1993). The sampling area in each sampling station was similar and remained the same over time. Additionally, as a supplementary descriptive data, observations of species occurring outside the de-

Table 1. Description of sampling stations. Identification, location, altitude (masl), ecoregion, mean temperature (MT), annual precipitation (AP), observed richness, diversity (H) and main habitat type are indicated.

#	Name	Latitude	Longitude	Altitude	Ecoregion	MT	AP	Richness	H	Habitat
1	Piedras Coloradas	-40.84	-65.12	5	Monte	15.5	309	46	2.84	scrub, sea coast
2	El Gateado	-40.8	-65.34	155	Monte	14.9	316	30	2.44	scrub, temporal lake
3	Pajalta	-40.82	-65.91	167	Monte	15	275	29	2.78	scrub
4	Nahuel Niyeu	-40.51	-66.54	175	Monte	15.3	283	52	3.12	scrub, temporary stream, abandoned ranch house
5	Falkner	-40.51	-67.05	390	Monte	14	314	32	2.73	scrub
6	Talcahuala	-40.53	-67.4	525	Monte	13.3	303	26	2.47	scrub
7	Salina	-40.65	-67.85	703	Monte	13.1	311	41	2.47	scrub, permanent salt lake
8	Abanico	-40.98	-68.27	860	Monte	11.1	287	25	2.28	scrub
9	Maquinchao	-41.27	-68.76	885	Steppe	10.5	230	39	2.84	grassland, temporary stream, ranch house
10	Carrilauquen Chica	-41.23	-69.42	827	Steppe	10.7	298	48	2.83	grassland, temporal lake
11	La Nada	-41.33	-69.84	952	Steppe	9.6	332	21	2.22	grassland
12	Bandurrial	-41.12	-70.21	686	Steppe	9.6	350	24	2.22	grassland, wetland
13	Pilcaniyeu	-41.04	-70.63	1005	Steppe	7.6	440	28	2.59	grassland, wetland
14	Los Juncos	-41.06	-71.01	915	Steppe	8.1	607	51	2.4	grassland, temporal lake

signated bird survey periods at each sampling station, as well as between stations, were documented. These records were not considered in the data analysis but were included to maintain a comprehensive list of bird species in northern Patagonia (Appendix 1).

A total of 14 bird surveys were conducted at each sampling station between 1998 and 2012 (excepting the initial survey, when we did not sample stations 1 to 5). Bird surveys occurred once a year, except in 2001 when two surveys were carried out (summer and spring), and in 2004 and 2007 when no surveys took place. The surveys were primarily conducted during the spring (November) or summer (February) seasons (Appendix 2). Due to their logistical complexity (long distances between sampling stations and route conditions), bird surveys were spread over two consecutive days within each period. We alternated the start times of bird surveys (morning, midday, and afternoon) at different sampling stations, attempting to register during different times of the day. Bird surveys were not conducted on days with strong winds, rain, or extremely high or low temperatures.

Environmental variables

From each sampling station, we obtained climatic data (temperature and precipitation) from the CHELSA database (Karger et al. 2017). This dataset includes mean temperature and precipitation values, averaged from monthly records over a 10- to 30-year period. Water availability at each site was also recorded and categorized as permanent, temporary, or absent. Additionally, the presence of non-native trees—associated with ranch houses—was noted along the sampling stations.

Data analysis

Species richness and diversity using the Shannon index was calculated for each site. We examined variation in bird community composition across 14 sampling station using distance-based redundancy analysis (dbRDA). Species abundance data were Hellinger-transformed to reduce the disproportionate influence of highly abundant species, and community dissimilarities were calculated using Bray-Curtis distances (Legendre & Gallagher 2001). Environmental predictors included climatic (mean temperature and annual precipitation), presence of non-native trees (associated to ranch houses) and water availability (permanent, temporary, or absent). Other geographical variables, such as longitude and altitude, were not included in the data analysis due to high collinearity. For

instance, longitude were strongly correlated with precipitation ($r = 0.97$), and temperature ($r = -0.92$). The analysis was performed in R version 4.3.1 (R Core Team 2019), using the vegan package version 2.6-4 (Oksanen et al. 2022).

RESULTS

A total of 126 bird species belonging to 20 orders and 38 families were recorded at the sampling points from 1998 to 2012 (Appendix 3). The orders with the highest number of species were Passeriformes ($n=62$), Charadriiformes ($n=17$), and Anseriformes ($n=12$), while the families with the highest number of species were Tyrannidae ($n=22$), Furnariidae ($n=13$), and Anatidae ($n=12$). Two non-native species were detected, the House Sparrow (*Passer domesticus*) and the California Quail (*Callipepla californica*). Accumulated observed species richness varied from 21 species at La Nada to 52 at Nahuel Niyeu across the sampling stations (Table 1). For most sampling stations, the accumulated number of species reached an asymptote with the bird surveys conducted, suggesting that the majority of species present were detected in this study (Appendix 4). The stations with the highest observed richness were Piedras Coloradas (46) and Nahuel Niyeu (52) in the Monte ecoregion, and Carrilaufquen Chica (48) and Los Juncos (51) in the Patagonian steppe ecoregion. Sampling stations with the highest diversity (H) were Nahuel Niyeu and Piedras Coloradas in the Monte ecoregion, and Maquinchao and Carrilaufquen Chica in the Patagonian steppe. The abundance was highest in Los Juncos and Carrilaufquen Chica, both of Patagonian steppe ecoregion.

Species richness and abundance showed high variation among sampling stations across the 14 bird surveys (Fig. 2). For instance, Los Juncos, Carrilaufquen Chica, and Nahuel Niyeu exhibited variations of three to five times in the number of species recorded during the surveys (Fig. 2a). Likewise, abundance varied significantly within some stations across surveys, with Los Juncos and Carrilaufquen Chica showing differences of nearly two orders of magnitude in the number of individuals recorded on different survey dates (Fig. 2b).

Few bird species (*Chloephaga picta*, *Podiceps major*, *Nannopterum brasilianum*, *Zenaidura macroura*, *Daptrius chimango*, *Falco sparverius*, *Mimus patagonicus*, *Zonotrichia capensis* and *Leistes loyca*) were observed in all 14 bird surveys. Only *Z. auriculata* was recorded at all 14 sampling stations, and *Cathartes aura*, *Tachycineta leucopygia*, *Z. capensis*, *L. loyca* in 13 of the 14 sampling sta-

tions. The most abundant species, comprising 50% of all recorded individuals, were species associated with wetland habitat (*Spatula platalea*, *Fulica armillata*, *Phoenicopus chilensis*, *Anas georgica*, *C. picta*, *Anas flavirostris*, *Larus dominicanus*, *Calidris bairdii*, *Mareca sibilatrix*).

Community analysis

The distance-based redundancy analysis (dbRDA) revealed significant variation in bird community composition across the 14 sites in northern Patagonia (global model: $F = 3.56$, $p = 0.001$) (Fig. 3). The model explained approximately 69% of the total variation in species composition ($R^2 = 0.69$), based on Hellinger-transformed species data and Bray–Curtis dissimilarity. The first two dbRDA axes were significant and accounted for the majority of the explained variation: CAP1 explained 34.2% and CAP2 explained 15.3% of the total variance in community composition. The positioning of site centroids suggests that sites with similar environmental conditions support bird communities with comparable species composition.

Forward selection of environmental variables showed that mean temperature ($F = 4.19$, $p = 0.001$) and water availability ($F = 3.70$, $p = 0.001$) were the main drivers of community structure (Fig. 3). Annual precipitation ($F = 1.36$, $p = 0.227$) and the presence of trees were not statistically significant ($F = 1.34$, $p = 0.189$). Finally, the dbRDA ordination revealed differences in bird community composition associated with environmental variables. Most of the sampling stations (2, 3, 4, 5, 6, and 8) located in the Monte ecoregion, which were in areas with temporary or no water availability, clustered more tightly in the ordination space. In contrast, the sampling stations from the Patagonian steppe were more widely dispersed. This pattern suggests lower within-region variability in species composition in the Monte compared to the Patagonian steppe.

DISCUSSION

This study represents the largest and longest-running transect-based monitoring effort of bird diversity

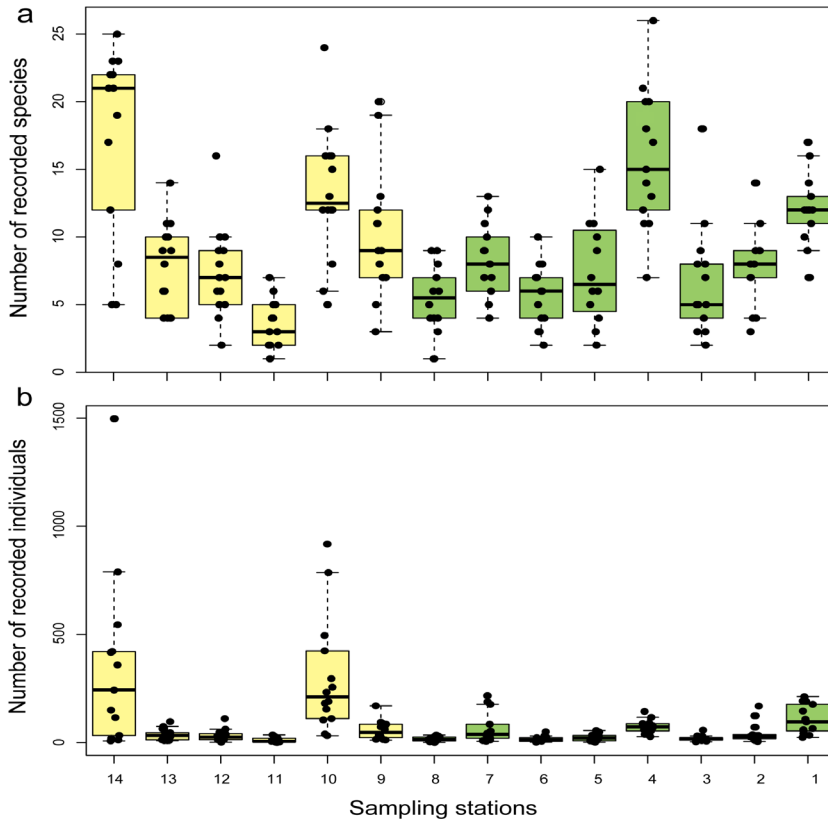


Figure 2. Number of recorded species (a) and number of recorded individuals (b) at 14 sampling stations arranged from east (1) to west (14) during bird surveys conducted from 1998 to 2012. The boxes represent the interquartile range (Q1–Q3), the black line inside each box indicates the median, and the whiskers extend to the minimum and maximum values or to outliers. Green boxes correspond to the Monte ecoregion, while yellow boxes represent the Patagonian steppe ecoregion. Each black dot represents a single bird survey.

in northern Patagonia, providing valuable insights into the avifauna of these arid regions in southern South America. Results from the distance-based redundancy analysis (dbRDA) indicate that bird community composition in these arid Patagonian ecosystems is significantly influenced by environmental variables, such as mean temperature and water availability. These findings are consistent with ecological expectations for arid landscapes, where abiotic factors such as climate and water availability play a central role in shaping species distributions and structuring community assembly (Smith 2015, Pascoe et al. 2021, Oñate et al. 2023).

Among the analyzed variables, mean temperature and water availability were the most important. Temperature suggests that thermal gradients act as environmental filters, influencing species distributions both directly, through physiological tolerances, and indirectly, via habitat structure and resource availability. Similar patterns have been documented in arid Australia, where bird assemblages show high temporal variability in response to rainfall variability and resource pulses (Pascoe et al. 2021). In North American deserts, such as the Mojave, bird community composition has been shown to respond to temperature variation, with warming and drying trends leading to significant declines in bird populations (Iknayan & Beissinger 2020). In northern Patagonia, temperature closely follows the decreasing west-to-east elevation gradient. Thus, most stations in the steppe are at higher elevation and have lower mean temperatures

than those in the Monte, which have direct effects on bird diversity and composition.

Water availability emerged as another key factor structuring communities in northern Patagonia. The presence of permanent or seasonal water sources likely provides critical resources in these dry environments, influencing local species richness and abundance. This aligns with studies in arid zones from Africa and Australia, where bird diversity is often higher near water points, even under otherwise homogeneous conditions. In Australia, temporal water bodies can support pulse-driven increases in bird activity and richness, reinforcing the ecological importance of water in structuring faunal communities in deserts (Pascoe et al. 2021). Wetlands located in the arid zones of Patagonia serve as oases, sustaining significantly higher productivity than the surrounding habitats, and serving as havens for fauna (Epele et al. 2021). In Patagonia, as in other arid ecosystems, wetlands support high bird species richness and play a crucial role in biological conservation (Weller 1999, Caziani et al. 2001, Roshier et al. 2002, Maleki et al. 2016). However, wetlands are highly vulnerable to human activities and climate change. In fact, climate change is causing deserts, already defined by climate extremes, to heat up and dry out more quickly than other ecoregions (Wolf 2000, Iknayan & Beissinger 2020, Ma et al. 2023). More frequent and severe droughts, linked to climate change, have led to a dramatic decrease in the amount of water present in Patagonia in recent years (i.e. after 2007; Hurtado et al. 2023). Ad-

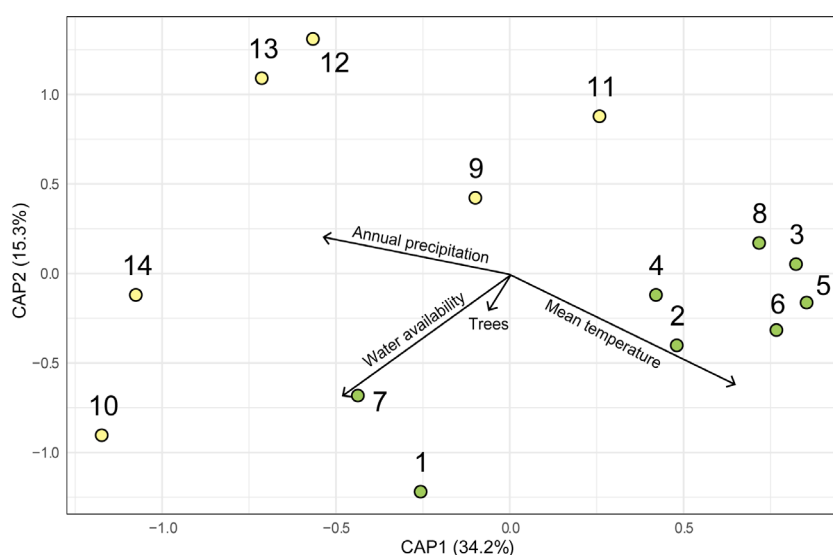


Figure 3. Distance-based redundancy analysis (dbRDA) of bird communities in relation to environmental variables: mean temperature, annual precipitation, presence of trees (associated with ranch houses), and water availability. Sampling stations from the Monte ecoregion (green dots) and Patagonian steppe (yellow dots).

ditionally, Patagonian wetlands have been intensively grazed by livestock (sheep) over the past century (Gonzalez & Ghermandi 2021). This decrease in wetlands' water and vegetation will certainly continue to impact both the richness and abundance of birds in northern Patagonia within the next decades.

Although both ecoregions contain wetland environments, their bird communities are not similar. The wetlands associated with temporary lakes in the Monte (e.g., El Gateado and La Salina sampling stations) exhibit lower bird richness and abundance compared to those in the Patagonian steppe (e.g., Los Juncos and Carrilauquen Chica sampling stations). While flamingos are present in lakes across both ecoregions, waterfowl species are predominantly concentrated in the wetlands of the Patagonian steppe. These differences in species composition may be linked to the availability of water and resources throughout the year, as well as to the physicochemical properties of the lakes. In the Monte, most temporary water bodies hold water for only a few weeks annually due to irregular summer rainstorms associated with the Atlantic anticyclone (Paruelo et al. 1998, Abraham et al. 2009). In contrast, in the Patagonian steppe, winter rains brought by the Pacific anticyclone contribute to temporary lakes that take several months to fill and retain water for weeks or even months (Paruelo et al. 1998). This prolonged water availability in the Patagonian steppe provides a more stable and abundant food supply for aquatic herbivores. Additionally, the physicochemical properties and ostracod compositions of lakes in the Monte and the Patagonian steppe differ (Cusminsky et al. 2020). Although the availability of algae is not well documented, it is plausible that, like ostracods, it varies between ecoregions. Such differences could further influence the distribution and abundance of wetlands' bird species. Notably, Piedras Coloradas, located at the Atlantic coast, present similarities with La Salina, a site associated with a permanent saline lake. Despite different macrohabitats, these two sites shared similar avian community compositions, potentially due to the presence of marine-associated birds at Piedras Coloradas and aquatic species adapted to saline environments at La Salina.

Some bird species exhibit nomadic behavior, moving with little or no seasonal regularity to track resources that fluctuate over space and time (Dean 2004, Gibson et al. 2022). This behavior is common not only in desert areas but also among waterbirds. Waterbirds, such as flamingos and waterfowl, exhibit nomadism to adapt to the unpredictable availability of water resour-

ces (Pedler et al. 2014). These species respond quickly to changes in wetland distribution caused by flooding and drying of temporary lakes (Brandolin & Blendinger 2016). Furthermore, several nomadic and migrating species also exhibit flocking behaviors and tend to form large groups related to foraging and/or reproductive conducts (Teitelbaum & Mueller 2019). The large inter-annual fluctuation in richness and abundance of waterbirds in the wetlands of the Patagonian steppe was likely due to nomadic and migrating movements of species. Although the movements of nomadic birds have been well studied in other parts of the world, especially in Australia (Jordan et al. 2017), information for Patagonian birds is not yet available. Despite our monitoring provides little specific information on nomadic bird behavior; it suggests that this is a likely phenomenon in waterbirds communities in northern Patagonia, which deserves further research to better understand bird diversity across space and time.

We found that ranch houses increase bird diversity by acting as oases in northern Patagonia. The mixture of planted native and non-native vegetation along with water availability associated with basic human landscaping around ranch houses provides enhanced resources (water, food, refuge and nesting places) for a variety of bird species, mainly insectivores. This is the case with the Nahuel Niyeu station, where we recorded the greatest diversity among stations in the Monte ecoregion. Nahuel Niyeu is an abandoned ranch house with non-native tree species (e.g. *Pinus* sp., *Eucalyptus* sp., *Tamarix* sp.) and a temporary stream that have created a favorable environment for birds, especially insectivorous species. Maquinchao, also has a ranch house and a temporary stream, showing high bird diversity in the Patagonian steppe. Despite we clearly do not have enough replicates for supporting a strong pattern regarding increased bird diversity in human-modified landscapes in northern Patagonia, several studies found similar associations elsewhere (Maestas et al. 2003; Bock et al. 2008).

Finally, we believe that the austral portion of the Monte ecoregion is fairly well represented in this study for describing the bird community, while the Patagonian steppe is not. More sampling stations (replicates) of representative environments in the Patagonian steppe are necessary to include a comprehensive description of the bird community of this ecoregion. Our sampling in the Patagonian steppe is somewhat biased towards an over representation of wetlands. Thus, terrestrial passerine birds in the Patagonian steppe could be underrepresented in our community

characterization. Sampling in more homogeneous sites is necessary to obtain an adequate representation of birds in the Patagonian steppe.

Conservation

Although no large number of endemic or endangered species were found at the sample sites, at least according to the International Union for Conservation of Nature (IUCN), it is notable that the arid environments in Northern Patagonia have almost no protected areas. Less than 5% of these ecoregions is under protection and most of these reserves are only nominally protected, offering little real safeguarding to biodiversity (Chehébar et al. 2013). The greatest threats in the Monte desert are wildfires and overgrazing while in the Patagonian steppe are extreme droughts (Llanos et al. 2011, Hurtado et al. 2023). Using climate change projections and species distributions on desert birds globally, Ma et al. (2023) found that the austral Neotropical desert areas will be highly impacted. In the face of global climate change, the study area will be strongly impacted, affecting bird populations. Long-term studies, such as ours, incorporate natural fluctuations in richness and abundance and yield abundant information on communities' composition, which serve as baselines for future studies and as a reference for management plans.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful for the collaboration of Alfonso Paravano, Carolina Quintero, Cecilia Ezcurra, Eduardo Shaw, Erick Ambat, Federico Beaudoin, Graciela Sosa, Gonzalo Ignazi, Karin Heinemann, Leonardo Fernández, Liz Gallegos, Mariano Gelain, Mauricio Rumboll, Mercedes Sahores, Romina Vidal Russell, Shannette Rillorta and Verónica Nelson, who joined us during our fieldwork throughout Patagonia. We also extend our thanks to Estancia Maquinchao for providing us with accommodation at the ranch house. The authors also thank Ariadna Tripaldi for her helpful comments on the manuscript and figure 1 edition. Comments of two reviewers helped us to improve the manuscript. This study was financed with authors' own funds.

REFERENCES

- Abraham E, del Valle HF, Roig F, Torres L, Ares JO, Coronato F, Godagnone R (2009). Overview of the geography of the Monte Desert biome (Argentina). *Journal of Arid Environments* 73:144–153. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.09.028>
- Bock CE, Jones ZF, Bock JH (2008). The Oasis Effect: Response of Birds to Exurban Development in a Southwestern Savanna. *Ecological Applications* 18:1093–1106. <https://doi.org/10.1890/07-1689.1>
- Brandolin PG, Blendinger PG (2016). Effect of habitat and landscape structure on waterbird abundance in wetlands of central Argentina. *Wetlands Ecology and Management* 24: 93–105. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9454-y>
- Caziani SM, Derlindati EJ, Tálamo A, Sureda AL, Trucco CE, Nicolossi G (2001). Waterbird richness in Altiplano wetlands of northwestern Argentina. *Waterbirds* 24:103–117. <https://doi.org/10.2307/1522249>
- Chehébar C, Novaro A, Iglesias G, Walker S, Funes M, Tammone M, Didier K (2013). 'Identificación de áreas de importancia para la biodiversidad en la estepa y el monte de Patagonia'. Ed: APN, ECS y TNC. <https://doi.org/10.13140/2.1.2066.9446>
- Cruz-McDonnell KK, Wolf BO (2016). Rapid warming and drought negatively impact population size and reproductive dynamics of an avian predator in the arid southwest. *Global Change Biology* 22:237–253. <https://doi.org/10.1111/gcb.13092>
- Cusminsky G, Coviaga C, Ramos L, Pérez AP, Schwalb A, Markgraf V, Ariztegui D, Viehberg F, Alperin M (2020). Characterizing ecoregions in Argentinian Patagonia using extant continental ostracods. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 92:e20190459. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190459>
- Dean WRJ (2004). 'Nomadic Desert Birds'. Springer: Berlin, Heidelberg <https://doi.org/10.1007/978-3-662-08984-2>
- Epele LB, Grech MG, Manzo LM, Macchi PA, Hermoso V, Miserendino ML, Bonada N, Cañedo-Argüelles M (2021). Identifying high priority conservation areas for Patagonian wetlands biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 30:1359–1374. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02146-2>
- Gibson MR, Runge CA, Stephens PA, Fuller RA, Willis SG (2022). Where nothing stands still: quantifying nomadism in Australian arid-zone birds. *Landscape Ecology* 37:191–208. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01343-2>
- Gonzalez SL, Ghermandi L (2021). Overgrazing causes a reduction in the vegetation cover and seed bank of Patagonian grasslands. *Plant and Soil* 464:75–87. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04931-y>
- Hurtado SI, Calianno M, Adduca S, Easdale MH (2023). Drylands becoming drier: evidence from North Patagonia, Argentina. *Regional Environmental Change* 23:165. <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02160-w>
- Iknayan KJ, Beissinger SR (2020). In transition: Avian biogeographic responses to a century of climate change across desert biomes. *Global Change Biology* 26:3268–3284. <https://doi.org/10.1111/gcb.15030>
- Jordan R, James AI, Moore D, Franklin DC (2017). Boom and bust (or not?) among birds in an Australian semi-desert. *Journal of Arid Environments* 139:58–66. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.12.013>
- Karger DN, Conrad O, Böhner J, Kawohl T, Kreft H, Soria-Auza RW, Zimmermann NE, Linder HP, Kessler

- M (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4:170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Lambertucci SA, Ruggiero A (2016). Cliff outcrops used as condor communal roosts are local hotspots of occupancy and intense use by other bird species. *Biological Conservation* 200:8–16. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.013>
- Legendre P, Gallagher ED (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271–280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Llanos FA, Failla M, García GJ, Giovine PM, Carbajal M, González PM, Barreto DP, Quillfeldt P, Masello JF (2011). Birds from the endangered Monte, the steppes and coastal biomes of the province of Río Negro, northern Patagonia, Argentina. *Check List* 7:782. <https://doi.org/10.15560/11025>
- Ma L, Conradie SR, Crawford CL, Gardner AS, Kearney MR, Maclean IMD, McKechnie AE, Mi C-R, Senior RA, Wilcove DS (2023). Global patterns of climate change impacts on desert bird communities. *Nature Communications* 14:211. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-35814-8>
- Maestas JD, Knight RL, Gilgert WC (2003). Biodiversity across a Rural Land-Use Gradient. *Conservation Biology* 17:1425–1434. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02371.x>
- Maleki S, Soffianian AR, Soltani Koupaei S, Saatchi S, Pourmanafi S, Sheikholeslam F (2016). Habitat mapping as a tool for water birds conservation planning in an arid zone wetland: The case study Hamun wetland. *Ecological Engineering* 95:594–603. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.115>
- Oksanen J, Kindt R, Legendre P, O'Hara B, Stevens MHH, Oksanen MJ, Suggests M (2022). The vegan package. *Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.2-0*. <http://CRAN.Rproject.org/package=vegan> 10:2008
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Rickerts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on EarthA new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51:933–938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Oñate JJ, Suárez F, Calero-Riestra M, Justribó JH, Hervás I, de la Morena ELG, Ramírez Á, Viñuela J, García JT (2023). Responses of Bird Communities to Habitat Structure along an Aridity Gradient in the Steppes North of the Sahara. *Diversity* 15:737. <https://doi.org/10.3390/d15060737>
- Paruelo JM, Beltrán A, Jobbágy E, Sala OE, Golluscio RA (1998). The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Oecologia Austral* 008:085–101
- Pascoe BA, Pavey CR, Morton SR, Schlesinger CA (2021). Dynamics of bird assemblages in response to temporally and spatially variable resources in arid Australia. *Ecology and Evolution* 11:3977–3990. <https://doi.org/10.1002/ece3.7293>
- Pearman M, Areta JI (2020). 'Field Guide to the Birds of Argentina and the Southwest Atlantic'. London
- Pedler RD, Ribot RFH, Bennett ATD (2014). Extreme nomadism in desert waterbirds: flights of the banded stilt. *Biology Letters* 10:20140547. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2014.0547>
- Rabinovich JE, Rapoport EH (1975). Geographical Variation of Diversity in Argentine Passerine Birds. *Journal of Biogeography* 2:141–157. <https://doi.org/10.2307/3037987>
- Ralph CJ (1985). Habitat association patterns of forest and steppe birds of Northern Patagonia, Argentina. *The Condor* 87:471–483. <https://doi.org/10.2307/1367943>
- Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF (1993). Handbook of field methods for monitoring landbirds. *U.S. Department of Agriculture General Technical Report PSW-GTR-144. Albany, USA*, 105.
- Roshier DA, Robertson AI, Kingsford RT (2002). Responses of waterbirds to flooding in an arid region of Australia and implications for conservation. *Biological Conservation* 106:399–411. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00268-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00268-3)
- Smith JE (2015). Effects of environmental variation on the composition and dynamics of an arid-adapted Australian bird community. *Pacific Conservation Biology* 21:74–86. <https://doi.org/10.1071/PC14905>
- Srinivasan U, Elsen PR, Tingley MW, Wilcove DS (2018). Temperature and competition interact to structure Himalayan bird communities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285:20172593. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2593>
- Teitelbaum CS, Mueller T (2019). Beyond Migration: Causes and Consequences of Nomadic Animal Movements. *Trends in Ecology & Evolution* 34:569–581. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.02.005>
- Vuilleumier F (1972). Bird Species Diversity in Patagonia (Temperate South America). *The American Naturalist* 106:266–271. <https://doi.org/10.1086/282768>
- Weller MW (1999). 'Wetland Birds: Habitat Resources and Conservation Implications'. Cambridge University Press
- Wickens GE (1998). Arid and Semi-arid Environments of the World. In 'Ecophysiology of Economic Plants in Arid and Semi-Arid Lands'. Pp. 5–15 en: Wickens GE (Ed.). Springer: Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-03700-3_2
- Wiens JA (1991). Ecological Similarity of Shrub-Desert Avifaunas of Australia and North America. *Ecology* 72:479–495. <https://doi.org/10.2307/2937189>
- Wiens JA, Rotenberry JT (1981). Habitat Associations and Community Structure of Birds in Shrubsteppe Environments. *Ecological Monographs* 51:21–42. <https://doi.org/10.2307/2937305>
- Wolf B (2000). Global warming and avian occupancy of hot deserts: a physiological and behavioral perspective. *Revista chilena de historia natural* 73:395–400. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X20000003000003>





PLUMAGE MATURATION, MOLT, AND MORPHOLOGY OF THE CRITICALLY ENDANGERED HOODED GREBE (*Podiceps gallardoi*)

Maduración del plumaje, muda y morfología del críticamente amenazado Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*)

Ignacio Roesler^{1,2,3*}, Laura Fasola^{2,4}, Juan M. Klavins², Carolina Facchinetti¹, María E. Giusti^{1,2}, Florencia Ayala², Estefanía P. Micheltorena², Julio L. Lancelotti^{2,5}, Bettina Mahler¹ & Juan C. Reboreda¹

¹Laboratorio de Ecología y Comportamiento Animal, Instituto de Ecología Genética y Evolución de Buenos Aires (CONICET), Facultad de Cs. Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Int. Güiraldes s/n, CABA 1428, Argentina

²Programa Patagonia, Departamento de Conservación, Aves Argentinas/AOP, Matheu 1246, CABA 1249, Argentina

³EDGE Fellowship Programme, Zoological Society of London, Reagents Park, London, UK

⁴CONICET–Dirección Regional Patagonia Norte (APN), Vicealmirante O'Connor 1188, S.C. de Bariloche 8400, Argentina

⁵Lab.Ecofluvial, IPEEC-CENPAT (CONICET), Blv. Brown 2915, Puerto Madryn 9120, Argentina

*roesler@avesargentinas.org.ar

ABSTRACT: The understanding of morphological and behavioral aspects of bird species can guide appropriate management actions for their conservation. Grebes (Podicipedidae) are peculiar in their molting strategy, since body feathers are continuously replaced during the whole year. Available information about natural history of Neotropical grebes is scattered. The Hooded Grebe (*Podiceps gallardoi*) is a critically endangered species with a global population of less than 800 individuals that inhabits the remote highlands plateaus of Austral Patagonia. In this work we present information about sexual differences in molting behavior, plumage coloration and morphological characteristics of this species. During seven years we monitored the whole population of Hooded Grebe and collected data from field observations and from collected individuals that had been killed by American mink. Our results show sexual differences in morphology, and in timing of molting, but not in coloration in the UV and visible range. Hooded Grebe's molting strategy differs from that of other grebes, including closely related species, as it lacks molting migration and does not develop a visibly different alternate winter plumage. Molting strategies and morphological differences between sexes may represent adaptations to variable conditions in extreme environments of southern Patagonia.

KEYWORDS: conservation, Hooded Grebe, molt, molting migration, natural history, Patagonia, plumage, *Podiceps gallardoi*

RESUMEN: La comprensión de los aspectos morfológicos y de comportamiento de las aves puede guiar las acciones de manejo apropiadas para su conservación. Los macaes o zambullidores (Podicipedidae) son peculiares en su estrategia de muda, ya que las plumas de contorno se reemplazan de forma continua durante todo el año. La información disponible sobre la historia natural de los macaes neotropicales es escasa. El Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) es una especie en peligro crítico con una población global de menos de 800 individuos que habita en las remotas mesetas de altura de la Patagonia Austral. En este trabajo presentamos información sobre las diferencias sexuales en el comportamiento de muda, la coloración del plumaje y las características morfológicas de esta especie. Durante siete años monitoreamos a toda la población del Macá Tobiano recopilando datos provenientes de observaciones de campo y de individuos colectados, muertos por visones americanos. Nuestros resultados muestran diferencias sexuales en morfología y en el momento de la muda, pero no en la coloración en el rango UV ni en el rango visible. La estrategia de muda de Macá Tobiano difiere de la de otros macaes, incluso de las especies estrechamente relacionadas, en la ausencia de migración de muda y de un plumaje invernal alternativo perceptible. Las estrategias de muda y las diferencias morfológicas entre sexos pueden representar adaptaciones a condiciones variables en los ambientes extremos de la Patagonia Austral.

PALABRAS CLAVE: conservación, historia natural, Macá Tobiano, migración de muda, muda, Patagonia, plumaje, *Podiceps gallardoi*

Understanding the natural history traits of a species is the first step toward a deeper comprehension of the complex patterns in its biology, and more importantly, this understanding can guide effective management actions for the conservation of threatened species (Sutherland 1998). Morphological, physiological and behavioral characteristics compose the very essence of a species. Molting is one example of these characteristics, since it is a highly energetic demanding event, common to all bird species, and represents a critical period in their life cycle (Humple et al. 2013). The high-energy cost of molting is assumed to be an impediment for most birds to molt and breed at the same time (Payne 1972).

Grebes (Podicipedidae) are a well-known group of birds (Konter 2001, Ogilvie 2003, Fjeldså 2004, Winkler et al. 2020). There are several studies on the morphological characteristics of grebes, but most of them focused on the evolutionary aspects (Mayr 2004), although there are some examples of morphological changes related to behavioral traits (i.e., Jehl 1997). Morphological studies on grebes have shown that ecological displacement in closely related species that occur together is an important evolutionary process, which involves the modification of behavioral and morphological characteristics (Fjeldså 1983).

From a conservation perspective, there are examples that highlight the importance of morphological characteristics in grebes. For instance, morphological traits have been used to compare data from Lake Atitlán and to distinguish the Pied-billed Grebe (*Podilymbus podiceps*) from the extinct, much larger Atitlán Grebe (*P. gigas*) (Hunter 1988). Moreover, other studies have focused on environmental pollution, and its potential effect on molting cycle or pigment deposition on grebes (Hartman et al. 2017, Pyle & McPherson 2017).

Grebes are particularly peculiar in their molting strategy. Body feathers are continuously replaced during the whole year, whereas flight feathers are shed synchronically, including remiges and some wing coverts (Fjeldså 2004, Pyle 2008). Species vary greatly in timing of the molting (Storer 1967), and some of them even migrate towards special molting areas (Pyle 2008). This behavior, called 'molt migration', occurs after the breeding period (Storer & Jehl 1985, Piersma & Van Eerden 1988, Stout & Cooke 2003, Humple et al. 2013), and individuals stay in sites with stable food supply and low predation risk (Fjeldså 2004, Humple et al. 2013). The usually high concentration of molting individuals in specific sites increases populations'

vulnerability to changes in food resources, weather, predator abundance, and contamination (Humple et al. 2013, Hartman et al. 2017), representing a critical stage in grebes' life history. Thus, understanding molting behavior is vital for grebes conservation in general and for threatened grebes in particular (Pyle et al. 2009).

Birds are sensitive to reflectance of low wavelengths (300-400 nm) (Osorio et al. 1999, Cuthill et al. 2000) and since the discovery of that, the study of avian plumage coloration has changed radically (Eaton 2005). Although intersexual differences of UV coloration in birds are very common (Eaton 2005), there are no published studies in grebes, despite most species of grebe are, at least to the human eye, non-dichromatic (Winkler et al. 2020).

Available information about natural history of Neotropical grebes is scattered, relatively old, and available only for a reduced group of species, particularly those that inhabit North America (Llimona & del Hoyo 1992, Winkler et al. 2020). The Hooded Grebe (*Podiceps gallardoi*) is an exception for this. The extreme rarity of this critically endangered species (Birdlife International 2024) and the fact that there are c. 400 breeding pairs scattered in one of the most remote landscapes of the world (Roesler 2012a) set a challenge to comprehensive, large scale and systematic studies. However, since the discovery -for occidental science- by Rumboll in 1974, several articles about its natural history, ecology and biology have been published (Lange 1981, Storer 1982, Erize 1983, Fjeldså 1986, Beltrán et al. 1992). Nevertheless, the information presented was based on non-systematic studies and came from restricted areas of the species' distribution. Few publications mentioned plumage characteristics (Rumboll 1974, Erize 1983), and only one article was exclusively about aspects of the plumage, focusing on chicks' downy plumage (Nuechterlein & Johnson 1981). Molting migration was suggested for the Hooded Grebe considering the similarity with other *Podiceps* species (Storer & Jehl 1985), but there have been no formal studies about molting of this species (Imberti et al. 2020).

The aim of this study is to present novel information about sexual differences in molting behavior, plumage coloration and morphological characteristics of the Hooded Grebe that may help to better understand life history traits of this critically endangered species and guide management actions for its conservation.

METHODS

Hooded Grebe reproduces exclusively in basaltic plateaus of southwestern Austral Patagonia, in Santa Cruz Province, southern Argentina (from 46°41'S to 50°35'S). We monitored reproductive lakes for seven consecutive breeding seasons (November–April) from 2008–2009 to 2014–2015 (field effort was 1041 man/days of direct observations). During fieldwork, we monitored banded and not banded individuals. Field observations were carried out since November, after the arrival of individuals to the breeding grounds, to early May, when most individuals migrate (Roesler 2016). During the non-breeding season (May–Oct) we monitored Hooded Grebe at least once per month at Cardiel Lake and the main estuaries of Santa Cruz Province (Santa Cruz, Coyle and Río Gallegos rivers; Roesler 2016). We detected three events of surplus killing by American mink (*Neogale vison*) twice at El Cervecer Lake (Buenos Aires Lake Plateau – hereafter ‘BALP’) and once at C199 Lake (Siberia Plateau – hereafter ‘Siberia’) (further details in Roesler et al. 2012b, Fasola & Roesler 2018). All dead individuals we recovered within 18 h since they were killed. We weighted, measured, sexed, and evaluated for molting stage all collected individuals, only when possible since conditions of some birds were not suitable and therefore those individuals were discarded (i.e., head destroyed during the mink attacks). As the three surplus killing events happened while Hooded Grebe were breeding, we use ‘colony’ to name the different groups of grebes collected. We took the following morphological measurements: bill length, from the tip to start of the feathers, and tarsus length, both using a Vernier caliper (± 0.02 mm), and weight using a 1000 g Pesola spring balance ($\pm 0.3\%$). Sex was determined by direct observation of gonads. The stage of the colony, date of depredation, and number depredated (and collected) individuals were: Colony 1 at El Cervecer Lake at BALP (nests with eggs), March 7, 2011, 8 females and 10 males; Colony 2 at C199 in Siberia Plateau (chicks of >3weeks of age), March 17, 2013, 4 females and 6 males; and Colony 3 at El Cervecer Lake in BALP (chicks of >3weeks of age), March 5, 2013, 6 females and 10 males.

For each adult individual collected, we analyzed the molting stage by comparing the molt prevalence of flight feathers’ (growing remiges, old remiges still present and fully-grown new remiges). We obtained data from 12 adult females and 16 adult males collected in early-mid March (this subset of the total collected individuals was due to bad preservation of wing feath-

ers of some individuals –we only used individuals in good condition–). To compare molting stages between sexes, we performed an exact 2x2 Fisher probability test, since more than 20% of the expected frequencies (molt/no molt) were equal to or less than five. Data on molt migration and juvenile molting was collected through field observations of live individuals during the breeding (+4500 person/days of field observation) and non-breeding seasons (+900 person/days of field observation).

We studied plumage coloration on two females and four males (deposited at La Plata Museum, University of La Plata), all collected at colony 3 (El Cervecer on March 5th 2013). We measured plumage coloration in the 300–700 nm spectral range using an *Ocean Optics*® USB2000 reflectance spectrophotometer with illumination by a PX-2 pulsed xenon light, both connected to a bifurcated fiberoptic cable. The sensor was mounted in a probe with an inner diameter of 6 mm. We calibrated reflectance measurements using a standard white surface (barium sulphate; Osorio & Ham 2002) and a black standard (light source off). We saved reflectance spectra through *Spectra suite* software taking reflectance values at intervals of 0.35 nm. We measured reflectance for four body regions: forehead, crown, breast and underbelly and for each body part we calculated an average of three measurements. We did not include forehead and crown measurements in the analysis since they were affected by the conditions of the specimens (presence of blood on the plumage). For the two remaining plumage regions, we analyzed sexual differences in brightness and chroma. Total brightness values were calculated as the sum of reflectance (R) across all wavelengths ($\Sigma R_{300-700}$) and UV, blue, green and red chroma were calculated as follows: UV chroma = $\Sigma R_{300-399} / \Sigma R_{300-700}$, blue chroma = $\Sigma R_{400-499} / \Sigma R_{300-700}$, green chroma = $\Sigma R_{500-599} / \Sigma R_{300-700}$, and red chroma = $\Sigma R_{600-700} / \Sigma R_{300-700}$.

To study individual condition along the breeding cycle we compared body mass at different stages in colonies at BALP (colony 1 at nesting stage vs. colony 3 at chick stage). We conducted a second analysis to compare body mass between individuals at a similar breeding stage but in different lakes within the same breeding season (March 2013), corresponding to individuals of colony 2 at Siberia and colony 3 at BALP. We analyzed sexual differences in exposed bill length using measurements of 8 females and 10 males from BALP, and all 4 females and 6 males from Siberia while we compared sexual differences in tarsal length using

measurements of 6 females and 10 males from BALP. We used non-parametric Mann-Whitney tests to compare body size differences between sexes. All analyzes were performed in R 3.2.2 (R Core Team 2015).

RESULTS

There were sexual differences in the stages of molting of flight feathers (remiges) by the end of the breeding season (March 2013). Only 2 of 12 females (16%) were molting in March, both at the final stage of molting (almost fully-grown flight feather), with the remaining 10 females with fully-grown feathers (molting finalized) (Fig. 1A). On the other hand, 9 of 16 males (56%) were still molting at the same period, all of them at an early stage of flight feather development ($P = 0.03$) (Fig. 1B).

As regard the development of adult plumage, field observations indicate that the Hooded Grebe attains its definitive plumage appearance throughout a gradual process that takes approximately seven months (data obtained based on +200 person/days of observation in non-breeding season between 2011-2018 – see Roesler 2016 for more effort details). After hatching, a soft and not very dense grayish downy plumage covers

the chicks, with lighter coloration in the ventral part and dark lines on the back and head (Fig. 2a). After the first week, coloration becomes more uniform, and head- and back's dark lines gradually disappear (Fig. 2b). When flight feathers and wing-coverts appear, its overall coloration seems bicolor, with ventral areas grayish-white, including neck and throat, and the entire dorsal parts, including the back, back of the neck and the entire head, dark plumbeous-gray, although some parts, such as the head, are almost black (Fig. 2c). Four-week-old chicks lose the down and feathers cover most of their bodies. The main feature of this plumage is the clear patch on the forehead (Fig. 2d). Thereafter, they do not change much in appearance until they acquire the definitive adult aspect. However, changes during this period (first basic/juvenile plumage) are more conspicuous in naked areas. The chick's iris coloration is dark (blackish), whereas in individuals over five months, iris coloration is dark reddish and the eye-ring yellowish, less bright than in adults. The pre-formative molt of the head (e.g., crest feathers and dark feathers on the throat) and the body results in a very similar appearance to that of adults (Fig. 2e). An auxiliary pre-formative molt may occur immediately afterwards and a partial pre-alternate molt seems to occur in late winter (Fig. 2f), making



Figure 1. Wing feathers molting stages. A) fully molted female (fresh feathers); B) early molting on male. Both individuals collected at El Cervezero Lake, Buenos Aires Lake Plateau, in March 2011 (Photos: I. Roesler).

Table 1. Reflectance values obtained from females ($N = 2$) and males ($N = 4$). Chest 1: mean value of upper part of the breast; chest 2: mean value of the lower part of the breast; belly: mean value of belly area.

	Females			Males		
	Chest 1	Chest 2	Belly	Chest 1	Chest 2	Belly
Bright	5948.6	5412.6	4887.5	5500.5	5305.7	4633.1
Croma UV	0.146	0.164	0.172	0.147	0.144	0,151
Croma Azul	0.240	0.248	0.252	0.249	0.243	0,248
Croma Verde	0.297	0.287	0.283	0.295	0.297	0,292
Croma Rojo	0.315	0.298	0.291	0.307	0.314	0,306

Table 2. Morphometric variables of individuals collected at El Cervecer Lake (BALP) and C199 Lake (Siberia) grouped by sex.

	n	Mean	SD	Median	Min.	Max.
Weight Female	18	527.5	54.4	542,5	400	600
Weight Male	26	571.8	142.8	610	625	780
Tarsi Female	8	47.2	1.1	47.4	45.1	48.6
TarsiMale	10	48.8	1.8	48.8	46.3	51.4
Culmen Female	12	19.0	2.1	19.0	16.3	23.0
Culmen Male	16	21.0	1	21.3	17.1	23.7

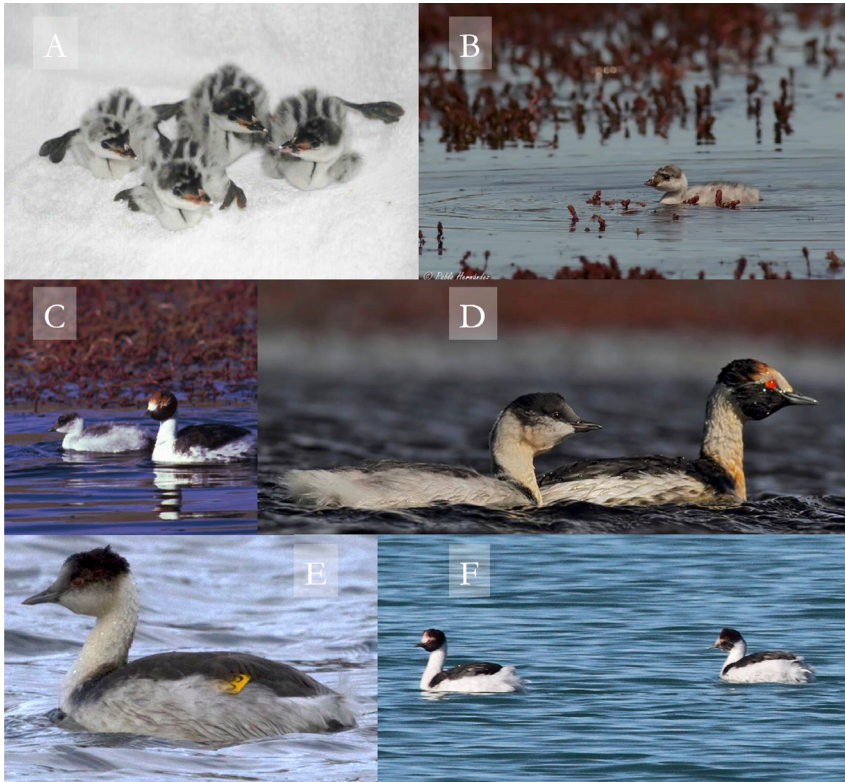


Figure 2. Hooded Grebe's molting process sequence: downy chick to definitive plumage. Individuals age: A) 1–2 days old (Photo: Proyecto Macá Tobiano/Aves Argentinas); B) c. 10 days-old (Photo: P. Hernández); C) 20–30 days-old (left individual parental adult) (Photo: M. Thibaud); D) 30–40 days-old (with the parental adult) (Photo: P. Hernández); E) c. 4 month-old (Photo: S. Imberti); F) c. 6 month-old (Photo: S. Imberti).

first cycle birds look indistinguishable from older adults.

We did not find sexual dichromatism in chest and belly (Table 1). However, we found significant differences between sexes in morphology (Table 2). Males had a longer bill (exposed culmen) than females ($w = 38.5$, $P < 0.007$) and a tendency of longer tarsi ($w = 19$; $P = 0.06$). Body mass of males was also higher than that of females ($w = 92.5$, $P = 0.0007$). We found differences in body mass between individuals of BALP colonies ($w = 232.5$, $P = 0.002$). Individuals from colony 1 (females mean weight = 556.7 g; males mean weight = 604 g) were heavier than those of colony 3 (females mean weight = 490 g; males mean weight = 538 g). Also, we detected differences between individuals from the colony 3 of BALP and colony 2 of Siberia ($w = 130.5$, $P = 0.008$), with heavier individuals in colony 2 (females mean weight = 521.2 g; males mean weight = 677.5 g).

DISCUSSION

The data presented here suggest that molting of Hooded Grebe's wing feathers occurs while breeding. Only in the Pied-billed Grebe (*Podilymbus podiceps*), definitive prebasic molt has been mentioned to occur during the breeding period, even while incubating (Pyle 2008), but it was detected to happen at a very low frequency (only in one out of 27 examined individuals, Otto 1985). Also, our data suggest that timing of molting differs between Hooded Grebe's sexes, with females molting earlier than males. In Great-crested Grebe (*Podiceps cristatus*) males and females also show slightly different molt peaks, although they overlap widely during the molting process (Piersma 1988).

Field observations of Hooded Grebe indicate that molting of females (primary feathers) begins in late January, whereas in males this happens around mid-February (see Roesler 2016 for more details on field effort). Explanation of this sexual difference could be related to sexual differences in other behaviors (i.e., incubation and chick care or migration) but available data do not indicate sexual differences in parental care or in migration behavior (Roesler 2016). Another potential explanation for differences in timing of molting could be the sexual differences in body mass, but there are other grebes species that differ in body mass and do not differ in timing of molting (Fjeldså 2004).

In most grebe species, the molting of contour feathers occurs continuously throughout the year,

which has been explained as an adaptation to maintain the waterproof condition of their plumage, and in contrast, the molting of wing feathers occurs synchronously (Fjeldså 2004, Pyle 2008, Howell 2010). Hooded Grebe shares the same molting pattern than the rest of grebes, but the timing of molt of wing-feather is not consistent with the migration molt mentioned for this species (J. Fjeldså in R. W. Storer & Jehl 1985). There are several hypotheses to explain molt migration in other grebe species, which are not mutually excluding. Most hypotheses focus on migration to ecologically stable sites or to sites with low predation risk, like bigger lakes and/or the ocean (Stout & Cooke 2003). Another plausible explanation could be to avoid competition for food with non-flying juveniles. If those explanations are accurate, Hooded Grebe's habitat seems fulfill the needs (i.e., habitats with low predation risk, enough stability, and no resources competition with juveniles).

The timing of molt in most grebe species is likely related to the need for adults to maintain their feathers in good condition while caring for chicks before the autumn migration, when the post-breeding molt typically occurs (Stout & Cooke 2003). The exceptionally early "breeding molt" (simultaneous molt of flight feathers) observed in the Hooded Grebe has been described in another species, the Pied-billed Grebe (Otto 1985), but only as an exception in a single colony, rather than what seems to be a consistent pattern as proposed by our data in the Hooded Grebe. Unlike other species, the Hooded Grebe's wing molt seems to be synchronized with nesting and includes the chick-rearing period. The high food quality of the Hooded Grebe's breeding lakes, along with adequate food availability, appears sufficient to avoid competition with juveniles—a factor often cited as a reason for the molting migration in other grebe species. Another key characteristic of Hooded Grebe's breeding lakes is the natural absence of native aquatic predators, combined with their size, which helps deter native terrestrial predators. The Hooded Grebe's pre-migratory molt may also be explained by the historical instability of its wintering grounds, which were impacted by glacial activity affecting river estuaries and large lowland lakes (Gilli et al. 2001). Most grebes have bright plumage during the breeding season (alternate plumage) and a dull visually different plumage in winter-time (basic plumage) (Pyle 2008, Howell 2010). On the contrary, some species of the Southern Hemisphere remain similar in their overall plumage throughout the year, as is the case of the Silvery Grebe (*P. occipitalis*), in which the basic plumage is just slightly opaquer

but somehow alike to the breeding (alternate) plumage (Fjelds  2004). Hooded Grebe differs from most species of Podicipedidae, and especially from other *Podiceps* species, showing the overall same plumage aspects throughout the year with no noticeable changes in its coloration or brightness (at least for the human eye both in the field and museum individuals).

Plumage of the recently hatched Hooded Grebe's chicks was described in the past (Nuechterlein & Johnson 1981) mentioning that they were similar to most grebes' chicks, but with more uniform coloration. They mentioned one important difference: Lack of the naked patch in the crown, present in all other chicks. Fjelds  (2004) described that the lined pattern disappears quickly, and his observation is concordant with ours. Two-week-old chicks' coloration is uniform and gradually begins to darken up until reaching juvenile plumage. Molting process to definitive plumage in first cycle birds needs to be studied more deeply, although information gathered during our studies suggests that it occurs during the central winter months (June-July). Fjelds  (2004) mentioned that first year individuals could have white feathers on their faces and napes. This pattern was however not observed in a one-year-old banded individual observed at a breeding site, that looks visually alike to an older adult (Roesler ump. data).

No color differences were detected between sexes in chest and underbelly plumage. Accordingly, no sexual differences in coloration have been described in any other grebe species (Fjelds  2004), although these studies did not use reflectance spectrophotometry to objectively assess plumage color. We should however point out that unmeasured plumage regions might -or not- be dichromatic. The crown, for example, is quite important during reproductive courtships (Storer 1982), but unfortunately measurements on head feathers were not possible due to the bad condition of collected individuals.

We found that males were heavier and had a longer bill than females. Size differences between sexes in the Hooded Grebe had been also mentioned in the past (Straneck & Johnson 1984). Our study described the extent of sexual dimorphism in body mass and in bill length, which could be used as a tool for sex identification in behavioral field studies, with a reliable degree of certainty, as mentioned for Eared Grebe (*P. nigricollis*) (Sáez-Gómez et al. 2017). Although bill dimorphism is probably a consequence of allometry, it could have a great importance from an ecological perspective, as it would be possible the existence of sexual

ecological displacement in Hooded Grebe. Ecological displacement in grebes has been described when two sympatric species of the same genus occur together, including Hooded and Silvery Grebe in the highland lakes of Santa Cruz Province (Fjelds  1983). Bill differences among sexes may generate that sexes forage differently, taking advantages of different resources.

An interesting finding was the differences in body mass in individuals from different colonies. Individuals of the colony 1 at BALP, which were in incubation period, were significantly heavier than individuals of the same lake that had 4-week-old chicks. The loss of body mass of nearly 12%, both in males and females, was possibly a consequence of the parental care of chicks. However, we cannot definitively rule out an effect of the year (data correspond to different breeding seasons). It is striking that adults collected in Siberia Plateau that were at "chick stages" of the breeding cycle (four-week-old chicks) had a similar weight to those nesting individuals (incubation stage) from BALP. A potential explanation is that food items available at each lake are different. The Siberia Plateau's lakes are rich in amphipods while snails are poorly represented, meanwhile the opposite situation occurs at BALP's lakes (Adami 2016, J. Lancelotti & I. Roesler in prep.). Amphipods seem to have a primary role as food source in Hooded Grebe's lakes (Lancelotti et al. 2015). A comparative studies of the diet and growth of exotic Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) at Stobel Lake Plateau (within Hooded Grebe breeding distribution) indicate that the condition and growth of trout are strongly affected by the abundance of amphipods in their diet (Lancelotti et al. 2016). However, these results need to be evaluated in a more comprehensive study, since data was collected in different years, which could influence body condition due to other factors, such as climatic conditions.

Our results suggest that the Hooded Grebe differs in many aspects from most grebe species, even closely related ones, especially on molting strategies and timing. Molting strategies and morphological differences between sexes may represent adaptations to the variable conditions in the extreme environments of southern Patagonia. These results highlight the importance of management actions that have been undertaken (Roesler et al. 2016). Mostly those related to adult protection such as 'colony guardian' strategy during breeding (Roesler et al. 2016) and mink management, since during this period of their cycle adult grebes have no strategies to avoid alien invasive species, such as the American mink (Fasola & Roesler 2018).

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the owners and workers of Ea. La Vizcaína, Ea. Laguna Verde, Ea. Lago Strobel, Ea. El Rincón and Ea. La Angostura, Garitaonandia brothers, María and Tonchi, MR Couto, Rodríguez Family, Alba Family, Julian Escalada, Charly Cassanello, and to J.S. Verón, M. Bertinat, P. Hernandez, P. Buchanan, B. Willcox, K. Murphy, H. Casañas, M. Tibaud, S. Imberti and the volunteers and technicians of the Programa Patagonia. IR, LF, JLL, JCR, and BM are fellow researchers of CONICET. Fieldwork was possible for the support of EDGE-ZSL, ICFC (Canada), Toyota Argentina S.A., Pan American Energy, CREOI, BirdLife International (preventing extinction programme), Tasso Leventis Conservation Foundation, The A.G. Leventis Foundation, Flora y Fauna Argentina, Idea Wild, Birders Exchange, Patagonia, SP Santa Cruz, Secretaría de Medio Ambiente de Santa Cruz, MAYDS (Sec. Fauna), Municipalities of Gdor. Gregores and Los Antiguos, CAP and APN. This is the scientific publication #41 of the Programa Patagonia and 'Proyecto Macá Tobiano' (Hooded Grebe Project, Aves Argentinas and Ambiente Sur). This article is dedicated to the memory of Lui and Bob, Hooded Grebe's colony guardians and friends of all of us.

LITERATURE CITED

- Adami MA (2016) Estructura Trófica de Una Laguna Clave Para La Reproducción Del Macá Tobiano (*Podiceps Gallardoi*). Degree dissertation University San Juan Bosco, Puerto Madryn
- Beltrán J, Bertonatti C, Johnson A, Serret A, Sutton P (1992) Actualizaciones sobre la distribución, biología y estado de conservación del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*). *El Hornero* 13:193–199. <https://doi.org/10.56178/eh.v13i3>
- BirdLife International (2024) Species factsheet: *Podiceps gallardoi*. BirdLife International, Cambridge (URL: <http://www.birdlife.org>)
- Cuthill IC, Partridge JC, Bennett ATD, Church SC, Hart NS, Hunt S (2000) Ultraviolet vision in birds. *Advances in the Study of Behaviour* 29:159–214. [https://doi.org/10.1016/S0065-3454\(08\)60105-9](https://doi.org/10.1016/S0065-3454(08)60105-9)
- Eaton MD (2005) Human vision fails to distinguish widespread sexual dichromatism among sexually "monochromatic" birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:10942–10946 <https://doi.org/10.1073/pnas.0501891102>
- Erize F (1983) Observaciones sobre el Macá Tobiano. *El Hornero* 12(5):256–268
- Fasola L, Roesler I (2018) A familiar face with a novel behavior raises challenges for conservation: American mink in arid Patagonia and a critically endangered bird. *Biological Conservation* 218:217–222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.031>
- Fjeldså J (1983) Ecological character displacement and character release in grebes Podicipedidae. *Ibis* 125:463–481. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1983.tb03142.x>
- Fjeldså J (1986) Feeding ecology and possible life history tactics of the Hooded Grebe *Podiceps gallardoi*. *Ardea* 74:40–58
- Fjeldså J (2004) Bird families of the world: the grebes. Oxford University Press, Oxford
- Gilli A, Anselmetti FS, Ariztegui D, Bradbury JP, Kelts KR, Markgraf V, McKenzie JA (2001) Tracking abrupt climate change in the Southern Hemisphere: a seismic stratigraphic study of Lago Cardiel, Argentina (49°S). *Terra Nova* 13:443–448
- Hartman CA, Ackerman JT, Herzog MP, Eagles-Smith CA (2017) Season, molt, and body size influence mercury concentrations in grebes. *Environmental Pollution* 229:29–39. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.058>
- Howell SN (2010) Molt in North American Birds. Volume 1. Houghton Mifflin Harcourt, USA
- Humple DL, Nevins HM, Henkel LA (2013) Revisiting winter wing molt in western grebes (*Aechmophorus occidentalis*) and Clark's grebes (*A. clarkii*). *Waterbirds* 36:426–431. <https://doi.org/10.1675/063.036.0413>
- Hunter LA (1988) Status of the endemic Atitlan Grebe of Guatemala: is it extinct? *Condor* 90:906–912. <https://doi.org/10.2307/1368847>
- Imberti S, Casañas H, Roesler I (2020) Hooded Grebe (*Podiceps gallardoi*), version 1.0. In: Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS, editors. Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. <https://doi.org/10.2173/bow.hoogre1.01>
- Jehl JR (1997) Cyclical changes in body composition in the annual cycle and migration of the Eared Grebe *Podiceps nigricollis*. *Journal of Avian Biology* 28:132–142. <https://doi.org/10.2307/3677306>
- Konter A (2001) Grebes of Our World. Lynx Edicions, Barcelona
- Lancelotti JL, Bandieri LMB, Pascual MA (2015) Diet of the exotic Rainbow Trout in the critical habitat of the threatened Hooded Grebe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 416:1–11. <https://10.1051/kmae/2015022>
- Lancelotti J, Marinone MC, Roesler I (2016) Rainbow Trout effects on zooplankton in the reproductive area of the critically endangered Hooded Grebe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27:128–136. <https://doi.org/10.1002/aqc.2629>
- Lange CE (1981) A Season of observations on *Podiceps gallardoi* (Aves Podicipediformes). Ecology and Etology. *Neotropica* 27:39–56

- Llimona F, del Hoyo J (1992) Family Podicipedidae (grebes). Pp. 174–197 in: del Hoyo J, Elliott A, Christie D (eds). *Handbook of the Birds of the World. Volume 1: Ostrich to Ducks*. Lynx Edicions, Barcelona
- Mayr G (2004) Morphological evidence for sister group relationship between flamingos (Aves: Phoenicopteridae) and grebes (Podicipedidae). *Zoological Journal of the Linnean Society* 140:157–169. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2003.00094.x>
- Nuechterlein GL, Johnson A (1981) The downy young of the Hooded Grebe. *Living Bird* 19:69–71
- Ogilvie MA (2003) *Grebes of the World*. Bruce Coleman, Uxbridge
- Osorio D, Ham AD (2002) Spectral reflectance and directional properties of structural coloration in bird plumage. *Journal of Experimental Biology* 205:2017–2027. <https://doi.org/10.1242/jeb.205.14.2017>
- Osorio D, Vorobyev M, Jones CD (1999) Colour vision of domestic chicks. *Journal of Experimental Biology* 202:2951–2959. <https://doi.org/10.1242/jeb.202.21.2951>
- Otto J (1985) Wing molt by nesting Pied-billed Grebe. *The Wilson Bulletin* 97:52–53
- Payne RB (1972) Mechanisms and control of molt. *Avian biology* 2:103–155
- Piersma T (1988) The annual moult cycle of the Great Crested Grebes. *Ardea* 76:82–95
- Piersma T, Van Eerden MR (1988) Feather eating in Great Crested Grebes *Podiceps cristatus*: a unique solution to the problems of debris and gastric parasites in ash-eating birds. *Ibis* 131:477–486. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1989.tb04784.x>
- Pyle P (2008) *Identification Guide to North American Birds, part II*. Slate Creek Press, Point Reyes Station
- Pyle P, Leitner WA, Lozano-Angulo L, Avilez-Teran F, Swanson H, Limón EG, Chambers MK (2009) Temporal, Spatial, and Annual Variation in the Occurrence of Molt-Migrant Passerines in the Mexican Monsoon Region. *Condor* 111:583–590. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.090085>
- Pyle P, McPherson M (2017) Why So Many White Eared Grebes? Possible interactions among leucism, molt, and pollutants. *Birding* (October):58–65
- R Core Team (2015). *_R_: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Roesler I (2016) *Conservación del Macá Tobiano (Podiceps gallardoi): factores que afectan la viabilidad de sus poblaciones*. PhD dissertation, University of Buenos Aires, Buenos Aires
- Roesler I, Fasola L, Casañas H, Hernández PM, De Miguel A, Giusti ME, Reboreda JC (2016) Colony guardian programme improves recruitment in the critically endangered hooded grebe *Podiceps gallardoi* in Austral Patagonia, Argentina. *Conservation Evidence* 13:62–66
- Roesler I, Imberti S, Casañas H, Mahler B, Reboreda JC (2012a) Hooded Grebe *Podiceps gallardoi* population decreased by eighty per cent in the last twenty-five years. *Bird Conservation International* 22:371–382. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000512>
- Roesler I, Imberti S, Casañas H, Volpe N (2012b) A new threat for the globally Endangered Hooded Grebe *Podiceps gallardoi*: the American mink *Neovison vison*. *Bird Conservation International* 22:383–388. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000019>
- Rumboll MAE (1974) Una nueva especie de Macá (Podicipitidae). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 4:33–35
- Sáez-Gómez P, Camacho C, Álvarez A, Varo N, Ramo C, Green AJ (2017) Sexual dimorphism and sex determination in Black-necked Grebes *Podiceps nigricollis*: on the need to account for geographical variation in morphology and sex ratio. *Bird Study* 64:502–512. <https://doi.org/10.1080/00063657.2017.1410096>
- Storer RW (1967) Observations on Rolland's Grebe. *El Hornero* 10:339–350. <https://doi.org/10.56178/eh.v10i4.1297>
- Storer RW (1982) The Hooded Grebe on Laguna De Los Escarchados: ecology and behavior. *Living Bird* 19:51–67
- Storer RW, Jehl JRJ (1985) Moulting patterns and moulting migration in the Black-necked Grebe *Podiceps nigricollis*. *Ornis Scandinavica* 16:253–260. <https://doi.org/10.2307/3676688>
- Stout BE, Cooke F (2003) Timing and location of wing molt in Horned, Red-necked and Western Grebes in North America. *Waterbirds* 26:88–93. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2003\)026\[0088:TALOWM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2003)026[0088:TALOWM]2.0.CO;2)
- Straneck R, Johnson A (1984) Vocalizaciones en relación al comportamiento del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 19:177–188
- Sutherland WJ (1998) The importance of behavioral studies in conservation biology. *Animal Behaviour* 56:801–809. <https://doi.org/10.1006/anbe.1998.0896>
- Winkler DW, Billerman SM, Lovette IJ (2020) Grebes (Podicipedidae), version 1.0. En: Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS (eds). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. (URL: <https://doi.org/10.2173/bow.podici1.01>)





BIOMETRÍA, CLASES ETARIAS Y PROPORCIÓN DE SEXOS EN PINGÜINOS DE MAGALLANES (*Spheniscus magellanicus*) VARADOS EN LA COSTA NOROESTE DE LA PROVINCIA DE RÍO NEGRO (ARGENTINA)

Biometry, age classes and sex ratio in Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) stranded on the northwest coast of the province of Río Negro (Argentina)

Victoria M. Pizá^{1*}, Patricio J. Pereyra¹ & Juan P. Seco Pon²

¹Centro de Investigación Aplicada y Transferencia Tecnológica en Recursos Marinos Almirante Storni (CIMAS) – CONICET. Güemes 1030, R8520CXV, San Antonio Oeste, Argentina

²Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata – CONICET. Av. Juan B Justo 2550, B7608FBY, Mar del Plata, Argentina

*vpiza@cenpat-conicet.gob.ar

RESUMEN: El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) es un ave marina de hábitos buceadores que nidifica en islas y costas de Chile y Argentina incluyendo las Islas Malvinas. El hallazgo de aves marinas varadas en las costas es un fenómeno que ocurre de manera regular. A lo largo del año, individuos de la especie son avistados con frecuencia en la costa noroeste de la provincia de Río Negro. El objetivo general de este estudio es reportar la biometría, proporción sexos y clases etarias de ejemplares de Pingüinos de Magallanes varados muertos en las costas del Área Natural Protegida Bahía de San Antonio. Durante el período junio 2020-junio 2022 se realizaron muestreos sistemáticos de aves varadas en dos sitios y se complementaron con avisos oportunistas. Se contabilizó un total de 288 Pingüinos de Magallanes varados muertos y se analizaron 51 individuos seleccionados al azar. La mayoría de los ejemplares perteneció a la clase etaria juvenil, en menor medida fueron hallados individuos adultos. La proporción de sexos fue significativamente asimétrica, equivalente a una relación de 3.75 hembras varadas por cada macho. Los individuos juveniles presentaron diferencias significativas en su biometría entre sexos, al menos en el largo de ala y el largo del dedo medio. Nuestros resultados se encuentran en línea con reportes previos para la especie en las costas de la provincia de Buenos Aires en Argentina y del centro-sur de Brasil. Este estudio permite una primera caracterización de la ocurrencia de varamientos de Pingüinos de Magallanes para el área de estudio.

PALABRAS CLAVE: Área Natural Protegida Bahía de San Antonio, Argentina, aves marinas, Golfo San Matías, pingüinos, varamientos

ABSTRACT: The Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) is a diving seabird that breeds on islands and coasts of Chile and Argentina, including the Malvinas Islands. The discovery of beached seabirds on the coasts is a phenomenon that occurs regularly. Throughout the year, it is common to observe individuals of the species on the northwest coast of Río Negro Province. The general objective of this study is to report the biometrics, sex ratio and age classes of dead Magellanic Penguins found beached on the coasts of the Bahía de San Antonio Protected Natural Area. From June 2020 to June 2022, systematic sampling of beached birds was carried out at two sites and was complemented with opportunistic reports. A total of 288 dead beached Magellanic Penguins were recorded, and 51 randomly selected individuals were analyzed. Most of the specimens were classified as juveniles and a smaller proportion as adults. The sex ratio was significantly asymmetric, equivalent to a ratio of 3.75 beached females for each male. Juvenile individuals showed significant differences in their biometric measurements, at least with respect to wing length and middle toe length. Our results are in line with previous reports for the species on the coasts of Buenos Aires Province in Argentina and south-central Brazil. This study allows a first characterization of the occurrence of Magellanic Penguin strandings in the study area.

KEYWORDS: Argentina, Bahía de San Antonio Protected Natural Area, beached birds, penguins, San Matías Gulf, seabirds

El Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) es un ave marina de hábitos buceadores que nidifica en islas y costas de Chile y Argentina incluyendo las Islas Malvinas (Boersma et al. 2015). La especie exhibe un moderado dimorfismo sexual en relación al tamaño corporal (Scolaro et al. 1983, Bertellotti et al. 2002), siendo los machos entre un 5 y 15% más grandes que las hembras (Agnew & Kerry 1995). A lo largo del litoral marítimo argentino, la temporada reproductiva del Pingüino de Magallanes comprende los meses desde septiembre hasta febrero (Boersma et al. 2015). El tamaño poblacional en Argentina fue estimado en 950 000 parejas reproductivas (Schiavini et al. 2005). Las provincias de Río Negro y Chubut albergan en su conjunto aproximadamente el 70% de la población reproductiva de la especie en Argentina ($n = 643\,070$ parejas reproductivas; García Borboroglu et al. 2022). En la provincia de Río Negro se localiza la colonia más septentrional de la especie en el complejo de islotes comprendidos dentro del Parque Nacional Islote Lobos (García Borboroglu et al. 2022). En áreas más al norte, como el caso del Área Natural Protegida Bahía de San Antonio, la especie es considerada residente permanente y, además, se ha reportado la presencia de escasos nidos activos en los islotes del área en tiempos recientes (García Borboroglu et al. 2022).

En el Atlántico Sudoccidental durante la temporada post-reproductiva, la especie presenta movimientos migratorios estacionales hacia el norte durante el otoño e invierno, relacionados con la migración de su principal presa, la Anchoíta (*Engraulis anchoita*) (Pütz et al. 2007, Boersma et al. 2009, Stokes et al. 2014). Sin embargo, estudios recientes muestran evidencias de una migración parcial al menos para algunas poblaciones del sur de la Patagonia (Barrionuevo & Frere 2023). En Argentina, principalmente durante las estaciones de verano, otoño e invierno, individuos de la especie son hallados varados muertos con frecuencia en la costa noroeste del Golfo San Matías, provincia de Río Negro (Pizá et al. 2025); como así también en áreas costeras emplazadas más al norte en la provincia de Buenos Aires (Korschenewski 1975, Narosky & Fiameni 1986, García & Gómez-Laich 2007, Seco Pon & García 2022, Dellacasa et al. 2024). Mientras que, en la costa del sur-centro de Brasil, se hallan individuos varados principalmente en invierno (Petty & Fonseca 2002, Pinto et al. 2007, García Borboroglu et al. 2010, Scherer et al. 2011, Vanstreels et al. 2013).

En el ambiente marino, se considera como “varamiento” al hallazgo en la línea de costa de cualquier organismo acuático vivo o muerto (Geraci & Lousbury

2005). El hallazgo de aves marinas varadas en las costas es un fenómeno que ocurre regularmente a lo largo del mundo (Roletto et al. 2003, Haman et al. 2013, entre otros). Dependiendo del estado de descomposición de las carcadas halladas, las mismas aportan material de estudio para múltiples disciplinas científicas y constituyen una valiosa fuente de información en términos de manejo y conservación biológica (Thomas 1996, Mace & Baille 2007). Estas constituyen muestras que son de difícil acceso cuando se trata de especies de vida acuática. Sin embargo, en Argentina y para el caso del Pingüino de Magallanes, la mayoría de los estudios no incluyen información discriminada por morfometría, sexo y clase etaria de ejemplares varados (pero ver Seco Pon & García 2022); lo contrario ocurre en la costa de Brasil (Mäder et al. 2010, Reis et al. 2011, Vanstreels et al. 2013, Tavares Nunes et al. 2015, Fogliarini et al. 2019). Comprender la proporción de sexos en aves varadas, así como también la composición de clases etarias, es un aspecto importante por diversos motivos incluyendo aquellos vinculados con la gestión y estudio de recursos naturales silvestres, así como también con investigaciones centradas en profundizar el entendimiento acerca de la migración, en particular el fenómeno de migración diferencial (Fogliarini et al. 2019).

En el territorio rionegrino la información acerca de la biología y ecología del Pingüino de Magallanes se encuentra circunscripta a la temporada reproductiva y está mayormente enfocada en la evaluación en el uso del espacio marino mediante transmisores satelitales en aves adultas nidificando en los islotes del Parque Nacional Islote Lobos (Gómez-Laich et al. 2015, Rebstock et al. 2022), la composición dietaria de individuos adultos reproductores (Fernández et al. 2019), el nivel trófico de los mismos a partir de técnicas biogeoquímicas (Ciancio et al. 2021, González et al. 2024) y el tamaño poblacional de la especie en dicha área protegida (García Borboroglu et al. 2022 y referencias allí contenidas).

Sobre la base de lo expuesto, el objetivo general de este estudio es reportar la proporción de sexos, clases etarias y medidas morfométricas de ejemplares de Pingüinos de Magallanes varados muertos en el Área Natural Protegida Bahía de San Antonio, Golfo San Matías, provincia de Río Negro.

MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se realizó en la franja costera del Área Natural Protegida Bahía de San Antonio

(ANPBBSA), la cual fue creada en el año 1993 por el Gobierno de la provincia de Río Negro bajo la Ley N° 2670. El área se encuentra ubicada al noroeste del Golfo San Matías, entre los 40°42' - 40°50'S y 64°43' - 65°07'O y se extiende desde la Baliza San Matías hasta el paraje "El Sótano". El ANPBBSA comprende la bahía homónima y unos 45 km lineales de costas adyacentes.

El ANPBBSA es un humedal costero que se caracteriza por la presencia de extensas marismas, planicies y canales de marea, islotes, playas con diferente composición de sustrato (arena, conchillas, canto rodado), cordones de dunas litorales fijas y móviles, y acantilados que no superan los diez metros de altura (Aliotta et al. 2000, Carbone et al. 2007, Fucks et al. 2012).

El área se caracteriza por presentar un régimen macromareal semidiurno, con un rango de amplitud que varía entre 6 y 9 m y las corrientes asociadas se encuentran en el orden de 1 a 2 m/s (Piola & Scasso 1988). El oleaje más intenso proviene de la dirección sureste, alcanzando períodos de 7-10 s y alturas que oscilan entre 0.5-1.5 m y superan los 3 m en eventos de tormenta (Kokot et al. 2013). La temperatura de la superficie promedio del mar es de 15.1°C, y registra una amplia variación estacional (11.3°C en invierno

y 20.3°C en verano, alcanzando valores máximos de hasta 26.8°C) (Saad et al. 2019).

Colecta de muestras

Los ejemplares de Pingüinos de Magallanes analizados provienen de dos fuentes de información complementarias. Por un lado, se realizaron monitoreos sistemáticos durante un período de dos años (ver Pizá et al. 2025) y por otro, se aprovecharon avisos asistemáticos realizados por terceros, que exceden los sitios relevados en el muestreo sistemático, pero que coinciden con la escala temporal de estos últimos. Considerando ambos tipos de muestreos, el período de recolección de muestras comprendió el período junio 2020 – junio 2022. Los relevamientos sistemáticos se realizaron por uno de los autores (VMP) en dos sitios costeros pertenecientes al ANPBBSA (Fig. 1), conocidos localmente como Playa Mar Grande (40°45'S, 64°56'O) y Oasis (40°46'S, 65°20'O) con una frecuencia quincenal durante el período de estudio. Estos sitios se seleccionaron por su accesibilidad y por reportes previos que indican la ocurrencia de varamientos de vertebrados marinos con cierta regularidad (Savigny & Carbajal 2015, Romero et al. 2021). En cada uno de los sitios, se recorrieron a pie dos transectas lineales de 4 km de longitud. En

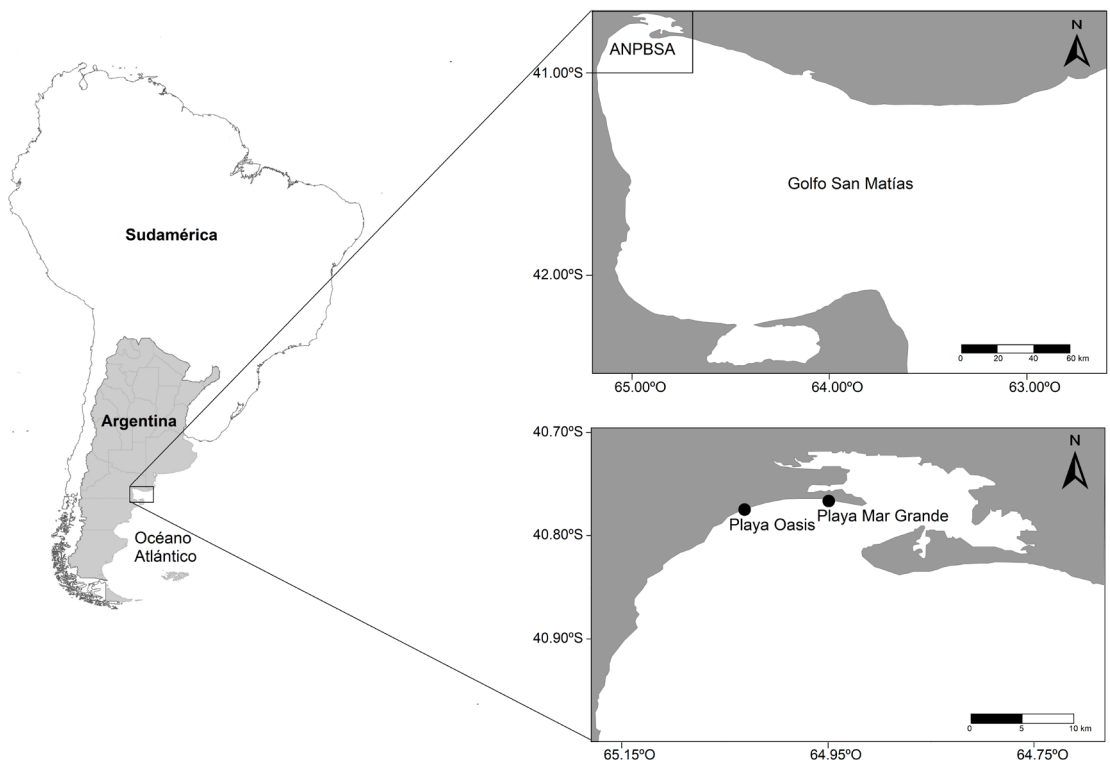


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio en relación al Área Natural Protegida Bahía de San Antonio, Golfo San Matías, provincia de Río Negro.

cada monitoreo, se registró la posición geográfica de inicio y final de cada transecta como así también la localización de cada individuo de Pingüino de Magallanes varado con GPS de mano, empleando la aplicación de celular OSMTraker para Android v.1.0.1, la cual tiene 4 m de error (Pizá et al. 2025). Ante la presencia de un ejemplar de Pingüino de Magallanes varado muerto se realizó un registro fotográfico y se identificó su estado de preservación de acuerdo a una escala internacional de valores (adaptado de Geraci & Lounsbury 2005). Una vez culminada la recolección de datos, se procedió a marcar a los ejemplares con lana de color y enterrar las carcasas *in situ* con el fin de evitar el doble registro en los sucesivos monitoreos. Se colectaron aquellos individuos en estados de preservación apropiados (pingüinos muertos recientemente, sin o con poco olor, *rigor mortis*, órganos internos intactos, presencia de ojos) para su posterior análisis en el laboratorio. Los monitoreos sistemáticos fueron complementados con avisos oportunistas de ejemplares a partir de reportes de varamientos por parte de ciudadanos (guardavidas, guardafaunas, guardas ambientales provinciales, usuarios costeros, estudiantes y colegas).

Para cada individuo colectado se procedió además a establecer la clase etaria. Para esto, los pingüinos fueron clasificados en juveniles (plumaje general de color gris, carencia de bandas en la cabeza, cuello y zona pectoral) y adultos (bandas blancas y negras notoriamente marcadas en la cabeza, cuello y zona pectoral), de acuerdo al patrón general de coloración del plumaje (Williams & Boersma 1995, Boersma et al. 2015). Las aves juveniles incluyeron individuos que abandonaron recientemente sus sitios reproductivos y aquellos que lo hicieron al menos dos temporadas reproductivas pasadas (ver García et al. 2020). Adicionalmente, se examinó cada ejemplar colectado en búsqueda de indicios externos que puedan determinar la posible causa de muerte (contaminación con hidrocarburos, signos de interacción con artes de pesca, heridas de arma de fuego, laceraciones, depredación, etc.)

Posteriormente, a los individuos colectados, se tomaron medidas morfométricas estándar, utilizadas habitualmente para Pingüinos de Magallanes (Scolaro et al. 1983, Scolaro 1987, Seco Pon & García 2022) a saber, largo del ala (LA) (ala totalmente extendida) medida con la ayuda de una regla graduada al centímetro más cercano; largo del pico (LP) (largo del culmen expuesto, desde la comisura del pico hasta la punta), alto del pico a la altura de las narinas (ALPn) (medido verticalmente a la altura de las narinas) y en la base (ALPb) (medido verticalmente en la base del

pico donde no hay plumas), ancho del pico en la base (AnPb) [desde el extremo derecho hacia el extremo izquierdo en la base del pico (donde no hay plumas)], 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)], ancho de la cabeza (AC) (medido desde arriba a la altura del proceso postorbital), largo del dedo medio (LDM) incluida la uña (pata totalmente extendida, medido desde donde comienza el dedo medio hasta la punta de la uña). Todas las medidas morfométricas (a excepción de LA) fueron tomadas empleando un calibre digital de 1mm de precisión. Se computó la masa corporal (MC, en gramos) de cada ejemplar utilizando una balanza digital de 1 g de precisión. Se determinó el sexo de cada individuo a partir de inspección visual de las gónadas. A los efectos de reducir las posibles diferencias en la recolección de datos de medidas morfométricas entre los investigadores (Barrett et al. 1989, Hedd et al. 1998), la totalidad de las medidas fueron obtenidas por la misma persona (JPSP).

Análisis estadístico

La abundancia (número de ejemplares) de Pingüinos de Magallanes varados se computó para cada estación del año a lo largo del período de estudio considerando (período 1 = junio 2020 – junio 2021, período 2 = junio 2021– junio 2022), en el caso de los monitoreos sistemáticos, el número de ejemplares registrado en las transectas recorridas en cada uno de los años evaluados. Por otro lado, se tuvo en cuenta el número de individuos reportados varados en el caso de los avisos oportunistas.

La importancia de cada sexo y clase etaria en términos de número de individuos fue analizada para estimar su proporción correspondiente, basada en la frecuencia de ocurrencia (FO%), mediante la relación entre el número de ejemplares perteneciente a cada sexo y clase etaria sobre el total de individuos analizados pertenecientes a una sub-muestra.

Se utilizó una prueba de *Chi* cuadrado para analizar la proporción de sexos en los individuos juveniles identificados, asumiendo una proporción de sexos 1:1. Esta clase etaria prevaleció en la mayoría de las muestras, motivo por el cual el análisis mencionado aquí y aquel comentado más abajo fueron practicados únicamente en aves juveniles.

Para analizar la variación en la biometría entre sexos de los individuos juveniles registrados se utilizó una prueba *t* de Student o su equivalente no paramé-

trico Mann-Whitney U test (Zar 1999). El nivel de significancia de los estadísticos utilizados fue fijado en $\alpha = 0.05$. Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico RStudio, versión 4.3.3 (R Development Core Team 2024) empleando los paquetes *car* (Fox & Weisberg 2019), *nortest* (Gross & Liggers 2015), *readxl* (Wickham & Bryan 2023), *rstatix* (Kassambara 2023) y *tidyverse* (Wickham et al. 2019).

RESULTADOS

Considerando los monitoreos sistemáticos, se registró un total de 250 Pingüinos de Magallanes varados a lo largo del período de estudio (ambos años combinados, ver Tabla 1). El número total de ejemplares fue similar a lo largo del período de estudio (junio 2020 a junio 2021: $n = 134$ aves; junio 2021 a junio 2022: $n = 116$). Complementariamente, un total de 38 Pingüinos de Magallanes fue computado a partir de los avisos oportunistas (ver Tabla 1). Para ambas técnicas de relevamiento, todos los individuos varados ($n = 288$) fueron registrados sin vida.

Se registró para aquellos individuos que lo permitieron, de acuerdo a su grado de preservación o descomposición (i.e., ejemplares en condiciones óptimas para su análisis), las clases etarias, medidas morfométricas y la proporción de sexos perteneciente a una sub-muestra de 51 individuos (Tabla 2). Se determinó que la mayoría de los individuos (%FO =

90.20%; $n = 46$) de los ejemplares analizados fueron juveniles, y en menor medida fueron hallados individuos adultos (%FO = 9.80%; $n = 5$).

La mayoría de los ejemplares que conforman la sub-muestra analizada no presentaron signos externos que permitieran establecer posibles causas de muerte ($n = 42$; 82.35%), y en menor medida, se hallaron individuos con cortes lineales, perforaciones y/o laceraciones atribuidas a interacciones de origen antrópicas ($n = 4$; 7.84%), como así también evidencias de depredación ($n = 5$; 9.80%). Ninguno de los individuos pertenecientes a la sub-muestra presentó signos visibles de empetrolamiento.

En relación al sexo de los ejemplares juveniles evaluados ($n = 46$), se determinó que 57.69% ($n = 30$) de los mismos fueron hembras, mientras que los machos y los individuos no identificados mostraron la misma proporción (15.38%) ($n = 8$ respectivamente; Tabla 2). La proporción de sexos fue significativamente asimétrica [$\chi^2_{(1,38)} = 12.73$; $P < 0.01$], con mayoría de individuos hembra en comparación con ejemplares macho (58.82% y 15.69%, respectivamente), equivalente a una relación de 3.75 hembras varadas por cada macho identificado. Los individuos juveniles varados (y sexados; $n = 38$) presentaron diferencias significativas en su biometría entre sexos, al menos en el largo del ala y el largo del dedo medio incluida la uña (ambos t -test $P < 0.01$; ver Tabla 3).

Tabla 1. Abundancia ($n = 288$) de Pingüinos de Magallanes varados muertos en el ANPBSA durante del período de estudio (junio 2020-junio 2022) discriminados por estación del año, monitoreo sistemático, avisos oportunistas y ejemplares que conforman la sub-muestra analizada. Estaciones del año seguidas del número 1 son aquellas comprendidas en el período 2020-2021, mientras que las seguidas con el número 2 comprenden el período 2021-2022.

Estación del año	Pingüinos registrados en muestreos sistemáticos	Pingüinos colectados en muestreos sistemáticos	Pingüinos colectados en avisos oportunistas	Total de pingüinos colectados	Total de pingüinos varados muertos
Otoño 1	30	0	0	0	30
Invierno 1	37	1	4	5	41
Primavera 1	28	0	0	0	28
Verano 1	39	1	8	9	47
Otoño 2	41	10	19	29	60
Invierno 2	14	0	5	5	19
Primavera 2	8	0	0	0	8
Verano 2	53	1	2	3	55
Total	250	13	38	51	288

Tabla 2. Valores promedio ($\pm$ 2 Errores Estándar) de medidas morfométricas colectadas en Pingüinos de Magallanes varados ($n = 51$). LP = largo del pico, ALPn = alto del pico medido a la altura de las narinas, ALPb = alto del pico medido en la base, AnPb = ancho del pico medido en la base, LC = largo de la cabeza, AC = ancho de la cabeza, LA = largo del dedo medio incluida la uña, MC = masa corporal. Los valores están expresados en milímetros, con excepción del largo del ala y la masa, las cuales están expresadas en centímetros y gramos, respectivamente. Entre paréntesis se muestra el número total de individuos analizados en cada medida morfométrica.

Pingüinos de Magallanes	LP (mm)	ALPn (mm)	ALPb (mm)	AnPb (mm)	LC (mm)	AC (mm)	LA (cm)	LDM (mm)	MC (g)
Juveniles hembra	51.54 $\pm$ 3.10 (30)	17.28 $\pm$ 1.12 (27)	19.97 $\pm$ 1.49 (15)	9.25 $\pm$ 0.95 (30)	71.80 $\pm$ 3.44 (29)	46.52 $\pm$ 2.75 (30)	18.70 $\pm$ 0.82 (30)	76.89 $\pm$ 3.74 (30)	1897.12 $\pm$ 303.64 (28)
Juveniles macho	53.86 $\pm$ 3.80 (8)	18.29 $\pm$ 1.91 (8)	20.86 $\pm$ 3.53 (6)	9.48 $\pm$ 1.08 (8)	73.89 $\pm$ 4.50 (8)	48.48 $\pm$ 3.22 (8)	19.68 $\pm$ 1.16 (8)	83.14 $\pm$ 3.90 (8)	1945.75 $\pm$ 362.24 (8)
Juveniles sexo indeterminado	50.28 $\pm$ 4.41 (8)	15.85 $\pm$ 1.93 (7)	18.00 $\pm$ 1.41 (5)	8.16 $\pm$ 1.95 (8)	72.21 $\pm$ 3.78 (8)	46.15 $\pm$ 2.21 (8)	19.24 $\pm$ 0.80 (8)	76.01 $\pm$ 3.60 (8)	1728.06 $\pm$ 514.83 (7)
Adultos hembra	53.16 $\pm$ 2.58 (3)	20.90 $\pm$ 1.75 (3)	21.74 (1)	11.05 $\pm$ 1.30 (3)	76.33 $\pm$ 4.56 (3)	49.77 $\pm$ 2.63 (3)	19.70 $\pm$ 1.25 (3)	78.29 $\pm$ 0.67 (3)	2504.32 $\pm$ 699.97 (3)
Adultos macho	61.28 $\pm$ 1.11 (2)	23.08 $\pm$ 1.02 (2)	26.45 (1)	11.31 $\pm$ 0.49 (2)	76.24 $\pm$ 4.45 (2)	53.46 $\pm$ 1.12 (2)	19.30 $\pm$ 0.85 (2)	82.40 $\pm$ 10.27 (2)	2991.50 $\pm$ 630.03 (2)
Total de individuos varados	52.19 $\pm$ 3.91 (51)	17.64 $\pm$ 2.08 (46)	20.10 $\pm$ 2.51 (28)	9.30 $\pm$ 1.36 (51)	72.65 $\pm$ 3.88 (50)	47.23 $\pm$ 3.08 (51)	19.02 $\pm$ 0.96 (51)	78.03 $\pm$ 4.54 (51)	1964.12 $\pm$ 458.49 (48)

DISCUSIÓN

Los resultados presentados permiten una primera caracterización de la ocurrencia de varamientos del Pingüino de Magallanes para el área de estudio basada en un monitoreo sistemático y cubriendo una amplia escala temporal, teniendo además en cuenta aspectos de biometría, proporción de sexos, clases etarias y estado de preservación a partir del registro de ejemplares varados muertos. Todos estos aspectos pueden ser obtenidos de manera accesible y a bajo costo, y permiten establecer comparaciones a diferentes escalas espaciales y temporales, entre determinadas regiones y especies (Roletto et al. 2003, Hamel et al. 2009, Byrd et al. 2014). Por lo tanto, es recomendable el cómputo de aspectos vinculados a proporción de clases etarias y sexos en relevamientos de animales marinos varados, e idealmente el registro de medidas morfométricas de manera estandarizada.

En Argentina, considerando la literatura disponible en relación a la información obtenida a partir de monitoreos sistemáticos de vertebrados marinos varados, la especie se encuentra principalmente representada en el ensamble de aves marinas y costeras varadas en las costas de las provincias de Buenos Aires (Tamini & Dellacasa 2009, Jorge 2016, Seco Pon & García 2022, Dellacasa et al. 2024), Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur (Estévez et al. 2002) y Río Negro (Pizá et al. 2025). Cabe destacar que el Pingüino de Magallanes es la especie más frecuentemente registrada varada muerta en otras áreas costeras del Atlántico Sudoccidental, incluyendo sectores

de Uruguay (Gerzenstein 1965) y centro-sur de Brasil (Scherer et al. 2011, Ramos da Silva et al. 2012, Stokes et al. 2014, Prado et al. 2022, entre otros).

La información obtenida en este estudio pone de manifiesto la prevalencia de ejemplares juveniles entre los individuos analizados, coincidiendo con estudios previos realizados a lo largo de la distribución no reproductiva de la especie en Sudamérica (Petry & Fonseca 2002, Tamini & Dellacasa 2009, García Borboroglu et al. 2010, Vanstreels et al. 2013, Silva et al. 2015, Jorge 2016, Seco Pon & García 2022, entre otros). Esto podría deberse a la falta de experiencia de esta clase etaria en actividades como la búsqueda y captura de alimento, los cuales los vuelven más vulnerables a potenciales amenazas tanto de origen antrópico como natural (Boersma et al. 2015, Seco Pon & García 2022). Esto se infiere por el estado de inanición y por la presencia de parásitos registrados en individuos juveniles varados en la provincia de Buenos Aires (Tamini & Dellacasa 2009, García et al. 2020) y centro-sur de Brasil (Mäder et al. 2010, Di Benedetto et al. 2015, Ewbank et al. 2020, Tavares et al. 2020). Este mismo patrón se registró para individuos varados en la costa rionegrina (e.g. pocas presas ingeridas, alta carga parasitaria; VMP, datos no publicados).

Otro aspecto importante a destacar de este estudio es que la relación de sexos en Pingüinos de Magallanes varados al parecer se encuentra sesgada hacia las hembras. Este resultado concuerda con hallazgos previos en la costa bonaerense (Seco Pon & García 2022) y en la costa del centro-sur de Brasil (Reis et al. 2011,

Tabla 3. Comparaciones estadísticas de las medidas morfométricas colectadas en 30 individuos juveniles hembra y 8 individuos juveniles macho de Pingüinos de Magallanes varados muertos en el ANPBSA. LP = largo del pico, AlPn = alto del pico a la altura de las narinas, AlPb = alto del pico en la base, ANPb = ancho del pico en la base, LC = largo de la cabeza, AC = ancho de la cabeza, LA = largo del ala, DM = largo del dedo medio incluida la uña, MC = masa corporal. Las diferencias significativas ($P < 0.05$) están resaltadas en negrita.

Variable morfométrica	T test		Mann-Whitney U test	
	t	P	U	P
LP (mm)	-1.79	0.08		
AlPn (mm)			75.5	0.21
AlPb (mm)			38	0.61
AnPb (mm)			110	0.73
LC (mm)	-1.42	0.16		
AC (mm)			86	0.23
LA (cm)	-2.72	0.01		
LDM (mm)	-4.16	<0.01		
MC (g)			96	0.55

Vanstreels et al. 2013, Tavares Nunes et al. 2015). Es importante considerar que los patrones de proporción de sexos en Pingüinos de Magallanes varados pueden estar influenciados por varios factores. Este sesgo podría deberse a que los individuos hembra alcanzan latitudes menores y utilizan aguas menos profundas en comparación con los individuos macho durante la migración post-reproductiva (Marques et al. 2018, Yamamoto et al. 2019, Barrionuevo et al. 2020) y al presentar hábitos relativamente más costeros podrían estar más expuestas a diversas actividades antrópicas. Considerando los resultados obtenidos, los individuos juveniles hembra varados presentan menor tamaño corporal que los machos (ver más adelante), lo que podría limitar la búsqueda de alimento y la supervivencia en éstas (Gownaris & Boersma 2019). En primer lugar, la especie es considerada residente en la zona, lo que implica que los individuos varados hallados principalmente durante el verano y otoño, provienen mayormente de colonias locales o cercanas, donde la proporción natural de sexos puede estar sesgada hacia las hembras; lo opuesto ha sido reportado para otras colonias en Argentina (Gownaris et al. 2020, Barrionuevo et al. 2021, Bertellotti et al. 2024). En segundo lugar, no se pudo determinar el sexo de la muestra de manera completa, lo que podría haber afectado la estimación global de la proporción sexual en los varamientos.

Sobre la base de nuestros resultados, los individuos juveniles varados muertos en la costa noroeste rionegrina presentan diferencias en su biometría entre sexos, al menos en el largo del dedo medio incluida la uña y en el largo del ala. Diversos autores sugieren que los Pingüinos de Magallanes juveniles macho presentan mayor tamaño - y masa corporal - que los individuos hembra (Scolar 1987, Vanstreels et al. 2011, Barrionuevo et al. 2020, Seco Pon & García 2022). Futuras investigaciones deberían propiciar la inclusión de medidas morfométricas como las reportadas en el presente estudio y la identificación del sexo de los individuos varados (mediante inspección visual de gónadas o técnicas moleculares) en evaluaciones tendientes a dilucidar la estructura biométrica, clases etarias y proporción de sexos de aves varadas, patrones de casuística de individuos varados o capturados incidentalmente en aparejos y artes de pesca. Sería importante incorporar factores adicionales, como variables ambientales y oceanográficas o la disponibilidad de alimento en el área de estudio, para poder analizar si existe una relación entre los varamientos y estos factores.

En relación a las evidencias de interacción con actividades antrópicas, es necesario tener en cuenta

que, en el ambiente marino, no siempre es posible determinar la causa de muerte de los individuos varados; éstas pueden ser naturales (Haman et al. 2013, Trathan et al. 2015, Brusius et al. 2021, entre otros) o generadas por actividades antrópicas (Petry & Fonseca 2002, Petry et al. 2004, Kühn & van Franeker 2020, entre otros). Particularmente el Pingüino de Magallanes se encuentra impactado por causas antrópicas principalmente en las zonas de alimentación y nidificación, e incluyen la captura incidental y/o interacciones con artes de pesca (Tamini et al. 2002, González-Zevallos & Yorío 2006, Yorío et al. 2010, Cardoso et al. 2011, Seco Pon et al. 2013), la contaminación por hidrocarburos y transporte marítimo (Pütz et al. 2007, García Borboroglu et al. 2010, Wagner et al. 2023 y referencias allí contenidas), la ingesta de residuos sólidos de origen antrópico del tipo plástico (Petry et al. 2004, Pinto et al. 2007, Brandão et al. 2011, Marques et al. 2018, Seco Pon et al. 2023), el turismo mal regulado (Walker et al. 2005a, 2005b, Skewgar et al. 2009, Villanueva et al. 2012), entre otras. En este estudio se registró una baja frecuencia de ejemplares juveniles con evidencias de signos de interacción con actividades antrópicas atribuidas a la pesca. Sin embargo, futuros estudios deberían estar orientados a evaluar la interacción de la especie con actividades de pesca operando en aguas del Golfo San Matías de manera de poder entender más cabalmente el impacto de dicha actividad sobre el Pingüino de Magallanes en el extremo norte de su distribución reproductiva en el Atlántico Sudoccidental.

Los resultados presentados pueden ser utilizados como referencia para la recolección de información en futuros programas de relevamientos sistemáticos de vertebrados marinos varados que tiendan al manejo y gestión ambiental en el área de estudio y zonas aledañas. Además, éstos pueden ser utilizados como base para la construcción de indicadores de estado del ecosistema costero-marino. Una limitación de este estudio es el número reducido de observaciones consideradas en los análisis. En futuros estudios, sería recomendable ampliar el área geográfica y establecer un monitoreo a largo plazo de ejemplares varados a partir de una colaboración entre científicos y voluntarios (ciencia ciudadana). Esto permitiría sustentar o refutar nuestras observaciones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a quienes reportaron el varamiento de Pingüinos de Magallanes (estudiantes, guardas ambientales, guardavidas, operadores

turísticos, vecinos de las localidades de San Antonio Oeste, San Antonio Este y Balneario Las Grutas) y especialmente a Ludmila Amione, Alexia Aguilar, Pedro Biagioni y Violeta Pizá por el acompañamiento en las tareas de campo y laboratorio. Los autores agradecen al Editor Asociado y a dos revisores anónimos por sus aportes para mejorar el manuscrito. Agradecemos al Laboratorio de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos de la Escuela Superior de Ciencias Marinas - Universidad Nacional del Comahue y al Centro de Investigación Aplicada y Transferencia Tecnológica en Recursos Marinos Almirante Storni por el apoyo institucional y permitir el uso de las instalaciones. Este estudio contó con el permiso de investigación correspondiente otorgado por la Secretaría de Ambiente y Cambio Climático de la provincia de Río Negro (Resolución N°16/2021, Expediente N°210378-SPDYS-2020).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Aliotta S, Schnack EJ, Isla FI, Lizasoain GO (2000) Desarrollo secuencial de formas de fondo en un régimen macromareal. *Asociación Argentina de Sedimentología* 7:95–107
- Agnew DJ, Kerry K (1995) Sexual dimorphism in penguins. Pp. 299–318 en: Normar PNI, Reilly P (eds) *The penguins: ecology and management*. Surrey Beaty and Sons, UK
- Barrett RT, Peterz M, Furness RW, Durinck J (1989) The variability of biometric measurements. *Ring & Migration* 10:13–16. <https://doi.org/10.1080/03078698.1989.9676001>
- Barrionuevo M, Ciancio J, Steinfurth A, Frere E (2020) Geolocation and stable isotopes indicate habitat segregation between sexes in Magellanic Penguins during the winter dispersión. *Journal of Avian Biology* 51:e02325. <https://doi.org/10.1111/jav.02325>
- Barrionuevo M, Ferretti V, Ciancio J, Frere E (2021) Sex-specific costs of rearing a nestling and its implications in the brood sex ratio of Magellanic Penguins. *Marine Biology* 168:125. <https://doi.org/10.1007/s00227-021-03906-y>
- Barrionuevo M, Frere E (2023) Partial migration in Magellanic Penguins. *Journal of Avian Biology* 2024:e03203. <https://doi.org/10.1111/jav.03203>
- Bertellotti M, Blanco G, Tella JL, Donazar JA, Forero M (2024) Offspring sex ratio is related with laying date and hatching sequence in the Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus*. *Ornitología Neotropical* 35:32–37. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v35i1.1271>
- Bertellotti M, Tella JL, Godoy JA, Blanco G, Forero MG, Donazar JA, Ceballos O (2002) Determining sex of Magellanic Penguins using molecular procedures and discriminant functions. *Waterbirds* 25:479–484. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2002\)025\[0479:D-SOMPU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0479:D-SOMPU]2.0.CO;2)
- Boersma PD, García Borboroglu P, Frere E, Godoy Reyes C, Kane O, Pozzi LM, Pütz K, Raya Rey A, Rebstock GA, Simeone A, Smith J, Van Buren A, Yorio P (2015) Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*). Pp 253–285 en: Boersma PD, García Borboroglu P (eds) *Pingüinos: historia natural y conservación*. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires, Argentina
- Boersma PD, Rebstock GA, Frere E, Moore SE (2009) Following the fish: penguins and productivity in the South Atlantic. *Ecological Monographs* 79:59–76. <https://doi.org/10.1890/06-0419.1>
- Brandão ML, Braga KM, Luque JL (2011) Marine debris ingestion by Magellanic Penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. *Marine Pollution Bulletin* 62:2246–2249. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.016>
- Brusius BK, Buss de Souza R, Pereira de Freitas RA, Barbieri E (2021) Effects of environmental variables on Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) strandings in southeastern Brazil. *Ocean & Coastal Management* 210:105704. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105704>
- Byrd BL, Hohn AA, Lovewell GN, Altman KM, Barco SG, Friedlaender A, Harms CA, McLellan WA, Moore KT, Rosel PE, Thayer BG (2014) Strandings as indicators of marine mammal biodiversity and human interactions off the coast of North Carolina. *Fishery Bulletin-National Oceanic and Atmospheric Administration* 112:1–23. <https://doi.org/10.7755/FB.112.1.1>
- Carbone ME, Perillo GME, Piccolo MC (2007) Dinámica morfológica de los ambientes costeros de Bahía de San Antonio Oeste, provincia de Río Negro. *Geoacta* 32:83–91
- Cardoso LG, Bugoni L, Mancini PL, Haimovici M (2011) Gillnet fisheries as a major mortality factor of Magellanic Penguins in wintering areas. *Marine Pollution Bulletin* 62:840–844. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.033>
- Ciancio JE, Yorio P, Buratti C, Colombo GÁ, Frere E (2021) Isotopic niche plasticity in a marine top predator as indicator of a large marine ecosystem food web status. *Ecological Indicators* 126:107687. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107687>
- Dellacasa RF, Tamini LL, Chiamonte GE, Riestra CM, Derndich JJB, Acosta MB., Balaus A, Biene Palacios BN, Bogel F, Blanco MA, Bonetti EA, Brost A, Brost J, Brost J, Brost K, Brost W, Cabrelli S, Carelli M, Despósito S, Di Fabio A, Doumecq Milieu R, Duvielh LA, Fangauf RA, López L, Lorente M, Luján H, Mazzutti J, Merodio CB, Moorlag W, Nogueira JL, Panisello G, Pérez LR, Politano Möller ME, Romero SS, Rui L, Taraborelli PA, Varela J, Vila LN, Villa MB, Zehnder CA (2024) Programa ECOFAM: integrando ciencia ciudadana y fauna marina en la costa de la provincia de Buenos Aires. *El Hornero* 39:105–117. <https://doi.org/10.56178/eh.v39i1.1484>
- Di Benedetto APN, Aguiar Santos R, Russel Rosa K, 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. <https://doi.org/10.1017/S0025315414001532>
- Estévez J, Mameli L, Goodall N (2002) An expert system to help taxonomic classification in avian archaeology: A first attempt with bird species from Tierra del Fuego. *Acta Zoologica Cracoviensia* 45:383–391
- Ewbank AC, Sacristán C, Costa-Silva S, Antonelli M, Lorenzo JR, Nogueira GA, Ebert MB, Kolesnikovas CKM, Catão-Dias JL (2020) Postmortem findings in Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) caught in a drift gillnet. *BMC Veterinary Research* 16:153. <https://doi.org/10.1186/s12917-020-02363-x>
- Fernández SJ, Yorio P, Ciancio JE (2019) Diet composition of expanding breeding populations of the Magellanic Penguin. *Marine Biology Research* 15: 84–96. <https://doi.org/10.1080/17451000.2019.1596286>
- Fogliarini CDO, Bugoni L, Haimovici M, Secchi ER, Cardoso LG (2019). High mortality of adult female Magellanic Penguins by gillnet fisheries in southern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29:1657–1664. <https://doi.org/10.1002/aqc.3143>
- Fox J, Weisberg S (2019) *An R Companion to Applied Regression*, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Fucks EE, Schnack EJ, Charó M (2012) Aspectos geológicos y geomorfológicos del sector N del Golfo San Matías, Río Negro, Argentina. *Revista de la Sociedad Geológica de España* 25:95–105
- García GO, 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. <https://doi.org/10.56178/eh.v22i1.770>
- García GO, Paterlini CA, Hernandez MM, Behotas RT, Favero M, 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. <https://doi.org/10.1638/2019-0012>
- García-Borboroglu P, Boersma PD, Ruoppolo V, Pinho-da-Silva-Filho R, Corrado-Adornes A, Conte-Sena D, Vellozo R, Myiaji-Kolesnikovas C, Dutra G, Maracini P, Carvalho-do-Nascimento C, Ramos-Júnior V, Barbosa L, Serra S (2010) Magellanic Penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin* 60:1652–1657. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.006>
- García-Borboroglu P, Pozzi LM, Parma AM, Dell'Arciprete P, Yorio P (2022) Population distribution shifts of Magellanic Penguins in northern Patagonia, Argentina: Implications for conservation and management strategies. *Ocean & Coastal Management* 226:106259. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106259>
- Geraci JR, Lounsbury VJ (2005) *Marine Mammals Ashore: A Field Guide for Strandings*. Second edition. Editorial National Aquarium in Baltimore. Baltimore, USA
- Gerzenstein E (1965) Aves de la costa marítima y orilla fluvial del Uruguay. *El Hornero* 10:235–246. <https://doi.org/10.56178/eh.v10i3.1319>
- Gómez-Laich A, Wilson RP, Sala JE, Luzenti A, Quintana F (2015) Moving northward: comparison of the foraging effort of Magellanic Penguins from three colonies of northern Patagonia. *Marine Biology* 162:1451–1461. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2681-1>
- González JF, Sánchez-Carnero N, Frere E, Yorio P, Ciancio JE (2024) Developing $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ isoscapes using whole blood from Magellanic Penguins, *Spheniscus magellanicus*. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 38:e9860. <https://doi.org/10.1002/rcm.9860>
- González-Zevallos D, Yorio P (2006) Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316:175–183
- Gownaris NJ, Boersma PD (2019) Sex-biased survival contributes to population decline in a long-lived seabird, the Magellanic Penguin. *Ecological Applications* 29:e01826. <https://doi.org/10.1002/eap.1826>
- Gownaris NJ, García Borboroglu P, Boersma PD (2020) Sex ratio is variable and increasingly male biased at two colonies of Magellanic Penguins. *Ecology* 101:e02939. <https://doi.org/10.1002/ecy.2939>
- Gross J, Ligges U (2015) nortest: Tests for Normality. R package version 1.0-4. <https://CRAN.R-project.org/package=nortest>
- Haman KH, Norton TM, Ronconi RA, Nemeth NM, Thomas AC, Courchesne SJ, Segars A, Keel MK (2013) Great shearwater (*Puffinus gravis*) mortality events along the eastern coast of the United States. *Journal of Wildlife Diseases* 49:235–245. <https://doi.org/10.7589/2012-04-119>
- Hamel NJ, Burger AE, Charleton K, Davidson P, Lee S, Bertram DF, Parrish JK (2009) Bycatch and beached birds: assessing mortality impacts in coastal net fisheries using marine bird strandings. *Marine Ornithology* 37:41–60
- Hedd A, Gales R, Brothers N (1998) Reliability of morphometric measures for determining the sex of adult and fledging shy albatrosses, *Diomedea cauta*, in Australia. *Wildlife Research* 25:69–79. <https://doi.org/10.1071/WR96121>
- 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, Argentina
- Kassambara A (2023) rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests. R package version 0.7.2. <https://CRAN.R-project.org/package=rstatix>
- Kokot R, Salminci J, Luna F, Tunstall C (2013) Retroceso costero y su relación con parámetros geotec-

- tónicos. Las Grutas, Río Negro. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente* 30:53–66
- Korschenewski P (1975) Contribución al estudio del Pingüino Común o Magallánico (*Spheniscus magellanicus*). *El Hornero* 11:320–321. <https://doi.org/10.56178/eh.v11i4.1267>
- Kühn S, van Franeker JA (2020) Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin* 151:110858. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110858>
- Mace GM, Baillie JE (2007) The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology* 21:1406–1413. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00830.x>
- Mäder A, Sander M, Casa Jr. G (2010) Ciclo sazonal de mortalidade do pingüim-de-Magalhães, *Spheniscus magellanicus* influenciado por fatores antrópicos e climáticos na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18:228–233
- Marques FP, Cardoso LG, Haimovici M, Bugoni L (2018) Trophic ecology of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) during the non-breeding period. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 210:109–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.06.001>
- Narosky S, Fiameni MA (1986) Aves pelágicas en Costa Bonita, Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 12:281–285. <https://doi.org/10.56178/eh.v12i4.1176>
- Petry MV, 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
- Petry MV, Fonseca VSS, Jost, AH (2004). Registro de Pinguins de Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) mortos no Rio Grande do Sul. *Acta Biologica Leopoldensia* 26:139–144
- Pinto MBLC, Siciliano S, Di Benedetto 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. <https://doi.org/10.5038/2074-1235.35.1.724>
- Piola AR, Scasso LM (1988) Circulación en el Golfo San Matías. *Geoacta* 15:33–51
- Pizá VM, Pereyra PJ, Seco Pon JP (2025) Spatial and temporal variation of beached birds in coastal northern Argentine Patagonia. *Marine Ornithology* 53:103–114. <https://doi.org/10.5038/2074-1235.53.1.1620>
- Prado JH, Daudt NW, Perez MS, Castilho PV, Monteiro DS (2022) Intensive and wide-ranging beach surveys uncover temporal and spatial stranding patterns of marine megafauna. *ICES Journal of Marine Science* 80:492–506. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac119>
- Pütz K, Schiavini A, Raya Rey A, Lüthi BH (2007) Winter migration of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the southernmost distributional range. *Marine Biology* 152:1227–1235. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0770-5>
- R Core Team (2024) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ramos da Silva R, Pereira J, Tanajura CAS, Lentini CAD, Cirano M, Dee Boersma P, Rodrigues RR (2012) Occurrence of Magellanic Penguins along the Northeast Brazilian coast during 2008 austral winter. *The Scientific World Journal* 2012:686184. <https://doi.org/10.1100/2012/686184>
- Rebstock GA, García Borboroglu P, Boersma PD (2022) Variability in foraging range and direction among colonies in a widespread seabird, the Magellanic Penguin. *Frontiers in Marine Science* 9:815706. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.815706>
- Reis EC, Aires RM, Moura JF, Matias CAR, Tavares M, Ott PH, Siciliano S, 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. <https://dx.doi.org/10.4238/2011.December.5.7>
- Roletto J, Mortenson K, Harrauld I, Hall J, Grella L (2003) Beached bird surveys and chronic oil pollution in Central California. *Marine Ornithology* 31:21–28
- Romero MA, Svendsen G, Arias M, González R (2021) Varamiento masivo de delfines comunes *Delphinus delphis* en la Bahía de San Antonio. Informe Técnico N°05/2021, San Antonio Oeste, Argentina
- Saad JF, Narvarte MA, Abrameto MA, Alder VA (2019) Drivers of nano- and microplanktonic community structure in a Patagonian tidal flat ecosystem. *Journal of Plankton Research* 41:621–639. <https://dx.doi.org/10.1093/plankt/fbz045>
- Savigny C, Carbajal M (2015) El albatros corona blanca (*Thalassarche steadi*) (Falla, 1933) en la República Argentina. Primer registro confirmado por espécimen y notas sobre su distribución e identificación en el campo. *Nótulas Faunísticas* 180:1–9
- Scherer JFM, Scherer AL, 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 P, Raya Rey A, Boersma PD (2005) Los pingüinos de las costas argentinas: estado poblacional y conservación. *El Hornero* 20:5–23. <https://doi.org/10.56178/eh.v20i1.816>
- Scolaro JA (1987) Sexing fledglings and yearlings of Magellanic Penguins by discriminant analysis of morphometric measurements. *Colonial Waterbirds* 10:50–54. <https://doi.org/10.2307/1521230>
- Scolaro JA, Hall MA, Ximenez IM (1983) The Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*): Sexing adults by discriminant analysis of morphometric characters. *The Auk* 100:221–224
- Seco Pon JP, Álvarez VA, Nicolini AT, Rosenthal AF, García GO (2023) Ingestion of marine debris by juvenile Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) in wintering grounds of coastal Argentina. *Marine Pollution Bulletin* 193:115247. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115247>

doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115247

- Seco Pon JP, Copello S, Moretinni A, Lértora HP, Bruno I, Bastida J, Mauco L, 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. <https://dx.doi.org/10.1071/MF12312>
- Seco Pon JP, García GO (2022) Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la costa norte de Argentina: ¿evidencias de un sesgo sexual en aves juveniles varadas?. *El Hornero* 37:65–77. <https://doi.org/10.56178/eh.v37i1.362>
- Silva AL, Siles L, Cardona L, Tavares E, Crespo E, 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. <https://doi.org/10.56178/eh.v30i2.582>
- Skewgar E, Simeone A, Boersma PD (2009) Marine reserve in Chile would benefit penguins and ecotourism. *Ocean & Coastal Management* 52:487–491. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2009.07.003>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.024>
- Tamini LL, Dellacasa RF (2009) Project Seabird Argentina: Conservation through community involvement, final report. British Petroleum Conservation Programme. <https://www.conservationleadershipprogramme.org/project/project-seabirds-argentina/>
- Tamini LL, Perez JE, Chiamonte GE, Cappozzo HL (2002) Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus* and fish as bycatch in the cornalito *Sorgentia incisa* fishery at Puerto Quequén, Argentina. *Atlantic Seabirds* 4:109–114
- Tavares DC, Moura JF, Merico A, Siciliano S (2020) Mortality of seabirds migrating across the tropical Atlantic in relation to oceanographic processes. *Animal Conservation* 23:307–319. <https://doi.org/10.1111/acv.12539>
- Tavares Nunes G, da Rosa Leal G, da Silva Barreto J, Mäder A, Ochotorena de Freitas TR, Dias Lopes D, 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. <https://doi.org/10.2307/2265653>
- Trathan PN, García-Borboroglu P, Boersma D, Bost CA, Crawford RJ M, Crossin GT, Cuthbert RJ, Dann P, Davis LS, de la Puente S, Ellenberg U, Lynch HJ, Mattern T, Pütz K, Seddon PJ, Trivelpiece W, Wiencke BC (2015) Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. *Conservation Biology* 29:31–41. <https://doi.org/10.1111/cobi.12349>
- Vanstreels RET, Adornes AC, Canabarro PL, Ruoppolo V, da Silva-Filho RP, Catão-Dias JL (2013) Female-biased mortality of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) on the wintering grounds. *Emu – Austral Ornithology* 113:128–134. <https://doi.org/10.1071/MU12060>
- Vanstreels RET, Adornes AC, Ruoppolo V, Canabarro PL, Silva-Filho RP, Catão-Dias JL (2011) Gender determination from morphometrics in migrating Magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus*. *Marine Ornithology* 39:215–220
- Villanueva C, Walker B, Bertellotti M (2012) A matter of history: Effects of tourism on physiology, behaviour and breeding parameters in Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) at two colonies in Argentina. *Journal of Ornithology* 153:219–28. <https://dx.doi.org/10.1007/s10336-011-0730-1>
- Wagner EL, Frere E, Boersma PD (2023) Changing course: Relocating commercial tanker lanes significantly reduces threat of chronic oiling for a top marine predator. *Marine Pollution Bulletin* 193:115195. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115195>
- Walker BG, Boersma PD, Wingfield JC (2005a) Physiological and behavioral differences in Magellanic Penguin chicks in undisturbed and tourist-visited locations of a colony. *Conservation Biology* 19:1571–1577. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00104.x>
- Walker BG, Wingfield JC, Boersma PD (2005b) Age and food deprivation affects expression of the glucocorticosteroid stress response in the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) chicks. *Physiological and Biochemical Zoology* 78:78–89. <https://doi.org/10.1086/422769>
- Wickham H, Averick M, Bryan J, Chang W, McGowan LD, François R, Golemund G, Hayes A, Henry L, Hester J, Kuhn M, Pedersen TL, Miller E, Bache SM, Müller K, Ooms J, Robinson D, Seidel DP, Spinu V, Takahashi K, Vaughan D, Wilke C, Woo K, Yutani H (2019) Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software* 4:1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>
- Wickham H, Bryan J (2023) readxl: Read Excel Files. R package version 1.4.3. <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>
- Williams TD, 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, Quintana F (2019) Female-biased stranding in Magellanic Penguins. *Current Biology* 29:R1–R15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2018.11.023>
- Yorio P, Quintana F, Dell’Arciprete, P, González-Zevallos, D (2010) Spatial overlap between foraging seabirds and trawl fisheries: implications for the effectiveness of a marine protected area at Golfo San Jorge, Argentina. *Bird Conservation International* 20:320–334. <https://doi.org/10.1017/S0959270910000286>
- Zar JH (1999) *Bioestatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey



DIALECTOS DE CANTO DEL CHINGOLO (*Zonotrichia capensis*) AL NORTE Y AL SUR DE LA LAGUNA MAR CHIQUITA, PROVINCIA DE CÓRDOBA, ARGENTINA

Song dialects of the Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*) north and south of Laguna Mar Chiquita, Córdoba Province, Argentina

Agustin I. Casale^{1*}, Darío A. Lijtmaer¹ & Pablo L. Tubaro¹

¹División Ornitología, Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia” (MACN-CONICET). Av. Angel Gallardo 470, 1405 CABA, Argentina

*agustinivancasale@gmail.com

RESUMEN: Los cantos de muchas especies de aves varían entre sitios dando origen a dialectos. Se describe por primera vez la variación del canto del Chingolo (*Zonotrichia capensis*) en el Parque Nacional Ansenzuza, Provincia de Córdoba. Para ello se grabaron durante 2024 y 2025 los cantos espontáneos de los chingolos de la localidad de Isla Larga y se los complementó con aquellos existentes en las principales bibliotecas de sonido (Macaulay Library y Xeno-Canto). El análisis cualitativo de los mismos mostró que los cantos de Isla Larga poseen una variante única de trino que incluye al final una nota tonal no modulada y de baja frecuencia que jamás ha sido registrada en la Argentina. Esta variante también se observó en el departamento de Mitre, en la provincia de Santiago del Estero. Estos cantos difieren además en sus variables acústicas de aquellos grabados al sur de la laguna, en la localidad de Miramar. En particular, los cantos del norte (Isla Larga/Mitre) poseen trinos significativamente más rápidos (con menor separación temporal entre notas), con mayor número de notas y frecuencias y anchos de banda menores que los de Miramar. Se discuten los posibles factores que podrían haber originado estas diferencias, así como sus implicancias para la comunicación a larga distancia.

PALABRAS CLAVE: adaptación acústica, aprendizaje, Chingolo, dialectos, Parque Nacional Ansenzuza, variación vocal

ABSTRACT: Songs of many bird species vary among sites, giving rise to dialects. Here, we describe for the first time the song variation of the Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*) in Ansenzuza National Park, Córdoba Province. To this end, spontaneous songs of sparrows were recorded in 2024 and 2025 in the locality of Isla Larga and supplemented with existing recordings from major sound libraries (Macaulay Library and Xeno-Canto). A qualitative analysis revealed that the songs from Isla Larga have a unique trill variant that ends with an unmodulated, low-frequency tonal note that has never been recorded before in Argentina. This variant has also been detected in Mitre Department, in Santiago del Estero province. These songs also differ acoustically from those recorded south of the lagoon, in the locality of Miramar. In particular, the northern songs (Isla Larga/Mitre) feature significantly faster trills (with shorter temporal intervals between notes), a greater number of notes, lower frequencies and narrower bandwidths than those from Miramar. We discuss possible factors that may have given rise to these differences, as well as their implication for long-distance communication.

KEYWORDS: acoustic adaptation, Ansenzuza National Park, dialects, learning, Rufous-collared Sparrow, vocal variation

Muchas especies de aves presentan variaciones locales de canto que reciben genéricamente el nombre de dialectos (Mundinger 1982). Entre ellas se destaca el Chingolo (*Zonotrichia capensis*), ya que posee un complejo sistema de dialectos cuya distribución y características parecen estar asociadas al ambiente en el que habitan (Nottebohm 1969, 1975, Handford 1981, Handford & Loughheed 1991, Tubaro et al. 1993). El canto del Chingolo está formado por dos partes: una introducción o “tema” compuesto por un número variable de notas silbadas, y un “trino” final que consiste en la repetición más o menos rápida de una nota con una pronunciada modulación descendente de frecuencia. La separación temporal entre puntos equivalentes de dos notas consecutivas del trino es lo que se denomina intervalo de trino, y es la principal característica que diferencia los dialectos de canto de esta especie, ya que todos los Chingolos de una población comparten intervalos de trino similares (Nottebohm 1969, 1975). En contraposición, la introducción del canto suele ser particular de cada individuo, con una cantidad y configuración de notas propia (Nottebohm 1969, 1975).

Existen evidencias experimentales que sugieren que gran parte de las características del canto de esta especie, en particular aquellas que definen sus dialectos, son resultado del aprendizaje por imitación de modelos de canto que los pichones escucharían durante un período sensible durante las primeras semanas de vida (Egli 1971, Tubaro et al. 1997). Esta capacidad de aprendizaje vocal por imitación está presente en otras especies del género *Zonotrichia*, y ha sido particularmente bien estudiada en el Chingolo de Corona Blanca (*Zonotrichia leucophrys*) a partir de los trabajos de Marler & Tamura (1964) y Marler (1970). Que el canto sea aprendido se considera fundamental para explicar cómo se originan, mantienen y cambian los dialectos a través del tiempo, e incluso para entender cómo podrían estar adaptados a las características acústicas del ambiente. Hansen (1979) propuso que el ambiente actuaría como filtro de los cantos que mejor se propagan por el ambiente (a mayor distancia y con un mínimo de degradación) y que serían así los más copiados por los pichones durante el proceso de aprendizaje. Esto llevaría en principio a la evolución, a través de un proceso de selección cultural, de formas de canto adaptadas a la acústica de cada ambiente. También permitiría predecir la posibilidad de que elementos heteroespecíficos puedan ser incorporados dentro del repertorio (Handford & Nottebohm 1976, Nottebohm 1985), así como la generación de nuevas variantes debido a errores en el proceso de copia o a la improvisación vocal que puedan dar lugar a nuevas

tradiciones dentro de una población y a cambios en los dialectos a través del tiempo (para una revisión reciente del tema ver Williams 2021).

Estudios previos han mostrado que los dialectos de los Chingolos que habitan zonas boscosas suelen poseer intervalos de trino mayores que los de zonas abiertas (Nottebohm 1969, 1975, Handford 1981, Handford & Loughheed 1991, Tubaro et al. 1993), y se especula que estas diferencias podrían ser adaptaciones para la comunicación a distancia en ambientes con diferentes propiedades acústicas. En ambientes boscosos (cerrados) la acumulación de ecos por efecto de la reflexión de sonidos sobre las diferentes superficies (ramas, troncos, hojas) constituye la principal fuente de degradación de la señal, por lo que poseer trinos con notas más separadas reduciría la posibilidad de que los ecos de una nota se superpongan con el comienzo de la siguiente. En cambio, en zonas abiertas, la principal distorsión se produce por las fluctuaciones aleatorias de amplitud que resultan de la interacción del sonido con las heterogeneidades móviles del ambiente (celdas de aire en movimiento con diferentes condiciones de temperatura y humedad). Esto favorecería el uso de trinos con una alta tasa de repetición que garanticen que al menos una parte de la señal llegue al receptor con una amplitud adecuada (Wiley & Richards 1978, Richards & Wiley 1980). Otros aspectos a tener en cuenta tienen que ver con las frecuencias que mejor se propagan a distancia en cada ambiente (Marten & Marler 1977), así como el efecto de los perfiles de ruido propios de cada zona que pueden interferir o enmascarar las señales (Brumm & Zollinger 2013, Wiley 2015) o incluso el tamaño corporal por el efecto que puede tener sobre las variables de frecuencia y amplitud de la señal (Ryan & Brenowitz 1985). La Hipótesis de Adaptación Acústica (HAA, Morton 1975) plantea que las vocalizaciones que utilizan los organismos para comunicarse a grandes distancias en cada ambiente están adaptadas para propagarse minimizando la atenuación, degradación y enmascaramiento que pudieran sufrir durante la transmisión. De esto se deriva que, si los ambientes difieren en sus propiedades acústicas, los sonidos empleados por los organismos que habitan en ellos tenderán a ser distintos, y estas diferencias deberían corresponderse con las que mejoran su propagación a distancia en cada uno de ellos.

La mayoría de los estudios sobre dialectos en el Chingolo se concentran en la región del noroeste argentino y al este de la Provincia de Buenos Aires (Nottebohm 1969, 1975, Handford 1981, 1988, Tubaro

et al. 1993, García et al. 2015), aunque existe cierta información previa sobre otras áreas de Argentina, incluyendo el noroeste y sur de Córdoba (Nottebohm 1969, 1975, Handford 1988). Sin embargo, no existen datos acerca de los patrones de variación geográfica del canto en el noreste de la provincia mediterránea, incluyendo el Parque Nacional Ansenuza. Por esta razón, el objetivo del presente trabajo es analizar los cantos del Chingolo en el área, comparando las poblaciones existentes al norte de la Laguna Mar Chiquita (Destacamento Isla Larga), con aquellas situadas al sur de la misma, próximas a la localidad de Miramar.

MÉTODOS

El trabajo de campo se llevó a cabo en torno al Destacamento Isla Larga del Parque Nacional Ansenuza (30°20'S, 63°16'O, Fig. 1), al norte de la Laguna Mar Chiquita, en la provincia de Córdoba. Si bien la caracterización general del área corresponde al bosque chaqueño, es un ambiente complejo con varias comu-

nidades vegetales diferentes. En particular, alrededor del Destacamento de Isla Larga las comunidades dominantes son el bosque de transición y arbustales, y arbustales halófilos (Bucher 2019).

Se grabaron las vocalizaciones espontáneas (sin uso de playback) de un total de 11 Chingolos adultos durante dos períodos consecutivos, en marzo de 2024 (3 individuos) y abril de 2025 (8 individuos), empleando las aplicaciones móviles RØDE Rec LE v2.9.43 y Merlin (Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY). Estas vocalizaciones fueron depositadas en la Colección Nacional de Sonidos Naturales del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Dado que los Chingolos cantan únicamente dentro de sus territorios, para evitar la repetición de individuos se siguió el criterio de Nottebohm (1969) de no grabar individuos situados a menos de 50 m de distancia, excepto que estuvieran cantando simultáneamente y por lo tanto pudieran asignarse las vocalizaciones a cada individuo.

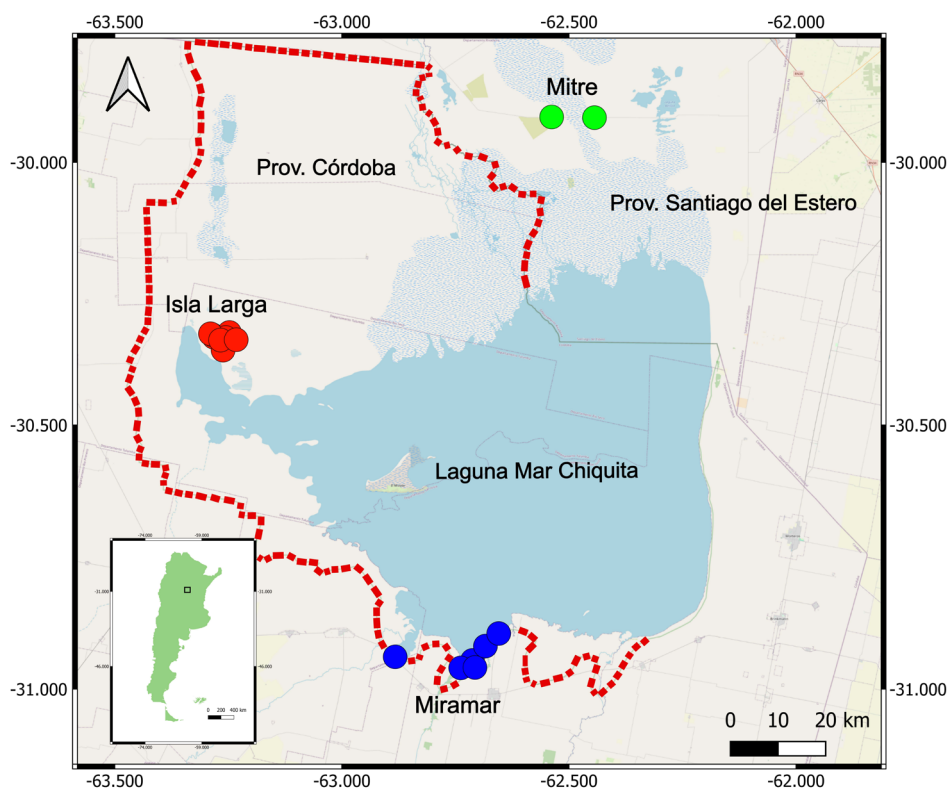


Figura 1. Mapa del área de estudio en torno a la Laguna Mar Chiquita, en el noreste de la Provincia de Córdoba, en el que se muestra la ubicación de los ejemplares analizados. Al norte se encuentra la localidad de Isla Larga, donde se grabaron 11 ejemplares (puntos rojos), a los que se le sumaron 2 provenientes del Departamento de Mitre (puntos verdes) en la Provincia de Santiago del Estero. Los puntos azules corresponden a 7 individuos próximos a la localidad de Miramar, al sur de la laguna. Los registros de estas últimas dos localidades fueron obtenidos de dos de los principales repositorios internacionales de sonidos naturales (Macaulay Library y Xeno-canto). La línea roja punteada muestra los límites del Parque Nacional Ansenuza.

Con el objetivo de incrementar el conjunto de datos, se realizó una búsqueda en Xeno-Canto y en la Macaulay Library of Natural Sounds de registros cercanos a la Laguna Mar Chiquita. De esta manera se incorporaron por un lado dos registros provenientes del Departamento de Mitre (Santiago del Estero), que se sumaron a los grabados en Isla Larga, y por otra parte siete grabaciones provenientes de la localidad de Miramar, al sur de la laguna (Fig. 1, Tabla S1).

Dado que el canto del Chingolo es estereotipado, se seleccionó y analizó una única vocalización por individuo, eligiéndose la de mejor calidad en términos

de su relación señal/ruido. Para ello se realizaron espectrogramas con el programa Raven Pro 1.6 (Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY), empleando la función de ventana “Hanning”, un tamaño de ventana de 512 muestras, un ancho de banda de 124 Hz y la opción de esquema de colores “Cool”.

Sobre cada espectrograma y empleando el cuadro de selección del Raven Pro se midieron las variables acústicas del tema y del trino: frecuencias máximas (FMAX), mínimas (FMIN), la duración (ΔT) y el número de notas (NN). Adicionalmente, las frecuencias enfatizadas (FENF) y los percentiles de frecuencia del 5%

Tabla 1. Medias $\pm$ desviación estándar para las diferentes variables acústicas medidas sobre los cantos de los Chingolos del dialecto del norte de Mar Chiquita (Isla Larga/Mitre) y del sur (Miramar). Se presentan además los resultados del test U de Mann-Whitney correspondiente, resaltando en negritas aquellos que presentan diferencias significativas. Las variables de frecuencia están expresadas en Hertz y las variables de tiempo en milisegundos.

Abreviaciones: FMIN = frecuencia mínima, FMAX = frecuencia máxima, ΔF = ancho de banda, F5% = frecuencia 5%, F95% = frecuencia 95%, $\Delta F90\%$ = ancho de banda del 90%, FENF = frecuencia enfatizada, NN = número de notas, ΔT = duración, IT = intervalo de trino.

Variable	Tema				Trino			
	Isla Larga / Mitre (n=13)	Miramar (n=7)	U	p	Isla Larga / Mitre (n=13)	Miramar (n=7)	U	p
FMIN	2864 $\pm$ 338	3469 $\pm$ 338	10	0.006	3449 $\pm$ 69	3437 $\pm$ 125	45	1
FMAX	6377 $\pm$ 718	5769 $\pm$ 466	67	0.096	5686 $\pm$ 318	6378 $\pm$ 351	7	0.003
ΔF	3514 $\pm$ 901	2300 $\pm$ 556	77	0.014	2237 $\pm$ 322	2941 $\pm$ 358	6	0.002
F5%	3749 $\pm$ 315	3935 $\pm$ 289	26	0.131	3633 $\pm$ 90	3762 $\pm$ 166	22.5	0.071
F95%	5741 $\pm$ 388	5377 $\pm$ 375	73	0.032	5193 $\pm$ 291	5802 $\pm$ 296	5.5	0.002
$\Delta F90\%$	1991 $\pm$ 473	1442 $\pm$ 384	74	0.026	1560 $\pm$ 299	2040 $\pm$ 314	11.5	0.008
FENF	4935 $\pm$ 726	4721 $\pm$ 637	53.5	0.552	4262 $\pm$ 626	4882 $\pm$ 555	20	0.047
NN	3.38 $\pm$ 0.65	3.00 $\pm$ 0.00	59.5	0.125	9.23 $\pm$ 1.79	4.29 $\pm$ 1.38	88.5	< 0.001
ΔT	849 $\pm$ 107	897 $\pm$ 145	0.72	0.407	510 $\pm$ 116	463 $\pm$ 222	57	0.383
IT	-	-	-	-	62 $\pm$ 6	141 $\pm$ 21	0	< 0.001

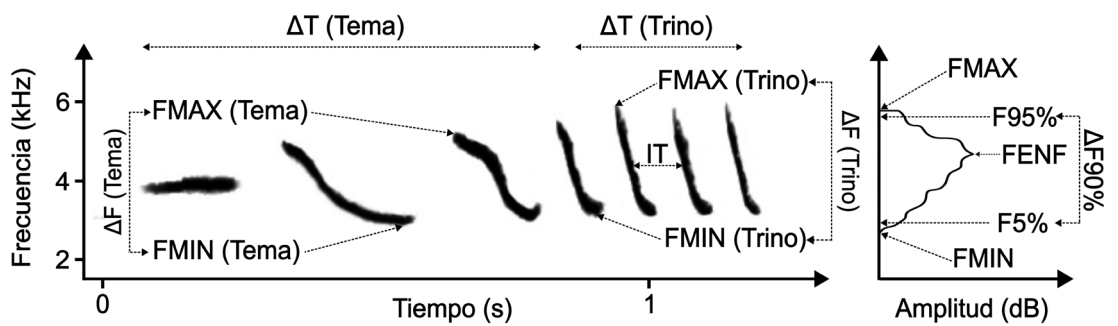


Figura 2. Sonograma (izquierda) y espectro de potencia (derecha) de un canto típico de Chingolo (*Zonotrichia capensis*) que ilustran sus partes principales, el tema y el trino, y esquematizan las variables acústicas analizadas en este estudio.

(F5%) y 95% (F95%) se extrajeron automáticamente por el programa. La FENF es aquella frecuencia que concentra la mayor energía, F5% es la frecuencia por debajo de la cual solo el 5% de la energía de la señal está presente, mientras que F95% representa aquella frecuencia por debajo de la cual el 95% de la energía de la señal está concentrada. De esta manera, la F5% y F95% constituyen formas alternativas y objetivas de estimar las frecuencias mínimas y máximas de la señal, respectivamente. Se calculó también el ancho de banda (ΔF) y el ancho de banda del 90% ($\Delta F_{90\%}$) como las diferencias $F_{MAX} - F_{MIN}$ y $F_{95\%} - F_{5\%}$, respectivamente. Finalmente, para estimar el intervalo de trino (IT), dividimos la duración del trino (medida desde el punto medio de la primera nota hasta el punto medio de la última) sobre NN del trino - 1 (ver Fig. 2).

En primer lugar, se evaluó la homocedasticidad y normalidad de los datos tanto de forma gráfica como estadística (pruebas de Levene y Shapiro, respectivamente). Dado que algunas de las variables no cumplieron con alguno de estos supuestos, se aplicó el test no paramétrico U de Mann-Whitney para analizar las diferencias entre grupos (Isla Larga/Mitre vs. Miramar). Todos los análisis se realizaron en R v4.5.0 (R Core Team 2021) mediante RStudio v2023.06.1 (RStudio Team 2020), utilizando los paquetes *readxl*, *dplyr*, *tidyr* y *purrr*.

RESULTADOS

Al analizar las vocalizaciones a nivel cualitativo, se destacó la presencia de una nota tonal y de baja frecuencia al final del trino en 11 de los 13 cantos registrados al norte de la laguna Mar Chiquita (Isla Larga/Mitre), la cual no se encontró al sur de la misma (Miramar) ni en ningún otro dialecto de canto presente en Argentina. La presencia de dicha nota puede observarse en la Fig. 3, que muestra un conjunto de cantos representativos de los Chingolos tanto del norte como del sur de la laguna.

El análisis cuantitativo de las variables vocales, por su parte, mostró diferencias consistentes y significativas entre los cantos al norte y al sur de la laguna (Tabla 1). En particular, los cantos de Isla Larga/Mitre presentaron trinos significativamente más rápidos (menores IT), con más notas y con menores frecuencias máximas, enfatizadas y anchos de banda que los de Miramar (Mann-Whitney U test, $p \leq 0.05$ en todos los casos).

Las introducciones mostraron diferencias menos consistentes entre ambas áreas, difiriendo significativamente solo en algunas características acústicas, debido a la mayor variabilidad que existe entre los temas de los diferentes individuos. Específicamente, las introducciones de Isla Larga/Mitre presentaron menores frecuencias mínimas ($U = 10$, $p = 0.006$), mayores frecuencias del 95% ($U = 73$, $p = 0.032$) y fre-

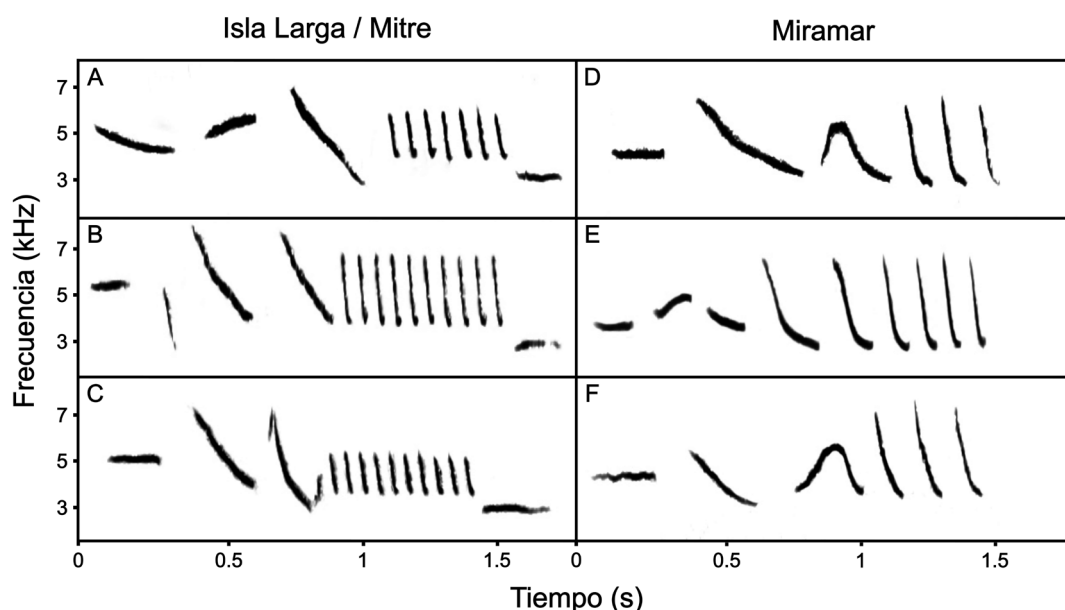


Figura 3. Sonogramas de los cantos de seis individuos representativos de los dialectos de cada área. La columna de la izquierda (sonogramas A, B y C) corresponde a cantos del dialecto del norte de Mar Chiquita (Isla Larga y Mitre), mientras que la columna de la derecha (sonogramas D, E y F) muestra cantos del dialecto del sur de la laguna (Miramar). Nótese que al final del trino en los sonogramas A, B y C aparece la nota breve característica del dialecto del norte. Otras diferencias fácilmente observables incluyen trinos más rápidos (con menor separación entre las notas), mayor número de notas, y frecuencias y anchos de banda menores en el dialecto del norte con respecto al dialecto del sur.

cuencias máximas marginalmente superiores ($U = 67$, $p = 0.096$) con respecto a los cantos de Miramar. Esto determinó a su vez anchos de banda (ΔF y $\Delta F90\%$) mayores en las áreas del norte de Mar Chiquita con respecto a las del sur ($U \geq 74$, $p \leq 0.026$).

DISCUSIÓN

Este estudio evidenció la existencia de diferencias significativas entre los cantos de los Chingolos que habitan al norte y al sur de la Laguna Mar Chiquita. Estas diferencias se concentraron principalmente en las variables acústicas del trino, que es la porción del canto que define los dialectos de esta especie. En particular, los cantos de los Chingolos del norte tuvieron trinos más rápidos (con menores intervalos de trino), frecuencias mínimas, máximas y enfatizadas menores y anchos de banda más estrechos que los del sur. Asimismo, presentaron una nota extra al final del trino que no se ha registrado en ningún otro sitio de Argentina y posiblemente en ningún otro sitio de la distribución de esta especie (Nottebohm 1969, 1975, King 1972, 1974, Handford & Loughheed 1991, Tubaro et al. 1993, Lijtmaer & Tubaro 2007), con la única posible excepción reportada de la provincia de Arauco en el centro de Chile (Egli 1971). Lamentablemente, no existen cantos disponibles de dicha zona en las principales bibliotecas de sonidos naturales que permitan confirmar o descartar esta posibilidad. En consecuencia, sería deseable obtener grabaciones de esa región trasandina, comprendida entre la desembocadura del Río Pilpilco y las Caletas Quidico y Tirúa (Egli 1971), así como también aumentar y extender el muestreo de los Chingolos del noreste de Córdoba y sureste de Santiago del Estero para evaluar la real extensión de la población que agrega esta nota final del canto. Tampoco sabemos de qué manera el dialecto de trinos lentos y agudos presentes al sur de la Laguna Mar Chiquita se conecta por el oeste y el este con el dialecto hallado al norte de la laguna, ni si este contacto se relaciona con el tipo de ambiente actual o histórico existente en la zona.

Por otro lado, gran parte de los ambientes circundantes a la laguna Mar Chiquita han experimentado importantes cambios a lo largo de los años como consecuencia de las variaciones de su nivel de agua (Pagot et al. 2014, Bucher 2019). Si bien no existen datos al respecto, este patrón de cambios podría generar una dinámica de extinción local y recolonización de los ambientes periódicamente inundables en torno a la laguna, particularmente en su sector norte, capaz

de producir por efecto fundador nuevos dialectos. En otras palabras, cuando disminuye el nivel de la laguna y se incorporan nuevas áreas habitables para el Chingolo, la inmigración de un pequeño número de ejemplares portadores de una variante particular de canto podría establecer una nueva población con canto diferenciado. Asimismo, la inmigración de una cantidad reducida de individuos podría facilitar la incorporación, por aprendizaje, de notas presentes en los cantos de otras especies simpátricas comunes en la zona, una posibilidad que ha sido mencionada anteriormente para otras regiones de Argentina (Handford & Nottebohm 1976, Handford 1981, Nottebohm 1985).

Esta dinámica de extinción local y recolonización ha sido propuesta también para explicar el mosaico de dialectos del Chingolo de Corona Blanca existente en el área de la bahía de San Francisco, California. En este caso, sin embargo, el motor del proceso es el fuego, y no el agua. Esto se debe a que, tras la quema de parches de vegetación arbustiva de la zona, los Chingolos de Corona Blanca la recolonizan, originando cada vez una nueva tradición vocal (Baker 1975, Baptista 1975). Cabe mencionar que no podemos descartar que el fuego tenga también un papel en la variación geográfica del canto del Chingolo en Ansenuza, ya que la vegetación en torno a la laguna Mar Chiquita también está, y ha estado, sujeta a incendios tanto naturales como de origen antrópico (Bucher 2019) capaces de generar extinciones locales seguidas de recolonización.

Aunque los rangos de variación del trino, principalmente en lo referido al intervalo entre sus notas, están dentro de los valores observados en otras zonas del país ocupadas por ambiente de espinal y de estepa herbácea pampeana (60-140 ms), se observa una inversión del patrón esperado de acuerdo a la Hipótesis de Adaptación Acústica. Decimos esto porque la población del norte, donde hay bosque chaqueño (ambiente boscoso bajo y xeromórfico) posee trinos más rápidos que los de la estepa herbácea (o el agroecosistema) predominante al sur del área de estudio. Este patrón recuerda al presente en la transición entre la pampa austral y el espinal en la región de las lagunas de Chasicó y Guatraché, al suroeste de la provincia de Buenos Aires y el sureste de la provincia de La Pampa, respectivamente (Tubaro & Segura 1994, Lijtmaer & Tubaro 2007).

Si bien es prematuro extraer conclusiones sobre el efecto de las características de estas variaciones del canto sobre la comunicación a distancia hasta tanto no se realicen experimentos de propagación del canto y de playback en los diferentes ambientes del Parque Nacional, es importante notar que otros fac-

tores ambientales aparte del tipo de vegetación actual pueden estar contribuyendo a las diferencias entre los dialectos del norte y del sur. En particular, se ha mencionado la posibilidad de que las características y distribución de los dialectos del Chingolo reflejen la vegetación original del área y no la actual (Handford 1988, Handford & Loughheed 1991), que evidentemente ha sufrido cambios importantes por acción antrópica especialmente en la zona este y sur del área de estudio, donde la agricultura está más desarrollada (Bucher et al. 2006, Bucher 2019).

Es interesante destacar que, tal como describen Bucher et al. (2006), la vegetación original en torno a la laguna Mar Chiquita era el bosque xeromórfico tipo chaqueño, que se desarrollaba en las zonas más altas y menos inundables. Esto implicaría que originalmente el dialecto presente actualmente en el norte debería estar presente alrededor de toda la laguna. Sin embargo, a partir de la segunda mitad del siglo XIX, este bosque comenzó a desaparecer rápidamente al sur y este de Mar Chiquita, primero con el aumento de la actividad forestal y ganadera, y más recientemente con el desarrollo de la agricultura. Probablemente debido a que al oeste y norte de la laguna las tierras poseen menor aptitud para la producción agropecuaria, estos sectores fueron afectados en menor medida y de forma más lenta, por lo que han conservado mejor el bosque nativo. Es de esperar que estos cambios ambientales hayan tenido un efecto sobre los dialectos del Chingolo en la zona, por lo que podríamos especular que la aparición al sur de cantos de trinos lentos y de altas frecuencias acústicas podría ser una novedad desarrollada en tiempos recientes a partir de la transformación del ambiente chaqueño original y su reemplazo por un agroecosistema más abierto. También podemos predecir que el dialecto del sur debería estar presente al este de Mar Chiquita, ya que ambas áreas han sufrido una transformación ambiental similar.

En definitiva, este primer estudio de los patrones de variación de canto del Chingolo en el Parque Nacional Ansenuza y sus áreas cercanas ha revelado la existencia de al menos dos dialectos en la zona, y ha abierto una serie de interrogantes relacionados con los mismos que incentivarán la realización de nuevas observaciones y experimentos en los años venideros.

AGRADECIMIENTOS

Queremos expresar nuestro agradecimiento al personal de guardaparques y brigadistas del Parque Nacional Ansenuza, quienes nos brindaron su colabo-

ración durante los experimentos de grabación. Agradecemos también a Aves Argentinas por el acceso al predio de La Cristiandad, a la Macaulay Library del Cornell Lab of Ornithology, a Xeno-Canto y a las personas que contribuyeron con sus grabaciones a dichos repositorios de sonido (mencionadas en la Tabla S1). Este estudio fue realizado con el apoyo del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y el Centre for Biodiversity Genomics de la Universidad de Guelph, Canadá.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Baker MC (1975) Song dialects and genetic differences in White-crowned Sparrows (*Zonotrichia leucophrys*). *Evolution* 29:226-241. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1975.tb00203.x>
- Baptista LF (1975) Song dialects and demes in sedentary populations of the White-crowned Sparrow (*Zonotrichia leucophrys nuttalli*). *University of California Publications in Zoology* 105:1-52
- Brumm H, Zollinger SA (2013) Avian vocal production in noise. Pp.187-227 en Brumm H (ed) *Animal communication and noise*. Springer Science & Business Media. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-41494-7>
- Bucher EH (2019) The Mar Chiquita Salt Lake (Córdoba, Argentina). Pp. 1-149. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-15812-5>
- Bucher EH, Marcellino AJ, Ferreyra CA, Molli ÁF (2006) Historia del poblamiento humano. Pp. 15-27 en Bucher EH (ed) *Bañados del Río Dulce y Laguna Mar Chiquita*. Córdoba-Argentina. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba-Argentina
- Egli W (1971) Investigaciones sobre el canto de *Zonotrichia capensis chilensis* (Meyen) (Aves, Passeriformes). *Boletín Museo Nacional de Historia Natural* 32:173-190. <https://doi.org/10.54830/bmnhn.v32.1971.557>
- García NC, Arrieta RS, Kopuchian C, Tubaro PL (2015) Stability and change through time in the dialects of a Neotropical songbird, the Rufous-collared Sparrow. *Emu-Austral Ornithology* 115(4):309-316. <https://doi.org/10.1071/MU14099>
- Handford P (1981) Vegetational correlates of variation in the song of *Zonotrichia capensis*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 8:203-206. <https://doi.org/10.1007/BF00299831>
- Handford P (1988) Trill rate dialects in the rufous-collared sparrow, *Zonotrichia capensis*, in northwestern Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 66(12):2658-2670. <https://doi.org/10.1139/z88-391>
- Handford P, Loughheed SC (1991) Variation in duration and frequency characters in the song of the rufous-collared sparrow, *Zonotrichia capensis*, with respect to habitat, trill dialects and body size. *The Con-*

- doi 93(3):644-658. <https://doi.org/10.2307/1368196>
- Handford P, Nottebohm F (1976) Allozymic and morphological variation in population samples of Rufous-collared Sparrows, *Zonotrichia capensis*, in relation to vocal dialects. *Evolution* 30:802-817. <https://doi.org/10.2307/2407819>
- Hansen P (1979) Vocal learning: its role in adapting sound structures to long distance propagation, and a hypothesis on its evolution. *Animal Behaviour* 27:1270-1271. [https://doi.org/10.1016/0003-3472\(79\)90073-3](https://doi.org/10.1016/0003-3472(79)90073-3)
- King JR (1972) Variation in the song of the rufous-collared sparrow, *Zonotrichia capensis*, in northwestern Argentina. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 30(4):344-373. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1972.tb00863.x>
- King JR (1974) Notes on geographical variation and the annual cycle in Patagonian populations of the Rufous-collared Sparrow *Zonotrichia capensis*. *Ibis* 116(1): 74-83. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919x.1974.tb00224.x>
- Lijtmaer DA, Tubaro PL (2007) A reversed pattern of association between song dialects and habitat in the rufous-collared sparrow. *The Condor* 109(3):658-667. <https://doi.org/10.1093/condor/109.3.658>
- Marler P (1970) A comparative approach to vocal learning: Song development in White-crowned Sparrows. *Journal of Comparative and Physiological Psychology Monograph* 71:1-25. <https://doi.org/10.1037/h0029144>
- Marler P, Tamura M (1964) Culturally transmitted patterns of vocal behavior in sparrows. *Science* 146:1483-1486. <https://doi.org/10.1126/science.146.3650.1483>
- Marten K, Marler P (1977) Sound transmission and its significance for animal vocalization: I. Temperate habitats. *Behavioral ecology and sociobiology* 2:271-290. <https://doi.org/10.1007/bf00299740>
- Morton ES (1975) Ecological sources of selection on avian sounds. *American Naturalist* 109:17-34. <https://doi.org/10.1086/282971>
- Mundinger PC (1982) Microgeographic and macrogeographic variation in the acquired vocalizations of birds. Pp 147-208 en: Kroodsma DE, Miller EH, Ouellet H (eds) *Acoustic communication in birds*. Vol 2. Academic Press, New York, London
- Nottebohm F (1969) The song of the chingolo, *Zonotrichia capensis*, in Argentina: Description and evaluation of a system of dialects. *The Condor* 71(3):299-315. <https://doi.org/10.2307/1366306>
- Nottebohm F (1975) Continental patterns of song variability in *Zonotrichia capensis*: some possible ecological correlates. *The American Naturalist* 109(970):605-624. <https://doi.org/10.1086/283033>
- Nottebohm F (1985) Sound transmission, signal salience, and song dialects. *Behavioral and Brain Sciences* 8(1):112-113. <https://doi.org/10.1017/s0140525x00019919>
- Pagot M, Hillman G, Pozzi-Pacenza C, Gyssels P, Patalano A, Rodriguez A (2014) Elevación máxima del agua en la laguna Mar Chiquita, Córdoba, Argentina. *Tecnología y Ciencias del Agua* 5:119-133
- R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- RStudio Team (2020) RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA. URL <http://www.rstudio.com/>
- K Lisa Yang Center for Conservation Bioacoustics at the Cornell Lab of Ornithology (2014) Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software (Version 1.6) [Computer software]. Ithaca, NY: The Cornell Lab of Ornithology. Available from <https://www.ravensoundsoftware.com/>
- Richards DG, Wiley RH (1980) Reverberations and amplitude fluctuations in the propagation of sound in a forest: implications for animal communication. *American Naturalist* 115:381-399. <https://doi.org/10.1086/283568>
- Ryan MJ, Brenowitz EA (1985) The role of body size, phylogeny, and ambient noise in the evolution of bird song. *American Naturalist* 126:87-100
- Tubaro PL, Handford PT, Segura ET (1997) Aprendizaje del canto en el chingolo (*Zonotrichia capensis*). *El Hornero* 14(4):204-210. <https://doi.org/10.56178/eh.v14i4.965>
- Tubaro PL, Segura ET (1994) Dialect differences in the song of *Zonotrichia capensis* in the southern Pampas: a test of the acoustic adaptation hypothesis. *The Condor* 96(4):1084-1088. <https://doi.org/10.2307/1369117>
- Tubaro PL, Segura ET, Handford P (1993) Geographic variation in the song of the Rufous-collared Sparrow in eastern Argentina. *The Condor* 95(3):588-595. <https://doi.org/10.2307/1369603>
- Wiley RH (2015) *Noise Matters*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts; London, England
- Wiley RH, Richards DG (1978) Physical constraints on acoustic communication in the atmosphere. Implications for the evolution of animal vocalizations. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 3:69-94. <https://doi.org/10.1007/bf00300047>
- Williams H (2021) Mechanisms of cultural evolution in the songs of wild bird populations. *Frontiers in Psychology* 12:643343. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2021.643343>



ABUNDANCIA DEL FLAMENCO AUSTRAL (*Phoenicopterus chilensis*) EN EL SANTUARIO DE LA NATURALEZA HUMEDALES DEL RÍO MAULLÍN, SUR DE CHILE

Abundance of the Chilean Flamingo (*Phoenicopterus chilensis*) in the wetlands of the Maullin river nature sanctuary, southern Chile

Jaime A. Cursach*, Claudio Delgado, Luis Espinosa & Ana M. Pfeifer

Fundación Conservación Marina, Puerto Montt, Chile

*jcurval@gmail.com

RESUMEN: Los humedales costeros del río Maullín son una de las áreas de invernada más importantes para aves acuáticas y playeras en Chile. Allí se lleva adelante un monitoreo regular como parte de las contribuciones de la Fundación Conservación Marina para la creación y puesta en marcha del Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín (SNHRM). Aquí presentamos un análisis de los resultados del censo de flamencos australes (*Phoenicopterus chilensis*), entre los años 2015-2020, en tres humedales costeros del río Maullín. La abundancia del Flamenco Austral en el SNHRM fluctuó entre las diferentes estaciones climáticas. Las abundancias en otoño e invierno fueron mayores que en primavera y verano. Durante el período de estudio, la abundancia estacional de flamencos presentó un promedio de 46 individuos (mín= 8; máx= 138) en verano, 873 (mín= 157; máx= 1917) en otoño, 1065 (mín= 460; máx= 1869) en invierno y 97 (mín= 33; máx= 212) en primavera. Entre los tres humedales estudiados, el humedal de Amortajado presentó la mayor abundancia de flamencos, seguido por el humedal Las Lajas y Laguna Quenuir. Los resultados obtenidos proporcionan una línea de base para la evaluación de medidas de gestión del área natural protegida y el desarrollo de nuevas investigaciones.

PALABRAS CLAVE: *área natural protegida, aves acuáticas nómades, flamencos, monitoreo, sitios de invernada*

ABSTRACT: The coastal wetlands of the Maullin River are one of the most important wintering areas for migratory shorebirds in Chile. Regular monitoring is part of the contributions of the Fundación Conservación Marina for the creation and implementation of the Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín (SNHRM). We present an analysis of the results of the census of Chilean flamingos (*Phoenicopterus chilensis*), between 2015-2020, in three coastal wetlands of the Maullin River. The abundance of the Chilean Flamingo in the SNHRM fluctuated across different climatic seasons. The abundances of flamingos in autumn and winter were higher than in spring and summer. During the study period, the seasonal abundance of flamingos averaged 46 individuals (min= 8; max= 138) in summer, 873 (min= 157; max= 1917) in autumn, 1065 (min= 460; max= 1869) in winter, and 97 (min= 33; max= 212) in spring. Among the three wetlands studied, the Amortajado wetland presented the highest abundance of flamingos, followed by the Las Lajas wetland and Laguna Quenuir. Our results provide a baseline for evaluating the protected natural area's management plan and for developing new research.

KEYWORDS: *flamingos, monitoring, nomadic waterfowl, protected natural area, wintering sites*

Los humedales son ecosistemas vitales para la biodiversidad y proporcionan servicios ecosistémicos fundamentales, que lamentablemente se encuentran

bajo una presión creciente por amenazas antropogénicas y naturales (Mitsch et al. 2015). La pérdida y degradación de estos ecosistemas afecta directamente

a las especies que dependen de estos ambientes, en particular a las aves acuáticas migratorias, que utilizan diferentes humedales como zonas de descanso, alimentación y reproducción (Donnelly et al. 2020). Para contrarrestar estas amenazas y garantizar la conservación efectiva de los humedales y de las aves acuáticas, es crucial que la toma de decisiones se base en evidencias científicas (Sullivan & Fisher 2011).

Los flamencos mayores son un grupo de aves acuáticas nómades pertenecientes a la familia Phoenicopteridae, conformada por tres especies: el Flamenco Común (*Phoenicopus roseus*), el Flamenco Caribeño (*Phoenicopus ruber*) y el Flamenco Austral (*Phoenicopus chilensis*) (BirdLife International 2024, Derlindati et al. 2024). El Flamenco Austral destaca por ser una especie que tolera los entornos fríos, habitando lagunas saladas, dulceacuícolas, humedales costeros y marinos desde el sur de Perú y Brasil, hasta el extremo sur de la Patagonia (BirdLife International 2024). La historia natural de esta especie se caracteriza por una temporada reproductiva que ocurre desde noviembre hasta abril, en humedales de los altos Andes y zonas bajas de Argentina, donde construye sus nidos y realiza la puesta habitualmente de un huevo (Caziani et al. 2007, Chiale et al. 2021). Luego de la temporada reproductiva, estas aves emprenden vuelo hacia los humedales que son sus sitios de invernada, ubicados en zonas bajas y costeras de Argentina, Uruguay, Brasil y Chile (Von Meyer & Espinosa 1998, Caziani et al. 2007, Polla et al. 2018).

El VI Censo Simultáneo Internacional de Flamencos Altoandinos, realizado en el verano del año 2020 en más de 500 humedales de Argentina, Bolivia, Chile y Perú, registró un total de 515 530 individuos de Flamenco Austral (Marconi et al. 2020). La mayoría de la población de Flamenco Austral se encuentra en Argentina, seguida por Bolivia y Perú, registrando las menores abundancias en Chile (Marconi et al. 2020).

En Chile, el Flamenco Austral posee dos categorías de conservación vigente: Vulnerable y Rara (entre las regiones de Coquimbo y Los Lagos) (MMA 2024). Sus principales amenazas son la pérdida y destrucción del hábitat (por extracción de aguas, actividades mineras, agrícolas y turismo), la recolección de huevos, la caza y la presencia de perros asilvestrados (MMA 2024). Con respecto a su situación poblacional, destaca la existencia de importantes sitios de reproducción en los salares de Surire, Tara, Pujsa, Huasco y Atacama, todos ubicados en la zona norte del país (Rodríguez 2005, Caziani et al. 2007). Recientemente (temporada 2020-21), se registró la nidificación de un pequeño

grupo de flamencos en la estepa patagónica, en la comuna de San Gregorio, Región de Magallanes (Matus et al. 2021). Para el país, se ha propuesto la existencia de dos subpoblaciones de Flamenco Austral, una ubicada en la zona norte (conocida como Puna) y otra en la zona sur (conocida como Patagonia), que eventualmente podrían conectarse a través de los humedales costeros de la zona centro-sur del país (Rodríguez 2005). Estos humedales también son sitios de invernada y presentan evidencias de redistribución interanual de individuos entre los distintos estuarios (Estades et al. 2008).

La Región de Los Lagos (40-43°S) se ubica en la Patagonia Norte chilena, y en sus costas existen distintos humedales marinos y estuarinos que son reconocidos como sitios de importancia para la conservación de aves acuáticas y playeras migratorias (Von Meyer & Espinosa 1998, Delgado et al. 2022a). De estos sitios, los humedales costeros del río Maullín (41°S) corresponden a uno de los lugares con mayor diversidad de aves acuáticas en el litoral de Chile (Delgado et al. 2022b). Esto argumentó su reconocimiento legal como Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín, área natural protegida por el Estado de Chile y para la cual el Flamenco Austral es un objeto de conservación (Cursach & Delgado 2023). Esta área protegida se compone por diferentes tipos de humedales, algunos de los cuales son áreas de invernada para el Flamenco Austral, pero hasta la fecha se carece de información sobre su abundancia poblacional.

El monitoreo es la colección repetitiva de información en el tiempo, sobre indicadores o variables que permiten dar a conocer el estado de las áreas naturales protegidas y los cambios que ocurren como respuesta a los procesos de manejo (WCS 2020). Por esta razón, el objetivo del presente trabajo fue estimar la abundancia del Flamenco Austral en tres humedales costeros del Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín, entre los años 2015-2020. Esto con la finalidad de proporcionar una línea de base para la evaluación de medidas de gestión del área natural protegida y el desarrollo de investigación aplicada.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres humedales costeros dentro del Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín (en adelante: SNHRM) (Fig. 1). Estos humedales son sitios de alta importancia para la conservación de aves acuáticas residentes y migratorias

(Delgado et al. 2022b). El régimen local de mareas es del tipo semidiurno y las mareas alcanzan una amplitud promedio de dos metros (Westermeyer et al. 1991). Para una descripción más detallada del SNHRM revisar el libro de Cursach & Delgado (2023). A continuación se entrega una breve descripción de cada humedal.

El humedal de Amortajado (584 ha) se origina del encuentro entre el río San Pedro de Nolasco y el gran estuario del río Maullín. En la zona alta del río San Pedro se conforma una extensa planicie intermareal (de hasta 1 km) influenciada por el ciclo de mareas, cuyo entorno es un paisaje rodeado por dunas, pajonales y praderas. En el sitio se desarrollan cultivos de algas, actividades de pesca artesanal y turismo.

El humedal Las Lajas (70.4 ha) se origina del encuentro entre el río Las Lajas y el estuario del río Quenuir, conformando un ambiente de pradera inundable vinculada a una planicie intermareal y diferentes bancos de arena en momentos de marea baja. En el sitio se desarrolla turismo y ocurre pastoreo esporádico de ganado bovino. Este humedal se ubica 11 km

al norte del humedal de Amortajado.

Humedal Laguna Quenuir (10.6 ha) es una laguna rodeada por totorales, pajonales y bosque de mirtáceas, con influencia marina en momentos de marea alta. En el sitio se desarrolla turismo y ocurre pastoreo esporádico de ganado bovino. Esta laguna se ubica 0.8 km al sur del humedal Las Lajas.

Desarrollo metodológico

Desde el verano 2015 al otoño 2020, realizamos conteos del número de flamencos presentes en los tres humedales, mediante la técnica de puntos fijos de observación con distancia variable (Bibby et al. 2000). A partir de otoño 2018, en el humedal de Amortajado se cambió a la técnica de transecto de observación con ancho variable (Bibby et al. 2000), mediante una navegación que permitió acceder a la porción sur del humedal, recorriendo una extensión de 4 km. Todas estas actividades las desarrollamos cuidadosamente sin interferir con los comportamientos naturales de los flamencos.

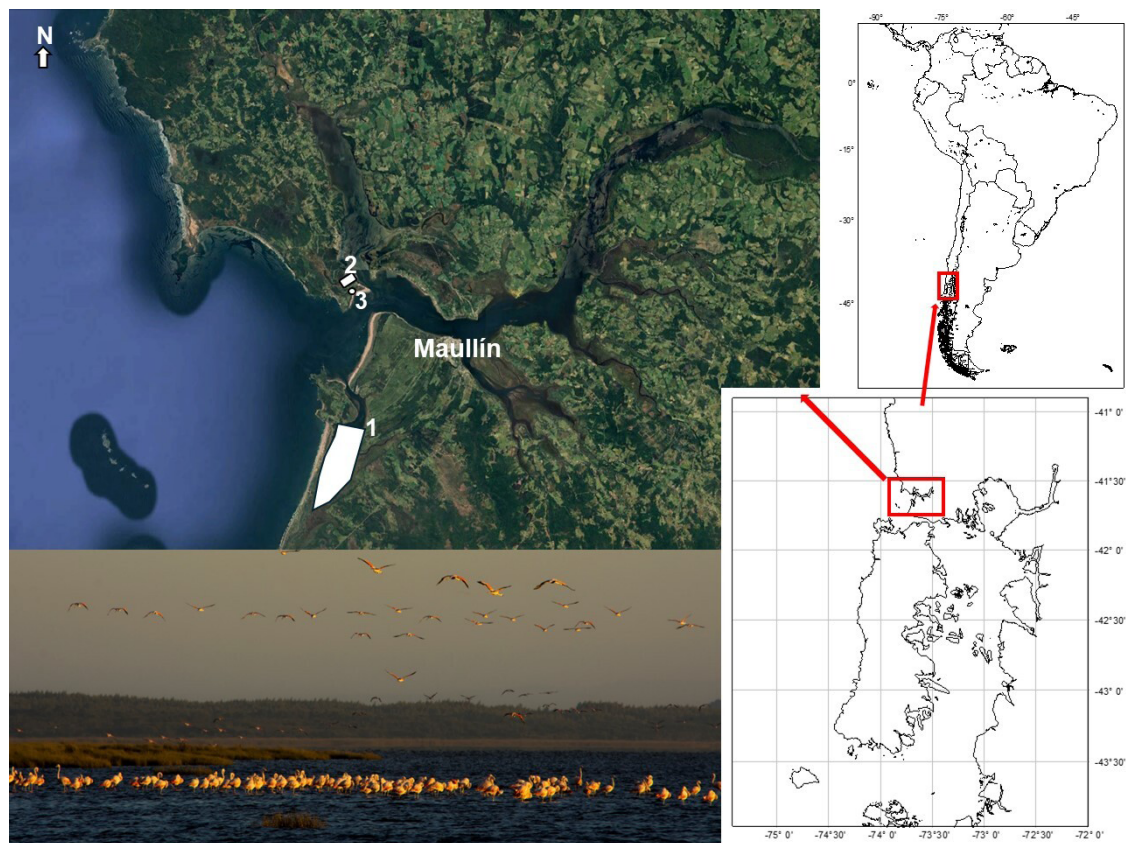


Figura 1. Ubicación geográfica del Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín, en la Región de Lagos, sur de Chile. En detalle, se indica la ubicación de los humedales costeros estudiados, donde: 1= Amortajado, 2= Las Lajas, 3= Laguna Quenuir.

Se realizaron dos conteos por estación climática (verano, otoño, invierno y primavera), entre las 10:00 y 14:00 h, totalizando 44 muestreos por humedal. Todos los conteos fueron realizados en momentos de marea alta y con buena visibilidad. Dada la alta movilidad del flamenco, tuvimos especial atención en sus desplazamientos grupales dentro de cada sitio, evitando el recuento de individuos. El tiempo de observación en cada punto fijo fue de 20 minutos, mientras que en el transecto de navegación fue de 40 minutos. La cercanía entre los humedales de Las Lajas y Laguna Quenuir (< 1km) nos permitió que, luego de terminar el conteo de flamencos en un lugar, nos trasladáramos inmediatamente al otro sitio a realizar el conteo respectivo. Los conteos en el humedal de Amortajado fueron realizados en otro día. Para apoyar nuestras observaciones usamos binoculares (10x50) y un telescopio (20-60x80).

Para el análisis de la información utilizamos las abundancias máximas observadas en cada humedal y estación climática. Se construyó una tabla ordenada

por año, estación climática, humedal y abundancia máxima observada de flamencos. Mediante la prueba H de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$) se compararon las diferencias en la abundancia de flamencos entre las distintas estaciones climáticas y humedales. Se realizaron comparaciones post-hoc mediante la prueba de Dunn con Corrección de Bonferroni, identificando diferencias específicas entre los grupos comparados. Todos los cálculos estadísticos fueron realizados con el programa computacional en línea VassarStats (Lowry 2023).

RESULTADOS

Entre el verano 2015 y el otoño 2020, observamos como la abundancia de flamencos fluctuó en el SN-HRM (Fig. 2). Esta dinámica en el tiempo presentó diferencias estacionales significativas en la abundancia de flamencos ($H = 38,22$; $df = 3$; $p < 0,001$). En otoño e invierno se registraron abundancias significativamente mayores que en primavera y verano ($p < 0,01$ en todos los casos).

Con respecto a la abundancia estacional de flamencos durante los cinco años de estudio, se estimó un promedio de 46 individuos (mín= 8; máx= 138) en verano, 873 (mín= 157; máx= 1917) en otoño, 1065 (mín= 460; máx= 1869) en invierno y 97 (mín= 33; máx= 212) en primavera (Tabla 1).

La comparación de la abundancia de flamencos entre los tres humedales presentó diferencias significativas ($H = 20,95$; $df = 2$; $p < 0,001$). La abundancia de flamencos en el humedal de Amortajado fue significativamente mayor que en Las Lajas ($p < 0,01$) y Laguna Quenuir ($p < 0,001$).

La abundancia anual de flamencos presentó un promedio de 395 individuos (mín= 108; máx= 716)

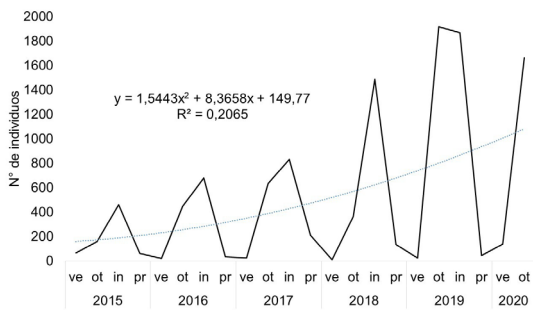


Figura 2. Abundancias máximas de Flamenco Austral registradas desde el verano 2015 a otoño 2020 en el Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín, sur de Chile. Donde, ve= verano, ot= otoño, in= invierno, pr= primavera. La línea de tendencia polinómica de orden 2 presentó el mejor ajuste a la fluctuación de los datos.

Tabla 1. Abundancias máximas registradas de Flamenco Austral durante diferentes estaciones climáticas en el Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín, sur de Chile. Donde, AM= humedal de Amortajado, LA= humedal Las Lajas, QU= Laguna Quenuir. Las líneas (-) hacen referencia a que no se realizaron las visitas.

Año	Verano			Otoño			Invierno			Primavera		
	AM	LA	QU	AM	LA	QU	AM	LA	QU	AM	LA	QU
2015	25	25	15	110	45	2	280	180	0	15	40	8
2016	8	0	11	420	28	0	520	158	0	27	2	4
2017	4	0	18	41	593	0	625	187	21	185	19	8
2018	0	8	0	250	102	11	850	612	25	110	25	0
2019	18	6	0	1615	290	12	1200	650	19	31	14	0
2020	120	18	0	1250	400	12	-	-	-	-	-	-

en el humedal de Amortajado, 173 (mín= 63; máx= 267) en Las Lajas y 11 (mín= 7; máx= 12) en Laguna Quenuir (Tabla 1). A partir de invierno 2017, en el humedal Las Lajas se observa un incremento en la abundancia de flamencos (Tabla 1). Mientras que en Amortajado, desde el otoño 2018 se observa un incremento en la abundancia de flamencos (Tabla 1), que coincide con el aumento del esfuerzo de muestreo.

DISCUSIÓN

La abundancia del Flamenco Austral en el área de estudio (SNHRM) fluctuó entre las diferentes estaciones climáticas. Las abundancias en otoño e invierno fueron mayores que en primavera y verano. Entre los tres humedales estudiados, el humedal de Amortajado presentó la mayor abundancia de flamencos, seguido por el humedal Las Lajas y Laguna Quenuir.

Nuestros resultados permiten reconocer al Flamenco Austral como un visitante invernal en el SNHRM. Esto concuerda con lo descrito por Von Meyer & Espinosa (1998) en las provincias de Llanquihue y Chiloé, donde el flamenco es un visitante de invierno, fiel a sus sitios tradicionales, pudiendo también desplazarse a humedales cercanos. En general, los flamencos comienzan a llegar en número reducido durante febrero, arribando la mayoría en mayo, permaneciendo en la zona hasta septiembre, momento en que migran hacia sus sitios de nidificación (Von Meyer & Espinosa 1998). Se especula que estas aves anidan en lagunas cordilleranas ubicadas en la vertiente Argentina de la cordillera de Los Andes, en las provincias de Neuquén, Río Negro, Chubut y Santa Cruz (Chiale et al. 2021, Sosa et al. 2022). Sin embargo, el origen de estos flamencos continúa siendo una incógnita. Por esta razón, las medidas de gestión del SNHRM requieren de respuestas sobre preguntas científicas a nivel poblacional de los flamencos, como: ¿dónde anidan los flamencos que invernan en los humedales marinos de la zona?, ¿son estos flamencos parte de una gran población que inverna en los humedales marinos de la Patagonia Norte chilena, o hay diferentes poblaciones?, ¿cuáles son las variables que influyen en los tiempos de llegada y partida en los sitios de invernada?

Nuestro trabajo constituye la primera línea de base sobre la abundancia de flamencos en el SNHRM. Existe poca información publicada sobre la abundancia de flamencos en humedales marinos de la región, lo que dificulta realizar comparaciones con los resultados obtenidos. El trabajo de Von Meyer & Espinosa

(1998) es la principal referencia, en la cual ellos documentaron la abundancia de flamencos en diferentes humedales marinos de Chiloé y la Provincia de Llanquihue. Entre los años 1990 y 1998, el sitio con mayor abundancia invernal de flamencos fue el humedal marino de Putemún (42°25,792'S; 73°44,341'O), con un promedio de 549 individuos, seguido por el humedal de Caulín (41°49,450'S; 73°37,574'O) y Lenqui (41°45,284'S; 73°38,867'O), con 208 y 172 individuos, respectivamente (Von Meyer & Espinosa 1998). En dicho trabajo no fueron considerados los humedales estudiados por la presente investigación. Nuestros resultados permiten estimar una abundancia invernal promedio de 1173 flamencos en el SNHRM, cifra destacable en relación a lo registrado por Von Meyer & Espinosa (1998) en diferentes humedales marinos de la región. Sin embargo, falta información actualizada que permita comparar las abundancias de flamencos entre diferentes sitios de la región. Futuros esfuerzos de investigación podrían desarrollar un programa de monitoreo simultáneo, y a largo plazo, para estimar la situación poblacional del Flamenco Austral en la Patagonia Norte chilena, y responder preguntas como: ¿dónde se concentra la mayor población de flamencos invernantes en la región?, ¿cuál es el grado de conectividad entre los distintos sitios de invernada de flamencos en la región?, ¿ocurren dinámicas espaciales de tipo metapoblacional?, ¿cómo afectan las fluctuaciones demográficas a esta dinámica?, ¿qué estrategias de manejo pueden ser más efectivas y sostenibles?

Dentro del SNHRM, el humedal de Amortajado presentó la mayor abundancia de flamencos, seguido por el humedal Las Lajas y Laguna Quenuir. El humedal de Amortajado posee una superficie considerablemente mayor que los otros humedales, también destaca por su difícil acceso que limita la ocurrencia de perturbaciones humanas en el lugar (Cursach & Delgado 2023). A partir del año 2018, en el humedal de Amortajado se observó un incremento en la abundancia de flamencos que coincidió con el aumento del esfuerzo de muestreo, al incorporar mediante navegación una extensa zona del humedal. Esto permitió conocer la relevancia que posee el humedal de Amortajado para la población de flamencos que invernan en el SNHRM. Sin dudas, la administración del SNHRM requiere desarrollar un programa de monitoreo a largo plazo, y en simultáneo, que permita estimar la situación poblacional del flamenco en el área protegida. Futuros esfuerzos de investigación aplicada a la gestión del SNHRM pueden enfocarse al estudio de los patrones de uso que realizan los flamencos en los diferentes

humedales y su relación con las fluctuaciones de las mareas, y la ocurrencia de amenazas o perturbaciones humanas en cada sitio.

La conservación del Flamenco Austral requiere ser abordada de manera integral considerando sus zonas de reproducción, rutas de vuelo y sitios de invernada, las diferentes interacciones ecológicas involucradas y las amenazas que ocurren en cada lugar. Para el caso del SNHRM, las principales amenazas para la conservación del Flamenco Austral son la contaminación hídrica, el desarrollo inmobiliario, el Visón Americano (*Neogale vison*), cambio climático, la tenencia irresponsable de mascotas y malas prácticas de turismo (Cursach & Delgado 2023). Esto ha llevado al desarrollo de acciones de manejo temprano orientadas a disminuir amenazas relacionadas con malas prácticas de turismo y la provisión de infraestructura para mitigar perturbaciones humanas en zonas de concentración de avifauna (Cursach & Delgado 2023).

Los hallazgos del presente estudio muestran la importancia de los humedales del SNHRM como sitio de invernada para el Flamenco Austral. También argumentan la necesaria implementación de un monitoreo a largo plazo de la abundancia de flamencos y su estructura poblacional, mediante censos simultáneos en el área protegida y otros sitios de la región.

AGRADECIMIENTOS

Los(as) autores(as) agradecen al International Conservation Fund of Canada por apoyar el financiamiento del programa de aves playeras migratorias de la Fundación Conservación Marina en los humedales de Maullín desde el año 2015 a la fecha. Al Manomet Center for Conservation Sciences y la Fundación David and Lucile Packard por su apoyo financiero al programa de monitoreo desde el año 2019 a la fecha. También al Flamingo Specialist Group Grants Fund, The British and Irish Association of Zoos and Aquariums (BIAZA) por el apoyo financiero para la ejecución del proyecto Flamingos of Northern Chilean Patagonia. Especiales agradecimientos a dos revisores anónimos de la revista.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Bibby C, Burgess N, Hill D, Mustoe S (2000) Bird census techniques. Academic Press, London
- BirdLife International (2024) IUCN Red List for birds. (URL: <http://datazone.birdlife.org/species/search/>)
- Caziani SM, Rocha O, Rodríguez E, Romano M, Derlindati EJ, Tálamo A, Ricalde D, Quiroga C, Contreras JP, Valqui M, Sosa H (2007) Seasonal distribution, abundance, and nesting of Puna, Andean, and Chilean flamingos. *Condor* 109: 276-287. <https://doi.org/10.1093/condor/109.2.276>
- Chiale MC, Pagano L, Imberti S (2021) Registros de nidificación del Flamenco Austral *Phoenicopiterus chilensis* en las provincias de Buenos Aires y Santa Cruz, Argentina. *El Hornero* 36: 131-137. <https://doi.org/10.56178/eh.v36i2.377>
- Cursach JA, Delgado C (eds.) (2023) Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín. Antecedentes para la protección de su patrimonio histórico y biocultural; una invitación a conocerlo, cuidarlo y defenderlo. Fundación Conservación Marina, Maullín
- Delgado C, Cursach JA, Espinosa L, Pfeifer A, Cárdenas J (2022a) Áreas de conservación para Zarapito de pico recto (*Limosa haemastica*) durante la temporada no reproductiva en el sur de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 57: 102-111. <https://doi.org/10.22370/rbmo.2022.57.2.3528>
- Delgado C, Espinosa L, Pfeifer A, Cárdenas-Véjar J, Cursach JA (2022b) Humedales costeros del río Maullín: uno de los lugares con mayor diversidad de aves acuáticas en Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 50: 1-16. <https://doi.org/10.22352/AIP202250001>
- Delgado C, Sepúlveda M, Álvarez R (2010) Plan de Conservación para las Aves Playeras Migratorias de Chiloé. The Nature Conservancy, Valdivia
- Derlindati, E, Arengo F, Michelutti M, Romano M, Sosa Fabre H, Ortiz E, Rocha O, Jahn A, Chanampa, M, Barberis I (2024) A review of the ecology and conservation of the Andean Flamingo *Phoenicoparus andinus* and Puna Flamingo *P. jamesi* in South America. *Bird Conservation International* 34: e37. <https://doi.org/10.1017/S0959270924000273>
- Donnelly J, King S, Silverman N, Collins D, Carreira-González E, Lafón-Terrazas A, Moore J (2020) Climate and human water use diminish wetland networks supporting continental waterbird migration. *Global Change Biology* 26: 2042-2059. <https://doi.org/10.1111/gcb.15010>
- Estades CF, Aguirre J, Camaño A (2008) Chilean Flamingos (*Phoenicopiterus chilensis*) in estuaries of central Chile. *Flamingo* 16: 50-54
- Lowry R (2023) VassarStats. Website for Statistical Computation. (URL: <http://vassarstats.net>)
- Marconi P, Arengo F, Castro A, Rocha O, Valqui M, Aguilar S, Barberis I, Castellino M, Castro L, Derlindati E, Michelutti M, Michelutti P, Moschione F, Musmeci L, Ortiz E, Romano M, Sosa H, Sepúlveda D, Sureda A (2020) Sixth International Simultaneous Census of three flamingo species in the Southern Cone of South America: Preliminary análisis. *Flamingo* e3: 67-75. <http://www.famingo-sg.org/famingo-2020>
- Matus R, Matus A, Matus A, Blank O (2021) Flamenco

- chileno (*Phoenicopterus chilensis*) nidificando en la Región de Magallanes, Chile. La Chiricoca 27: 5-9
- MMA (2024) Inventario Nacional de Especies de Chile. Ficha de especies. Ministerio de Medio Ambiente de Chile. Disponible en: <http://especies.mma.gob.cl/CNMWeb/Web/WebCiudadana/default.aspx>
- Mitsch W, Bernal B, Hernández M (2015) Ecosystem services of wetlands. International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management 11: 1-4. <https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1006250>
- Polla WM, di Pasquale V, Rasuk MC, Barberis I, Romano M, Manzo RA, Paggi JC, Farias ME, Contreras M, Devercelli M (2018) Diet and feeding selectivity of the Andean Flamingo *Phoenicoparrus andinus* and Chilean Flamingo *Phoenicopterus chilensis* in lowland wintering areas. Wildfowl 68: 3-29
- Rodríguez, E (ed) (2005) Flamencos altoandinos *Phoenicopterus andinus* (Philippi, 1854), *Phoenicopterus jamesi* (Sclater, 1886) y *Phoenicopterus chilensis* (Molina, 1782), en el Norte de Chile: Estado actual y plan de conservación. Corporación Nacional Forestal de Chile, Antofagasta
- Sosa LM, Robles FE, Condorí M, Krapovickas JI, Espinoza K (2022) Nidificación del flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*) en el Parque Nacional Patagonia, meseta del lago Buenos Aires, Santa Cruz, Argentina. Nuestras Aves 67: 128-129. <https://doi.org/10.56178/na.vi67.29>
- Sullivan C, Fisher D (2011) Managing wetlands: integrating natural and human processes according to law. Hydrological Sciences Journal 56: 1640-1655. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.630318>
- Von Meyer A, Espinosa L (1998) Situación del flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*) en Chiloé y sur de la Provincia de Llanquihue. Boletín Chileno de Ornitología 5: 16-20
- Westermeier R, Rivera PJ, Gómez I (1991) Cultivo de *Gracilaria chilensis* Bird, McLachlan y Oliveira, en la zona intermareal y submareal del Estuario Cariquilda, Maullín, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 64: 307-321
- Wildlife Conservation Society WCS (2020) Documento de conceptualización del monitoreo en las Áreas Naturales Protegidas. Wildlife Conservation Society, Lima





SITUACIÓN REPRODUCTIVA DEL FLAMENCO CHILENO (*Phoenicopterus chilensis*) EN EL PERÚ

Breeding status of Chilean Flamingo (*Phoenicopterus chilensis*) in Peru

Enver Ortiz^{1,2}, Pablo Martínez³, Frank Suarez⁴, Eduardo Elias^{4,5}, Winy Arias⁴, Kenny Caballero Marchan^{6,7}, César Luque-Fernández⁷ & Luis Villegas Paredes⁷

¹Centro de Ornitología y Biodiversidad - CORBIDI. Santa Rita 105, Of. 202, Huertos de San Antonio, Santiago de Surco, Lima, Perú

²Grupo de Conservación Flamencos Altoandinos - GCFA

³Asociación Líderes del Desierto – Estuario de Virrilá, Sechura, Piura, Perú

⁴Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado - SERNANP, Calle Diecisiete 355, Urb. El Palomar, San Isidro, Lima, Perú

⁵Programa de Investigación de Ecología y Biodiversidad, Asociación ANDINUS, Calle Miguel Grau 370, Sicaya, Huancayo, Junín, Perú

⁶Centro de Estudios y Promoción del Desarrollo del Sur – DESCOSUR, Calle Málaga Grenet 678, Umacollo, Arequipa, Perú

⁷Universidad Nacional San Agustín de Arequipa, Calle San Agustín 108, Cercado, Arequipa, Perú

*eortiz@corbidi.org

RESUMEN: El Flamenco Chileno o Austral (*Phoenicopterus chilensis*) o conocido localmente como Parihuana, Pariona o Paruela se distribuye principalmente en el Perú a lo largo de lagos, lagunas y humedales altoandinos desde el lago Titicaca (Puno) hasta el lago Junín o Chinchaycocha (Junín), mientras que en la zona costera desde los humedales de Ite (Tacna) hasta los manglares de Tumbes, frontera con Ecuador. En este trabajo, reportamos cinco localidades como sitios reproductivos históricos, así como recientes donde se han reportado eventos reproductivos del Flamenco Chileno. Primero, en los humedales de Ite, segundo en la laguna Salinas (Arequipa), tercero en la laguna Yaurihuirí (Ayacucho), cuarto el lago Junín y el quinto y más importante en la laguna La Niña (Piura) este último lugar con una abundancia de cerca de 15.000 individuos y hasta de 7.000 polluelos, considerándose actualmente como el principal núcleo reproductivo de la especie en el Perú y el más septentrional en toda la distribución de la especie.

PALABRAS CLAVE: *distribución septentrional, ecología reproductiva, núcleo reproductivo, Phoenicopteridae*

ABSTRACT: The Chilean Flamingo (*Phoenicopterus chilensis*), locally known as Parihuana, Pariona or Paruela is found along the Peruvian Andean lakes, lagoons and wetlands from Lake Titicaca in Puno to Junín or Chinchaycocha lake in Junín Department, and along the seacoast from the Ite wetlands in Tacna to the Tumbes mangroves near the border with Ecuador. Here we report on five historical and recent localities as breeding sites in Peru, the first in the Ite wetlands, the second in Lake Salinas (Arequipa), the third in Lake Yaurihuirí (Ayacucho), the fourth Lake Chinchaycocha, and the fifth and the most important being the La Niña lagoon (Piura), where we recorded at least 15.000 individuals and approximately 7.000 chicks. The latter is currently considered to be the main breeding site for Chilean Flamingo in Peru and the most northerly throughout its range.

KEYWORDS: *boreal distribution, breeding site, breeding ecology, Phoenicopteridae*

El Flamenco Chileno *Phoenicopterus chilensis* (Molina 1782) es la especie dentro de la familia de los flamencos sudamericanos con mayor rango de distribución, desde las costas de Ecuador hacia el sur, a través de los Andes principalmente de Perú, Bolivia y Chile, y por tierras altas y bajas hasta la Patagonia, incluyendo varios sitios en la costa del Pacífico. En la costa del océano Atlántico, se distribuye desde el sur de Argentina, por Uruguay y hasta el sur de Brasil (del Hoyo et al. 2020). A lo largo y amplio de su distribución, el Flamenco Chileno ocupa gran diversidad de ecosistemas desde los típicos salares altoandinos cerca de los 4500 msnm, así como también lagunas altoandinas, puneñas y de tierras bajas, mientras que en la costa se encuentran en marismas intermareales, humedales naturales y artificiales, y hasta en las desembocaduras de ríos (Fjeldsø & Krabbe 1990, del Hoyo et al. 2020).

La reproducción del Flamenco Chileno es conocida e intermitente en al menos quince lugares en Argentina: un altoandino, once en tierras bajas y tres costeros (Rodríguez 2005, Petracci et al. 2020, Chiale et al. 2021), en Bolivia cuatro altoandinos (Rodríguez 2005, Lee et al. 2011), en Chile once altoandinos y un costero (Rodríguez 2005, Pantoja & Barros 2018, Matus 2021) e inclusive se han reportado al menos dos intentos en pleno chaco paraguay, en el 2000 (De la Peña 2010) y en el 2024 (H. del Castillo *com. pers.*). En tanto, en el Perú solamente se reconocían dos sitios como históricos: uno costero, los humedales de Ite (Vizcarra 2014) y otro altoandino, la laguna Junín o Chinchaycocha (Medrano & Chamorro 2010). Existe poca información sobre otros dos: un altoandino, la laguna Salinas en Arequipa (Luque-Fernández et al. 2021) y uno costero, reportado al norte del Perú, la laguna La Niña (More et al. 2020).

La regularidad de la reproducción del Flamenco Chileno en los Andes casi siempre está asociada a la temporada húmeda o de lluvias (verano austral), la que suele ocurrir entre diciembre y marzo de cada año (Ramírez 2006). Sin embargo, en la costa peruana parece presentar sus particularidades, aconteciendo también en verano, pero extendiéndose hasta junio en el sur del país en Ite (Tacna) (Vizcarra 2014), mientras que, en el norte, en Piura, ocurre a partir de junio/julio hasta septiembre (More et al. 2020). Esto debido a que los requerimientos hídricos de los que depende la especie para iniciar la temporada reproductiva en esta última localidad estarían asociados al drenaje de aguas provenientes de la irrigación del río Piura (Rajchl et al. 2010) o a precipitaciones excepcionales

como las del fenómeno de El Niño (More et al. 2020).

El objetivo de este trabajo es dar a conocer en detalle los registros históricos sobre reproducción del Flamenco Chileno en el Perú, así como también dar a conocer los últimos eventos reproductivos no publicados y otros recientemente observados, tanto en la costa como en la región andina del Perú.

MÉTODOS

Áreas de estudio

Los datos, tanto históricos (publicados) como actuales (no publicados o en manos de terceros) provienen de cinco sitios, dos de ellos localizados en la costa peruana, al sur del país cerca de la frontera con Chile, los Humedales de Ite (17°53'07"S, 71°00'09"O; 3 msnm), y otro ubicado en la costa norte del país en el desierto de Sechura, laguna La Niña (5°43'37"S, 80°37'08"O, 1msnm). Los otros tres sitios se localizan en los Andes, uno en el centro del país, dentro de la Reserva Nacional de Junín, la laguna del mismo nombre o también conocida como Chinchaycocha (11°01'12"S, 76°06'27"O; 4085 msnm), el segundo en el centro sur de los Andes, laguna Yaurihuirí (14°37'9"S, 73°57'10"O; 4385 msnm) en la región de Ayacucho y el último localizado al sur de los Andes, laguna Salinas (16°22'05"S, 71°08'09"O; 4300 msnm) dentro de la Reserva Nacional Salinas y Aguda Blanca en la región de Arequipa.

Definimos grupos etarios según Chiale et al. (2021), los polluelos se caracterizan por presentar plumón blanco, patas rojo coral y pico recto color salmón en las primeras semanas de vida llegando hasta los tres meses con plumaje plumón gris/gris parduzco, patas grisáceas al igual que el pico con una ligera curvatura; y según Ortiz (2024), los juveniles presentan la cabeza, cuello y pecho de color entre gris parduzco claro y gris negruzco, las del cuerpo entre mostaza oliváceo y gris oscuro; la punta del pico es de color gris negruzco, el resto es de color cuerno al igual que el área loreal y el iris, la tibia y el tarso son gris oscuro en tanto que las articulaciones y pies son entre gris ahumado y gris negruzco. Y los adultos se caracterizan en etapas tempranas por exhibir un plumaje crema vináceo claro y salmón rosado claro; ya en la adultez plena pueden lucir un plumaje rosa salmón encendido con plumas escapulares de color escarlata o carmín, el pico ya presenta dos colores diferenciados con la punta negra y la base crema, en algunos casos de color anaranjado amarillento lo mismo que el iris, las patas tanto, el pie como las articulaciones

variaciones de color escarlata y la tibia y el tarso entre glauco y verde berilo.

Revisión de la literatura

Se realizó una búsqueda de registros reproductivos de *Phoenicopterus chilensis* en el país, utilizando las plataformas específicas como eBird (<https://ebird.org/>), iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>), además de académicas como Scopus (<https://www.scopus.com/>), Google Scholar (<https://scholar.google.com/>) y Web of Science (<https://www.webofscience.com/wos>). Para ello, se empleó una combinación de palabras clave que incluía el nombre científico de la especie junto con el operador booleano Y, el término 'Perú' y 'reproducción'. En el caso de Google Scholar, que genera resultados específicos, se revisaron los artículos presentes en las primeras 5 páginas. Finalmente se consultaron, según la pertinencia, bases de datos internos de programas de monitoreo de biodiversidad que se albergaban en oficinas gubernamentales *e.g.* SERNANP-RNJ.

RESULTADOS Y DISCUSION

Nidificación del Flamenco Chileno:

Se encontró información sobre la reproducción del Flamenco Chileno proveniente de tres lagunas altoandinas: Salinas (Arequipa), Yaurihuirí (Ayacucho) y Junín o Chinchaycocha (Junín), mientras que, en la costa se encontró esa información para dos sitios, los Humedales de Ite (Tacna) y Laguna La Niña (Piura) (Fig. 1). Presentamos los registros actuales no publicados de los últimos años, con su proveniencia (Tabla 1).

Tacna

Los Flamencos Chilenos comenzaron a ser reportados por primera vez a partir de julio de 2002 en los Humedales de Ite en Tacna ($17^{\circ}53'07''\text{S}$, $71^{\circ}00'09''\text{O}$; 3 msnm), en la costa sur del Perú (Vizcarra 2010). En años posteriores se registró la especie de forma continua en el área, con grupos que fueron aumentando en número con el tiempo, en algunos casos superando los 50 individuos (Vizcarra 2006, 2008; J. Vizcarra, *com. pers.*). El primer registro de reproducción en esta zona corresponde a los meses de febrero y abril del 2012, en el que ya se observaron polluelos y los que fueron incrementando hacia el mes de junio, marcando el inicio de la evidencia reproductiva de la especie en la costa del Perú (Vizcarra 2014). Posteriormente, se han reportado al menos dos eventos reproductivos

más. En abril del 2014 se observaron polluelos en el espejo de agua y lo mismo sucedió en el verano de 2022, aunque aquí solo fueron unos pocos polluelos (J. Vizcarra, *com. pers.*).

Arequipa

Ugarte-Núñez y Mosaurieta-Echegaray (2000) reportaron la presencia de nidos y huevos al suroeste de la laguna Salinas ($16^{\circ}22'05''\text{S}$, $71^{\circ}08'09''\text{O}$; 4.300 msnm) entre los años 1997 y 1998, aunque sin especificar cantidades precisas. Dos décadas después, entre febrero y marzo de 2018, se observaron por primera vez comportamientos de cortejo y reproducción en una colonia ($16^{\circ}21'26.47''\text{S}$, $71^{\circ}7'46.62''\text{O}$; 4312 msnm) ubicada en el norte de la laguna. En junio de 2019 se registró nuevamente un evento reproductivo para la misma zona, en una colonia distribuida entre tres pequeños islotes, y en la cual se reportaron polluelos y juveniles, así como adultos incubando (Luque-Fernández et al. 2021). Dicho evento reproductivo se extendió hasta el mes de agosto. Finalmente, en agosto de 2024, se reportó un nuevo evento reproductivo en la laguna, en la cual se observaron tanto polluelos como juveniles acompañados de muchos adultos; este evento fue el más significativo registrado en esta localidad debido a la cantidad de polluelos y juveniles reportados (Fig. 2, Material Suplementario).

Ayacucho

Durante las sesiones de campo llevadas a cabo por la Escuela Nacional de Guardaparques en febrero de 1979, se identificó en la Laguna Yaurihuirí ($14^{\circ}37'9''\text{S}$, $73^{\circ}57'10''\text{O}$; 4385 msnm), ubicada en la provincia de Lucanas, la que hasta la actualidad se considera la única colonia reproductiva registrada en la zona. Esta se ubica específicamente en un islote al noreste de la laguna. Gracias a su aislamiento geográfico, el islote ofreció condiciones ideales para la reproducción y el resguardo de los flamencos. Como resultado, se observó una notable concentración de individuos, con aproximadamente 500 adultos que acompañaban y protegían a cerca de un millar de polluelos asentados en las orillas del islote. Este hallazgo fue comunicado por V. Quiste (*com. pers.*) y otros guardaparques y constituye el único registro reproductivo para esta región.

Junín y Pasco

Los primeros registros históricos sobre reproducción en el lago Junín ($11^{\circ}01'12''\text{S}$, $76^{\circ}06'27''\text{O}$; 4085 msnm) datan de la década de 1970 y de 1984, aunque

no se hace mención de números y tampoco de localidades exactas donde se habrían dado los eventos reproductivos, por lo que constituyen registros anecdóticos, lo mismo que para la presencia de polluelos (Ogilvie y Ogilvie 1986 en Rodríguez 2005). Sin embargo, entre los años de 1975 y 1976, se cuenta con reportes de la presencia de polluelos en *crèche* en el sector Norte (Paucarcoto) ($16^{\circ}55'13''\text{S}$, $76^{\circ}13'54''\text{O}$; 4.084 msnm), al norte del lago (M. Malpartida *com. pers.*). No fue sino hasta los registros obtenidos en 2005 y 2006 por Medrano y Chamorro (2010) y por W. Arias (*com. pers.*), donde se documentaron eventos reproductivos más detallados en el sector del lado Oeste (Ondores) ($11^{\circ}02'47''\text{S}$, $76^{\circ}09'80''\text{O}$, 4085 msnm) y en el sector del lado Este (Carhuamayo) ($10^{\circ}58'8''\text{S}$, $76^{\circ}05'14''\text{O}$,

4083 msnm), incluyendo observaciones de nidos, huevos, y polluelos acompañados de adultos.

Entre 2010 y 2015 se registraron varios eventos reproductivos en el lago Junín (SERNANP 2015). Uno de los primeros ocurrió en diciembre de 2010, cuando se observaron adultos y polluelos en los sectores norte y oeste del lago; en este último se encontraron evidencias de mortalidad de polluelos por ahogamiento, así como la pérdida de huevos que se hallaban sumergidos o flotando. En noviembre de 2011, se documentó nuevamente actividad reproductiva, con individuos en anidamiento y la presencia de juveniles y polluelos en el sector oeste (Fig. 3, Material Suplementario). A su vez, en el sector norte también se observó la presencia

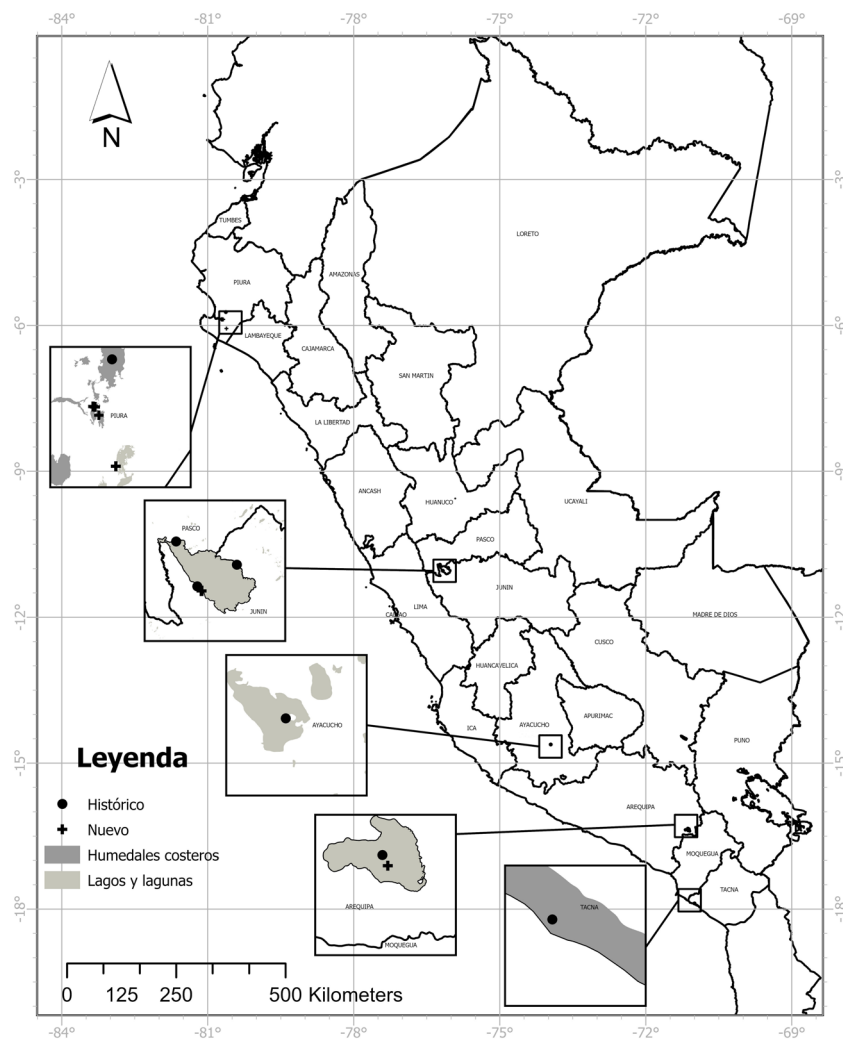


Figura 1. Localización geográfica de los eventos reproductivos del Flamenco Chileno (*Phoenicopertus chilensis*) registrados en el Perú, tres de ellas en lagunas altoandinas sobre los 4000 msnm. Laguna Salinas (Arequipa), Yaurihui (Ayacucho) y Chinchaycocha (Junín y Pasco); y otros dos a nivel del mar, un humedal costero los Humedales de Ite (Tacna) y una laguna costera, La Niña (Piura).

Tabla 1. Registro histórico de los eventos reproductivos del Flamenco Chileno (*Phoenicopterus chilensis*) registrados en el Perú, las localidades están presentadas de sur a norte y los registros ordenados desde el más antiguo hasta el más reciente, incluyendo las regiones, sitios, rango de fechas, grupo etario y fuente consultada; los grupos etarios están diferenciados según Chiale et al. (2021) y Ortiz (2024).

*10 estaban ahogados.
**60 flotando y 300 sumergidos.
***80 flotando y 20 sumergidos.

Región	Sitio	Mes	Año	Adultos	Juv.	Polluelos	Nidos	Huevos	Fuente
Tacna	Humedales de Ite	febrero	2012	248		48			Vizcarra 2014
		abril	2012			83			Vizcarra 2014
		abril	2014			109			J. Vizcarra com. pers
		enero - abril	2022	552	27				J. Vizcarra com. pers
Arequipa	Laguna Salinas	abril	1997-1998	18.114-21.735			No contados	No contados	Ugarte-Núñez & Mosaurieta-Echegaray 2000
		febrero - marzo	2018	462			6	468	Luque-Fernández et al. 2021
		junio - agosto	2019	1.091	1.425			66	Luque-Fernández et al. 2021
		agosto	2024	~500		3.100			Presente estudio
Aya-cu-cho	Laguna Yaurihuiiri	febrero	1979	~500		~1.000			V. Quispe com. pers
	Lago Junín – sector Norte		1976			200			M. Malpartida com pers
	Lago Junín – sector Oeste	enero	2005				80	60	Medrano y Chamorro 2010
	Lago Junín – sector Este	enero	2005	60			60	40	W. Arias com. pers
Junín y Pasco	Lago Junín – sector Oeste	marzo	2006	10		30			Medrano y Chamorro 2010
	Lago Junín – sector Oeste	diciembre	2010	2.410		77*		360**	SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Norte	diciembre	2010	235		73			SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	noviembre	2011	1.021	6	103			SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Norte	noviembre	2011	2.049	35				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	febrero	2012	978	98	295			SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Norte	febrero	2012	748	109				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Este	febrero	2012	315	53				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	junio	2012	518	146				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Norte	junio	2012	71	19				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Este	junio	2012	82	22				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	agosto	2012	1.025	196				SERNANP 2015

Región	Sitio	Mes	Año	Adultos	Juv.	Polluelos	Nidos	Huevos	Fuente
Junín y Pasco	Lago Junín – sector Norte	agosto	2012	1.436	74				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Este	agosto	2012	228	70				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	febrero	2013	1.806	51	695		100***	SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Norte	febrero	2013	1.862	48				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Este	febrero	2013	620	111				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	diciembre	2013	885	160				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Norte	diciembre	2013	970	66				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Este	diciembre	2013	873	232				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	marzo	2014			150			SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	diciembre	2015	1.782	285	252			SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Norte	diciembre	2015	539	25				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Este	diciembre	2015	770	167				SERNANP 2015
	Lago Junín – sector Oeste	octubre	2024	450		66	68		Presente estudio
	Laguna La Niña – sector Pampa Huaquillas	agosto	2015				2.000		More et al. 2020
	Laguna La Niña – sector Yerba Blanca	octubre	2015	33		200			More et al. 2020
Piura	Laguna La Niña – sector Pampa Huaquillas	agosto	2017	200		150	300	60	More et al. 2020
	Laguna La Niña – sector Garita García	junio	2021	7.000		2			Presente estudio
	Laguna La Niña – sector Zapallal	junio	2022			700			Presente estudio
	Laguna La Niña – sector Los Perritos	junio	2023			7.000	550		Presente estudio
	Laguna La Niña – sector Legía	junio	2023			3.200			Presente estudio

de adultos y juveniles. Durante 2012 se realizaron tres censos, los cuales registraron actividad reproductiva en los sectores oeste, norte y este del lago.

Si bien a partir de junio de dicho año ya no se observaron polluelos, los juveniles continuaron presentes

junto a los adultos en las tres zonas, y en agosto se mantenía una considerable presencia de juveniles, lo que sugiere una fase reproductiva prolongada. En 2013, los censos de febrero y diciembre permitieron documentar una notable actividad reproductiva en el sector oeste, así como la presencia de adultos y juveniles en los

sectores norte y este. Durante el primer censo, se identificaron nidos inundados por el agua (Fig. 4, Material Suplementario), lo que ocasionó la pérdida de huevos y la muerte de algunos polluelos. En el segundo censo se confirmó la permanencia de juveniles acompañados por adultos, lo que indica una permanencia significativa de las aves en el lago tras el periodo reproductivo. En marzo de 2014, en el sector oeste, se cuenta con un registro incompleto que reporta la presencia de polluelos, aunque sin datos sobre los adultos. Por último, en diciembre de 2015, se volvieron a documentar individuos en diferentes etapas de desarrollo como polluelos, juveniles y adultos distribuidos en los sectores oeste, norte y este del lago.

Después de nueve años sin registros reproductivos, en octubre del 2024, durante la implementación de monitoreos utilizando vehículo aéreo no tripulado a una altura de 60m en el sector oeste del lago, se logró registrar la presencia de polluelos y adultos, así como unos 68 nidos, algunos de los cuales aún se encontraban en etapa de postura. El largo periodo sin eventos reproductivos entre el 2015-2024, así como en los anteriores, se debería principalmente a dos factores. Primero, por la presencia de cazadores ilegales que estarían sacando huevos y perturbando la colonia reproductiva, lo cual se pudo corroborar a través de fotografías aéreas del censo del 2024, donde se observan huellas que por la morfología y disposición sugieren un origen humano, las cuales estaban a inmediaciones de lo que sería la única colonia reproductiva actual (sector Oeste). Segundo, por el represamiento del lago, que según los registros desde el 2010, al incrementar su volumen, traería como consecuencia la inundación de los nidos y ahogamiento de polluelos.

Piura

Los primeros registros se reportaron entre 1998 y 2015, los que habrían sido alrededor de cuatro a cinco eventos reproductivos (More et al. 2020), y habrían ocurrido en las inmediaciones de la laguna Salinas (5°43'37"S, 80°37'08"O, 1 msnm) en el sector norte de la laguna La Niña. Cuando la laguna se secó, se observaron tanto polluelos recién salidos del nido como nidos abandonados. Otro sector donde habría ocurrido uno de estos cuatro o cinco eventos fue en el sector Reventazón (6°09'39"S, 80°49'27"O, 8 msnm) al sur de la Reserva Nacional Illescas, aproximadamente a unos seis kilómetros de la costa. Sin embargo, no se pudo contabilizar adecuadamente tanto el número de polluelos como el de adultos, debido a la inaccesibilidad de la zona (P. Martínez *com. pers.*).

Es así que los primeros registros documentados corresponden a More et al. (2020) y provienen de la laguna La Niña (5°44'04"S, 80°37'47"O; 3.5 msnm). El primero de estos eventos data del 24 de agosto de 2015, cuando se hallaron nidos abandonados con restos de plumas y huevos en dos colonias ubicadas en el sector Pampa Huaquillas. El 8 de octubre del mismo año, aproximadamente a unos 20 kilómetros al norte, se registró la presencia de polluelos junto con adultos en el sector Yerba Blanca. Dos años más tarde, el 10 de agosto de 2017, cerca de Pampa Huaquillas, se hallaron más nidos abandonados con huevos no eclosionados fuera de su lugar, y a unos 300 metros de los nidos se observó un grupo de juveniles de algunas semanas de eclosionados acompañados de varios adultos (More et al. 2020).

Después de los registros de 2015 y 2017 en la laguna La Niña, se reportaron al menos tres eventos adicionales. En junio de 2021, F. Suarez *com. pers.* estimó la presencia de un gran número de polluelos y adultos distribuidos en tres grupos, estos a unos 3.6 km al sur del sector denominado Garita García, y a unos cuatro 4.9 km al este de la bifurcación del brazo del Estuario de Virrilá (Fig. 5, Material Suplementario). Por otro lado, a inicios del invierno de 2022, reportó la presencia de polluelos en el sector Zapallal de la laguna La Niña, a unos 4,5 km al este de la bifurcación mencionada (P. Martínez *com. pers.*). Se estimó que estos polluelos habrían eclosionado en alguna de las tres colonias del sector Pampa Huaquillas.

Los últimos eventos reproductivos de Flamenco Chileno en Piura, presente estudio, P. Martínez registró en junio de 2023, cuando se estimó una numerosa presencia de polluelos en el sector Los Perritos (6°3'54.72"S, 80°37'3.22"O, 1 msnm), al sur de la laguna La Niña (Fig. 6, Material Suplementario). La colonia se ubica a unos cinco kilómetros y medio al suroeste (6°03'54"S, 80°37'03"O, 1 msnm), y habría estado compuesta de al menos ocho islas en forma de media luna y con tamaños fluctuantes entre 5 a 10 metros de ancho y 20 a 40 metros de largo, distribuidas en un kilómetro cuadrado. En el lugar se encontraron numerosos nidos abandonados, restos de cascarones, plumas, excretas y algunas carcasas de pichones. Además, durante el mismo mes, se registró otro grupo importante de polluelos en el sector Legía (6°12'06"S, 80°49'51"O, 1 msnm), a unos 28 kilómetros al suroeste del sector Los Perritos. Debido a lo inhóspito y poco accesible del área no se pudo ubicar con precisión el sitio de la colonia.

La conservación del Flamenco Chileno en el Perú

depende críticamente de la protección de sus hábitats y más aun de aquellos donde se reproduce esta especie. Estos cinco humedales no solo proveen hábitats esenciales para su reproducción, sino también refugio y alimento, al igual que los otros que son usados de forma alterna durante la temporada no reproductiva. Sin embargo, enfrentan múltiples amenazas como la desecación por actividades agrícolas, y de minería metálica y no metálica. También son amenazados por la contaminación por desechos mineros e industriales, desarrollo urbano no planificado y el cambio climático, que altera los patrones hidrológicos. La pérdida o degradación de estos ecosistemas podría afectar gravemente el éxito reproductivo de esta especie paraguaya, poniendo en riesgo su población regional. Por ello, es urgente implementar estrategias de conservación integradas que protejan estos hábitats y por ende las otras especies que habitan en ellos y promuevan su uso sostenible en armonía con las comunidades locales y las actividades que allí se desarrollan.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer de manera especial los dos revisores anónimos y al editor, quienes nos ayudaron con sus comentarios a mejorar esta publicación; a Jhonson Vizcarra por proveernos de información detallada sobre el estado reproductivo del Flamenco Chileno en los Humedales de Ite en Tacna en la costa sur de Perú, también a Arne Lesterhuis y Hugo del Castillo por proveernos información actualizada de la base de datos de biodiversidad de Guyra, Paraguay 2024. También a Rainer Martínez, Lenin Martínez, Leandro Martínez y Edmundo Ruíz quienes gracias a sus denotados esfuerzos lograron monitorear efectivamente los últimos eventos reproductivos en el área de la laguna La Niña en el desierto de Sechura, Piura. Por otro lado, a Rolando Uribe de la Cruz y Kuennen Martínez Cóndor por la orientación para la búsqueda de información sobre la reproducción de flamencos en la Reserva Nacional de Junín y por haber sido partícipes de los censos realizados entre los años 2010 y 2015. También al Ing. Ronald Medrano Yanqui, jefe de la RNJ por brindarnos las facilidades para la obtención de la información. Finalmente queremos agradecer al guardaparque Víctor Quispe, quien de forma desinteresada nos compartió información hasta entonces inédita sobre la reproducción de flamencos chilenos en la laguna Yaurihuiri en el departamento de Ayacucho y también a Richar Ramírez Estalla quien nos ayudó a diseñar el mapa de las colonias reproductivas descritas para el Perú.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Chiale MC, Pagano LE, Imberti S (2021) Situación reproductiva del Flamenco Austral (*Phoenicopterus chilensis*) en el sur de su distribución: implicancias para su conservación. *Hornero* 36:131-137. <https://doi.org/10.56178/eh.v36i2.377>
- Fjeldsø J, Krabbe N (1990) *Birds of the high Andes*. Zoological Museum, University of Copenhagen and Apollo Books. Copenhagen and Svendborg, Denmark. 880 p
- Del Hoyo J, Boesman PDF, García EFJ (2020) Chilean Flamingo (*Phoenicopterus chilensis*), version 1.0. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.chifla1.01>
- Lee R, Arengo F, Béchet A (eds) (2011) *Flamingo*. Bulletin of the IUCN-SSC/Wetlands International Flamingo Specialist Group, No. 18. Wildfowl & Wetlands Trust, Slimbridge
- Luque-Fernández CR, Caballero K, Pauca GA, Villegas L, Alcelay I, Machaca J (2021) Unmanned aerial vehicle, and GIS tools, to monitor the reproduction of the Flamingo *Phoenicopterus chilensis* (Aves: Phoenicopteridae). *Revista de Biología Tropical* 69:733-742. <https://doi.org/10.15517/rbt.v69i2.45794>
- Matus R, Matus A, Matus A, Blank O (2021) Flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*) nidificando en la Región de Magallanes, Chile. *La Chiricoca* 27:5-9. https://www.lachiricoca.cl/wp-content/uploads/2021/09/LaChiricoca27_Flamenco-chileno.pdf
- Medrano RL, Chamorro AF (2010) *Plan de manejo con fines de conservación de las especies de aves amenazadas del lago Chinchaycocha: Zambullidor de Junín (Podiceps taczanowskii), Gallineta de Junín (Laterallus tucerosii) y Parihuana (Phoenicopterus chilensis), en el ámbito de la Reserva Nacional de Junín*. Asociación Ecosistemas Andinos. Cusco, Perú. 85 p. [https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/3B9A762E9A5A66A105257CED00798268/\\$FILE/1_PlanManejoDelLagoChinchaycocha.pdf](https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/3B9A762E9A5A66A105257CED00798268/$FILE/1_PlanManejoDelLagoChinchaycocha.pdf)
- More A, Martínez P, Panta C, Scarpati M (2020) Registro reproductivo invernal y el más septentrional para el Flamenco Chileno (*Phoenicopterus chilensis*) en la costa norte de Perú. *Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP)* 15:12-22. https://boletinunop.weebly.com/uploads/6/2/2/6/62265985/boletin_unop_vol._15_n%C2%B01_2020.pdf
- Ogilvie MA, Ogilvie C (1986) *Flamingos*. Alan Sutton Publishing Limited. Gloucester, United Kingdom, 121 p
- Ortiz E (2024). Determinación de los plumajes en el Flamenco Chileno (*Phoenicopterus chilensis*) (Molina, 1782) y su relación con la edad cronológica a través del reavistamiento de individuos anillados observados en Perú: Un primer enfoque descriptivo. *Biotempo* 21(2):161-171. <https://doi.org/10.31381/biotempo.v21i2.6516>

- Pantoja V, Barros R (2018) Flamenco Chileno *Phoenicopterus chilensis* (102-103). En: Medrano F, Barros R, Norambuena H V, Matus R y Schmitt F. *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile. Santiago, Chile. https://estrategia-aves.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/03/Medrano_et_al_2018_Atlas-de-las-aves-nidificantes-de-Chile.pdf
- De La Peña MR (2010) *Guía de nidos de aves de Paraguay*. Guyra Paraguay/Río Tinto, Asunción, Paraguay, 694 p
- Petracci P, Belenguer F, Sotelo M, Marbán L, Delhey K, Pérez C (2020) Nidificación del Flamenco Austral (*Phoenicopterus chilensis* Molina, 1782) en un ambiente marino-costero de la Bahía Anegada, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Historia Natural* 10:107-121. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/170834>
- Rajchl M, Hroch T, Kopačková V, Nol O, Nývlt D, Ptáček H, Skácelová Z, Šebesta J, Václavík J, Vít J (2010) *Evaluación de las condiciones geomorfológicas e hidrogeológicas de las cuencas bajas del río Piura y río Chira para mitigar factores ambientales que restringen el desarrollo social y económico de las regiones*. Servicio Geológico Checo, Praga. 179 p. <https://siar.regionpiura.gob.pe/documentos/normativa/1389.pdf>
- Rodríguez E (ed.). (2005) Flamencos altoandinos *Phoenicopterus andinus* (Philippi, 1854), *Phoenicopterus jamesi* (Sclater, 1886) y *Phoenicopterus chilensis* (Molina, 1782), en el Norte de Chile: Estado actual y plan de conservación. Corporación Nacional Forestal, CONAF. Antofagasta, Chile. 91 p. <https://altiplano.travel/library/CONSERVACION-DE-FLAMEN-COS-ALTOANDINOS-EN-EL-NORTE-DE-CHILE.pdf>
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado - Reserva Nacional de Junín - SER-NANP-RNJ (2015) Base de datos de Censos de Parihuanas (*Phoenicopterus chilensis*) en la Reserva Nacional de Junín entre los años 2010 al 2015. Informe Inédito
- Ugarte-Núñez J, Mosaurieta-Echegaray L (2000) Assessment of Threats to Flamingos at the Salinas and Aguada Blanca National Nature Reserve (Arequipa, Perú). *Waterbirds* 23:134-140. <https://doi.org/10.2307/1522158>
- Vizcarra JK (2006) Aves de los Humedales de Ite y alrededores. *Biodiversidad & Conservación Integral* 11:41-50
- Vizcarra JK (2008) Composición y conservación de las aves en los Humedales de Ite, suroeste del Perú. *Boletín Chileno de Ornitología* 14(2):59-80. <https://www.aveschile.cl/wp-content/uploads/2019/03/01-1.pdf>
- Vizcarra JK (2010) Nuevos registros ornitológicos en los Humedales de Ite y alrededores, Tacana, Perú. *The Biologist (Lima)* 8:1-20. <https://doi.org/10.24039/rtb201081496>
- Vizcarra JK (2014) Descripción de un evento reproductivo y desarrollo de polluelos de *Phoenicopterus chilensis* en los Humedales de Ite, costa sur del Perú. *Boletín de la Unión de Ornitólogos del Perú (UNOP)* 9:28-39. https://boletinunop.weebly.com/uploads/6/2/2/6/62265985/boletin_unop_vol._9_nº2_2014_-_vizcarra.pdf





FIRST GPS RECORD OF A RED-LEGGED CORMORANT OFF THE COAST OF PERU SUGGESTS PELAGIC FORAGING BEHAVIOR

Primer registro GPS de un Cormorán de Patas Rojas en la costa del Perú

Francis van Oordt¹, Jaime Silva², Fritz Hertel³ & Kyle H. Elliott¹

¹McGill University, Department of Natural Resources, Montreal, Canada

²Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Peru

³California State University Northridge, USA

*francis.vanoordtlahez@mail.mcgill.ca

ABSTRACT: Red-legged Cormorants (*Poikilocarbo gaimardi*) are distributed along the Pacific coast of South America, from Peru to Chile, and restricted to southernmost Argentina along the Atlantic coast. Population monitoring of this species in the Pacific is scarce and research on their ecology has been limited to Argentina, where it has been considered a rocky bottom feeder, travelling distances of ~3 km away from the nest. We deployed and retrieved a GPS device on one adult Red-legged Cormorant at Punta Atico, Arequipa, Peru, in June 2018. Foraging trips of the tracked individual were on average ~6 km away from the nest and reached a maximum of 10 km. More than 50% of trips occurred in pelagic habitats and were widely dispersed around the nest. Based on the observation of this individual we suggest that in the productive Peruvian Humboldt Current System, Red-legged Cormorants may be pelagic foragers rather than benthic specialists. These results have important implications for conservation strategies aimed to protect this seabird species along the Peruvian coast.

KEYWORDS: *foraging ecology, foraging habitat, Peruvian Humboldt Current System, Red-legged Cormorant, seabird movements*

RESUMEN: Los cormoranes de patas rojas (*Poikilocarbo gaimardi*) se distribuyen a lo largo de la costa del Pacífico de América del Sur, desde Perú hasta Chile, y están restringidos a la región más austral de Argentina en la costa atlántica. Los estudios de las poblaciones de esta especie en el Pacífico son escasos y la investigación sobre su ecología se ha limitado a Argentina, donde se ha considerado que se alimenta en fondos rocosos, recorriendo distancias de aproximadamente 3 km desde el nido. En junio de 2018, equipamos y recuperamos un dispositivo GPS en un cormorán de patas rojas adulto en Punta Atico, Arequipa, Perú. Los viajes de forrajeo del individuo rastreado fueron, en promedio, de aproximadamente 6 km desde el nido, alcanzando un máximo de 10 km. Más del 50% de los viajes ocurrieron en hábitats pelágicos y estuvieron ampliamente dispersos alrededor del nido. Basados en la observación de este individuo sugerimos que, en el productivo Sistema de la Corriente Peruana del Humboldt, los cormoranes de patas rojas pueden ser forrajeadores pelágicos en lugar de ser especialistas bentónicos. Estos resultados tienen importantes implicaciones para las estrategias de conservación dirigidas a proteger esta especie de aves marinas en la costa peruana.

PALABRAS CLAVE: *Cormorán Patas Rojas, ecología de forrajeo, hábitat de forrajeo, movimientos de aves marinas, Sistema de la Corriente Peruana de Humboldt*

Red-legged Cormorants *Poikilocarbo gaimardi* (Lesson & Garnot 1828) are dispersed in small numbers along much of the southern coast of South America, with a disjunct distribution from northern Peru (5°12'44.34"S, 81°12'0.95"W) to southern Chile (46°44'41.00"S, 75°10'54.24"W) in the Pacific, and from northern Argentina (45° 5'14.11"S, 65°34'21.10"W) to southern Argentina in the Atlantic (52°16'48.04"S, 68°25'30.17"W) (Frere & Millones 2021). They breed on rocky inaccessible cliffs along coastlines and are usually considered as rocky bottom feeders (Gandini et al. 2005) and short distance fliers, with a mean flight distance of ~1.9 kms from the nesting site and a maximum of 4.1 kms (Gandini et al. 2005; Frere et al. 2008).

Extensive research on Red-legged Cormorants has taken place mainly in Ría Deseado, Argentina, where birds exploited the resources inside Ría Deseado and near their colony (Gandini et al. 2005; Frere et al. 2008). More recent evidence indicates they prey almost exclusively on pelagic prey, with a diet including Patagonian sprat (*Sprattus fuegensis*), a small high-energy-content pelagic forage fish, and Patagonian squid (*Doryteuthis gahi*), a demersal - pelagic invertebrate (Morgenthaler et al. 2016, 2025).

There has been little published on the ecology and behaviour of Red-legged Cormorants along the Pacific coast of South America. Most information about the species has focused on distribution and population sizes (Zavalaga et al. 2002; Barros et al. 2014), breeding biology (Vilina & Gonzalez 1995), and nest descriptions (Garcia-Cegarra et al. 2020; Meza-Chuquizuta et al. 2024), even though the distribution of Red-legged Cormorants off the Peruvian coast encompasses about seven times the stretch they inhabit along the Atlantic coast (Zavalaga et al. 2002; Frere & Millones 2021). Given their disjunct distribution, ecology, adaptations to resources, potential environmental changes, as well as human and natural disturbances that could vary significantly, there is an urgent need for more research on this species. Additionally, the Peruvian Humboldt Current Upwelling System sustains an abundance of Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) (Crawford & Jahncke 1999; Jahncke et al. 2004; Frere et al. 2004), a common and high-quality prey for many seabirds (Crawford & Jahncke 1999; Jahncke et al. 2004). Because this species forages mostly on pelagic prey in the Atlantic (Morgenthaler et al. 2016, 2025), it is likely that Red-legged Cormorants in the Pacific also exploit such prey, and would forage into more pelagic habitats. Given that previous studies relied on radio

telemetry, using GPS loggers would provide a more comprehensive understanding of this species' movements, capturing trips that extend beyond the detection range and lower resolution of radio telemetry.

METHODS

We captured one egg-brooding Red-legged Cormorant on 12 February 2018 and two chick-rearing adults on 20 June 2018 at Punta Atico, Peru (16.233°S, 73.696°W) and fitted them with GPS devices (i-gotU GT-120B GPS, MobileAction, ~20g with attachments) set to record locations at 1-minute intervals. The first bird did not return to the nest after deployment. The two other birds returned to their nest shortly after deployment. All birds were captured with a pole and noose at accessible nests, and the location allowed us to be concealed from the view of the birds to facilitate capture. On 22 June 2018 we recaptured one bird and retrieved the GPS device. The third bird proved difficult to recapture, so we decided not to disturb it further and allow it to successfully brood the hatchlings.

After retrieval, GPS data of the one individual were downloaded and processed using R (R Core Team 2024). We calculated the distance between each GPS fix using the *distance* function from the package *terra* (Hijmans et al. 2023). We also calculated speed and interval between fixes to detect any time gaps between GPS fixes. After careful examination of the raw tracks, we defined a trip as all movement away from the nest for more than 0.6 km (producing a total of 16 raw trips), to avoid obvious location fix error due to lack of satellite reception by the device given the rocky walls of the nest location. We then calculated metrics for each trip: maximum distance from the nest, total trip duration, total trip path, and maximum speed per trip. We excluded from summary calculations some "unclear" trips that had less than 6 GPS fixes (5 trips, data still shown in Figure 1 as black points), given potential satellite errors explained above. We also excluded one trip that had too many gaps (1 southbound trip, data shown in the Figure 1 as points only). Because Red-legged Cormorant trips were generally short (especially beach trips, see Results), we added 1.2 km to all total path length results per trip, to account for the "trip buffer" of 0.6 km away from the nest mentioned above. We used a simple filter to select apparent foraging locations defined as little to no movement away from the colony while at sea, by selecting all slow speed intervals (< 10 km/h) for any locations during a trip away from the nest (> 0.9 km); given that cormorants are pursuit

divers and should go underwater to look for fish, they may remain in one position or slightly displace themselves according to the GPS fixes (and potential error) (Bracis et al. 2015; Bennison et al. 2018). We produced a kernel density of these foraging locations using the function *kernelUD* from the *adehabitatHR* package (Calenge & Fortmann-Roe 2024). Parameters for the kernel were used as default settings with a grid of 60 and estimation of the smoothing parameter was the ad hoc method (“href”).

RESULTS

This Red-legged Cormorant made several foraging trips per day (3-5) with an average maximum distance from the nest of 5.63 km (2.26 - 10, SE = 0.96, for a total of 11 trips). Maximum flying speed per trip was 54.62 km/h on average (Table 1). Interestingly, the bird repeatedly returned to a beach’s surf zone each morning (we identified the area after inspection of satellite images as the wave break or surf zone of the beach, at 2.26 km from the nest, see Figure 1) presumably to groom or bathe, but we cannot discard foraging activity. Additionally, we detected a cluster of points that could represent flights away from the nest of short durations (1-3 minutes, 1-4 GPS fixes) also in early morning hours (see small cluster of points north of the nest location in Figure 1) but were excluded from the trip classification due to uncertainty of the locations and given the slow speeds detected and low number of GPS fixes. The Red-legged Cormorant left the nest as early as 6:10 and 6:40 AM and returned to the nest as late as 4:15 and 4:30 PM.

Potential foraging areas as determined by the kernel density (Fig. 2) are consistent with the maximum distance of long trips (mean long trip = 7.86 km, SE = 0.505, range = 6.4 - 10.0 km, n = 6, excluding beach trips) and within a circle of 3 to 6 km away from the colony (Fig. 2, black and blue circles), and even farther

away on one trip. The tracked individual showed movement patterns toward deeper water away from the coast, and with distances away from the nest farther than expected and previously recorded (Frere et al. 2008), mean of 1.9 and max of 4.1 km).

DISCUSSION

The equipped Red-legged Cormorant showed an unusual and very diverse range of foraging locations all around the nest/breeding site, which is quite remarkable for a species considered a benthic feeder along the Pacific and Atlantic coasts, and that is known to make short foraging trips in Argentina. In Peru, the Red-legged Cormorant and the Guanay Cormorant (*Leucocarbo bougainvillorum*) can be found inhabiting the same guano islands and headlands. Previously, these two species appeared to exhibit distinct foraging strategies: Guanay Cormorants were considered pelagic feeders, foraging in large aggregations (flocks), whereas Red-legged Cormorants were considered benthic feeders, typically hunting alone or in small groups (Duffy 1983). However, based on this study, it is possible that Red-legged Cormorants may be pelagic feeders as well, exploiting common pelagic prey of Guanay Cormorants, the Peruvian anchovy (Zavalaga & Paredes 1999). Additionally, on average our individual flew shorter distances but reached faster speeds than sympatric Guanay Cormorants (Weimerskirch et al. 2012). On the other hand, Red-legged Cormorants in the Atlantic have now been described to forage on pelagic prey (Morgenthaler et al. 2016, 2025), which may be the case also in Peruvian Red-legged Cormorants given the potential foraging locations away from the rocky shores (Fig. 2).

Moreover, other benthic-feeding species tend to forage at a limited number of sites, such as Pelagic Cormorants (*Urile pelagicus*), or show high repeatability as in Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) (Kot-

Table 1. Metrics of classified trips for the tracked Red-legged Cormorant at Punta Atico in 2018, considering trips with no significant gaps in GPS fixes (1 southbound trip and trips with less than 6 fixes) and of more than 0.6 km away from the nest (n = 10). Calculations do not include initially classified trips which may be potential device error (less than 6 GPS fixes).

Trip metric	Mean	SE	Min.	Max.
Total trip duration (minutes)	40.36	7.60	7.40	69.98
Maximum flying speed (km/h)	54.65	0.77	51.29	59.18
Maximum distance from nest (km)	5.63	0.96	2.26	10.02
Total path length (km)	13.11	2.34	4.75	21.69
Total trip duration (hours)	0.67	0.13	0.12	1.17

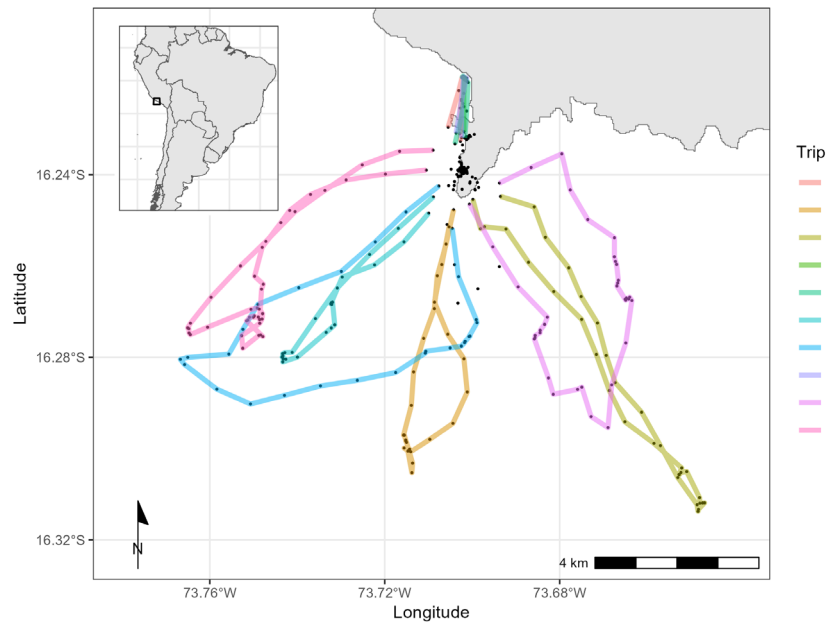


Figure 1. Foraging trips and raw GPS locations of a Red-legged Cormorant tracked at Punta Atico during February 2018. Colors represent complete classified trips with more than 6 GPS fixes and no significant gaps. Main cluster of points represents nest location.

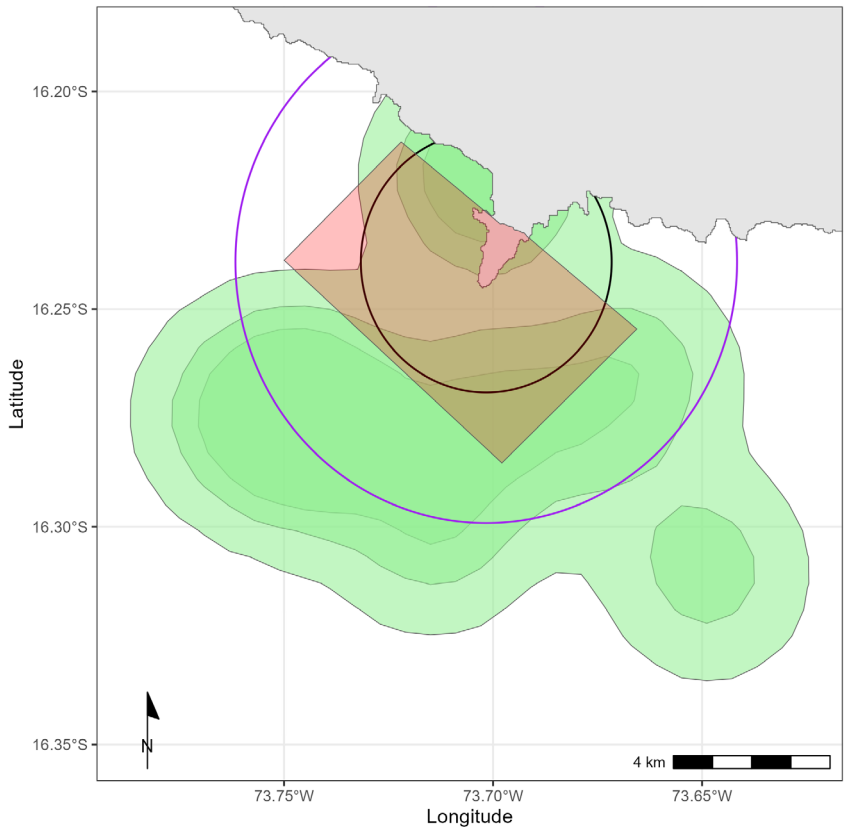


Figure 2. Foraging density areas defined with locations of a Red-legged Cormorant tracked at Punta Atico during February 2018. Outlines, transitioning from darker to lighter green areas represent 95, 70, and 50th percentile kernel probability of locations classified as foraging (speeds slower than 10 km/h and more than 0.9 km away from the nest). Black and blue circles represent 3 and 6 km radius from the nest, respectively. Red polygon represents extent of protection under the Reserva Nacional Sistema de Islas, Islotes y Puntas Guaneras (RNSIIPG-SERNANP).

zerka et al. 2011; Potier et al. 2015). In comparison to other more pelagic species like Cape Cormorants (*Phalacrocorax capensis*) that perform longer foraging trips than Red-legged Cormorants, Cape Cormorants have a tendency to forage along the coastline and make short trips of 7 km on average (Ryan et al. 2010; Hamann et al. 2012), unlike what we see in this Red-legged Cormorant.

Red-legged Cormorants in Peru inhabit many rocky islands, islets, and cliffs within and outside the jurisdiction of Reserva Nacional Sistema de Islas, Islotes y Puntas Guaneras, which protects the sea around the 33 islands and headlands up to 2 nautical miles. They are listed as Near Threatened in the IUCN Red List (IUCN, 2025) and Endangered under Peruvian classification (SERFOR 2018). Our new tracking results indicate that Red-legged Cormorants, like many seabird species along the Pacific coast of Peru, travel several times a day farther away than the standard 2 nm-protection buffer (see polygon in Fig. 2). This may be an important consideration for management of the species. Additionally, many locations where Red-legged Cormorants nest along the Peruvian coast lack any protection whatsoever, increasing the risks this species faces under habitat degradation, both marine and terrestrial, and fisheries interactions. Additionally, the foraging trips recorded with an offshore direction, pose a new concern about the potential use of pelagic prey by this species and the interaction with open water coastal fisheries and the effects of warming events on pelagic foraging grounds. Further research on diet composition, diving depths, and more tracking data are necessary to better understand the foraging ecology of this species on the Pacific coast, especially off Peru where protection efforts on marine habitats are important.

ACKNOWLEDGMENTS

We especially thank guardaislas (park rangers) Wilder Giraldo and Walter Gonzales from Punta Atico for their outstanding support during field work and data collection, SERNANP and Agrorural for research and use of facilities permits, respectively, Allison Patterson for her support and providing code and methods to analyse the data, and Teo Barracho and Jose Carlos Marquez for their support during field work at Punta Atico. We thank NSERC-CREATE and the Arctic Ecology Chair for funding. We thank Esteban Frere and two anonymous reviewers for the comments and improvements on the manuscript.

REFERENCES

- Barros R, Norambuena HV, Raimilla V (2014) Breeding Population of Red-Legged Cormorant (*Phalacrocorax gaimardi*) along the Araucania Region Coast, South-Central Chile. *cowa* 37:331–334. doi: 10.1675/063.037.0311
- Bennison A, Bearhop S, Bodey TW, Votier SC, Grecian WJ, Wakefield ED, Hamer KC, Jessopp M (2018) Search and foraging behaviors from movement data: A comparison of methods. *Ecology and Evolution* 8:13–24. doi: 10.1002/ece3.3593
- Bracis C, Gurarie E, Moorter BV, Goodwin RA (2015) Memory Effects on Movement Behavior in Animal Foraging. *PLOS ONE* 10:e0136057. doi: 10.1371/journal.pone.0136057
- Calenge C, Fortmann-Roe S (2024) adehabitatHR: Home Range Estimation
- Crawford RJM, Jahncke J (1999) Comparison of trends in abundance of guano-producing seabirds in Peru and southern Africa. *South African Journal of Marine Science* 21:145–156. doi: 10.2989/025776199784126006
- Duffy DC (1983) The Foraging Ecology of Peruvian Seabirds. *The Auk* 100:800–810. doi: 10.1093/auk/100.4.800
- Frere E, Gandini P, Ruiz J, Vilina YA (2004) Current status and breeding distribution of Red-legged Cormorant *Phalacrocorax gaimardi* along the Chilean coast. *Bird Conservation International* 14:113–121. doi: 10.1017/S0959270904000139
- Frere E, Millones A (2021) Red-legged Cormorant (*Poikilocarbo gaimardi*), version 1.1. Birds of the World. doi: 10.2173/bow.relcorm1.01.1species_shared.bow.project_name
- Frere E, Quintana F, Gandini P, Wilson RP (2008) Foraging behaviour and habitat partitioning of two sympatric cormorants in Patagonia, Argentina. *Ibis* 150:558–564. doi: 10.1111/j.1474-919X.2008.00824.x
- Gandini P, Frere E, Quintana F (2005) Feeding Performance and Foraging Area of the Red-Legged Cormorant. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology* 28:41–45
- Garcia-Cegarra AM, Ramirez R, Orrego R (2020) Red-legged cormorant uses plastic as nest material in an artificial breeding colony of Atacama Desert coast. *Marine Pollution Bulletin* 160:111632. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111632
- Hamann M, Grémillet D, Ryan P, Bonadonna F, Van Der Lingen C, Pichegru L (2012) A hard-knock life: the foraging ecology of Cape cormorants amidst shifting prey resources and industrial fishing pressure. *African Journal of Marine Science* 34:233–240. doi: 10.2989/1814232X.2012.709960
- Hijmans RJ, Roger Bivand, Emanuele Cordano, Krzysztof Dyba, Edzer Pebesma, Michael D. Sumner (2023) terra: Spatial Data Analysis

- Jahncke J, Checkley DM, Hunt GL (2004) Trends in carbon flux to seabirds in the Peruvian upwelling system: effects of wind and fisheries on population regulation. *Fisheries Oceanogr* 13:208–223. doi: 10.1111/j.1365-2419.2004.00283.x
- Kotzerka J, Hatch SA, Garthe S (2011) Evidence for Foraging-Site Fidelity and Individual Foraging Behavior of Pelagic Cormorants Rearing Chicks in the Gulf of Alaska. *The Condor* 113:80–88. doi: 10.1525/cond.2011.090158
- Meza-Chuquizuta C, Zavalaga CB, Lozano-Sanllehi S, Gonzales-DelCarpio DD (2024) Prevalence of plastic debris in nests of two cormorant species in Peru. *Marine Pollution Bulletin* 205:116601. doi: 10.1016/j.marpolbul.2024.116601
- Morgenthaler A, Millones A, Gandini P, Frere E (2016) Pelagic or benthic prey? Combining trophic analyses to infer the diet of a breeding South American seabird, the Red-legged Cormorant, *Phalacrocorax gaimardi*. *Emu - Austral Ornithology* 116:360–369. doi: 10.1071/MU15101
- Morgenthaler A, Millones A, Gandini P, Procopio D, Frere E (2025) Sympatric seabirds: exploring multidimensional niche partitioning among four cormorant species. *Marine Ecology Progress Series* 752:169–186. doi: 10.3354/meps14751
- Potier S, Carpentier A, Grémillet D, Leroy B, Lescroël A (2015) Individual repeatability of foraging behaviour in a marine predator, the great cormorant, *Phalacrocorax carbo*. *Animal Behaviour* 103:83–90. doi: 10.1016/j.anbehav.2015.02.008
- R Core Team (2024) R: A Language and Environment for Statistical Computing
- Ryan PG, Pichegru L, Ropert-Coudert Y, Grémillet D, Kato A (2010) On a wing and a prayer: the foraging ecology of breeding Cape cormorants. *Journal of Zoology* 280:25–32. doi: 10.1111/j.1469-7998.2009.00637.x
- SERFOR (2018) Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú, Primera edición. SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre), Lima, Perú
- Vilina YA, Gonzalez JL (1995) Observations of breeding red-legged cormorants *Phalacrocorax gaimardi* in the north of Chile. *Marine Ornithology* 22:247–250
- Weimerskirch H, Bertrand S, Silva J, Bost C, Peraltilla S (2012) Foraging in Guanay cormorant and Peruvian booby, the major guano-producing seabirds in the Humboldt Current System. *Mar Ecol Prog Ser* 458:231–245. doi: 10.3354/meps09752
- Zavalaga CB, Frere E, Gandini P (2002) Status of the Red-Legged Cormorant in Peru: What Factors Affect Distribution and Numbers? *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology* 25:8–15
- Zavalaga CB, Paredes R (1999) Foraging behaviour and diet of the guanay cormorant. *South African Journal of Marine Science* 21:251–258. doi: 10.2989/025776199784125980



Accedé a la biblioteca
completa de El Hornero
y Nuestras Aves.

ELHORNERO.AVESARGENTINAS.ORG.AR
NUESTRASAVES.AVESARGENTINAS.ORG.AR