

ISSN: 0719-7853

REVISTA CHILENA DE ORNITOLOGIA

VOLUMEN 31 NÚMERO 1 - JUNIO DE 2025

PUBLICADA POR LA UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

aveschile.cl



REVISTA CHILENA DE ORNITOLOGÍA

PUBLICADA POR AVES CHILE / UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

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

EDITOR JEFE

RICARDO A. FIGUEROA R. Investigador independiente

EDITORES ASISTENTES

LUCILA MORENO SALAS Universidad de Concepción, Chile

BENITO GONZÁLEZ Universidad de Chile, Chile

EDITOR ESTADÍSTICO

SERGIO ALVARADO Universidad de Chile, Chile

EDITORES ASOCIADOS

CRISTIÁN ESTADES MARFÁN Universidad de Chile, Chile

GONZALO GONZÁLEZ CIFUENTES Birding Chile, Chile

DOMINIQUE G. HOMBERGER Louisiana State University, EE.UU.

TOMÁS IBARRA ELIESSETCH Universidad Católica de Chile, Chile

SILVINA IPPI Universidad Nacional del Comahue - CONICET, Argentina

ALEX E. JAHN Indiana University, EE.UU.

ILENIA LAZZONI TRAVERSARO Universidad de Chile, Chile

ROY H. MAY Northern Arizona Audubon Society, EE.UU.

CRISTÓBAL PIZARRO PINOCHET Universidad de Concepción, Chile

ALEJANDRO SIMEONE CABRERA Universidad Andrés Bello, Chile

CHARIF TALA GONZÁLEZ Ministerio del Medio Ambiente, Chile

NELIDA R. VILLASEÑOR Universidad de Chile, Chile

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

DIRECTORIO DE LA UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

Presidente
Cristian Estades Marfán

Director Científico
Francisco Santander

Director
Francisca Izquierdo

Vicepresidente
Juan Carlos Torres-Mura

Tesorerera
María Angélica Vukasovic

Secretaria Directiva
Ilenia Lazzoni Traversaro

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

Una gaviota garuma (*Leucophaeus modestus*) con plumaje encanecido, observada el 8 de agosto de 2024 en una playa cerca de Mejillones, norte de Chile. Fotografía: Daniela Hughes

¡DISFRUTEN ESTA EDICIÓN!

Estimados lectores, colegas y amigos:

En esta edición encontrarán dos artículos y dos comunicaciones breves. Los invito a disfrutar la lectura entre chercanes, pingüinos, gaviotas y parques urbanos.

ARTÍCULOS

Chercanes con “subsidio habitacional”

Óscar Skewes & Javiera Calvo-Rebolledo analizan los resultados de seis estudios acerca del desempeño reproductivo de los chercanes cuando estos ocupan cajas anideras. Su análisis incluyó siete localidades entre el centro y el sur de Chile. Ellos compararon seis parámetros reproductivos: la tasa de ocupación de las cajas anideras, el tamaño de la nidada, el éxito nidal y éxito reproductivo, y la duración de la incubación y crianza de los polluelos. La tasa de ocupación varió entre un 23 % y un 98% entre las localidades (media $\pm$ DE = 58 ± 24 %). A pesar de estas variaciones, todas las parejas de chercanes lograron altos éxitos de eclosión de sus huevos o de crianza de sus polluelos (> 80 %). Los periodos de incubación y de crianza tendieron a ser más cortos en Santiago ($\approx$ 13 días en promedio en cada caso) y más largos en Chillán ($\approx$ 17 y $\approx$ 18 días en promedio en cada caso). Los autores argumentan que las condiciones ecológicas y climáticas locales explicarían las variaciones geográficas en los parámetros analizados. Más allá de esto, la síntesis de Skewes & Calvo-Rebolledo revela que las cajas anideras son efectivas para que las parejas de chercanes prosperen familiarmente.

Una inmersión profunda en la costa bonaerense

Juan P. Seco Pon & Germán O. García nos proporcionan una acabada revisión acerca de la biología del pingüino de Magallanes en la costa bonaerense, Argentina. Los abundantes datos de Seco Pon & García son resumibles de la siguiente manera. Primero, la evidencia indica que los humanos se alimentaron de pingüinos durante el Holoceno. Segundo, la costa bonaerense constituye una zona de invernada y un corredor migratorio entre las colonias reproductivas australes y la costa de Brasil. Tercero, los pingüinos de Magallanes se alimentan principalmente de cefalópodos, peces y crustáceos. Cuarto, los pingüinos de Magallanes son parte de la dieta de los

lobos marinos y las focas leopardo. Quinto, algunos individuos hospedan parásitos internos tales como gusanos platelmintos y nematodos. Sexto, las mayores amenazas para su persistencia poblacional son el empetrolamiento, los metales pesados, los residuos plásticos, la pesca comercial y las prospecciones petroleras. Finalmente, los autores plantean 10 prioridades de investigación para profundizar mucho más acerca de la vida del pingüino de Magallanes en la costa bonaerense. La revisión de Seco Pon & García es tan rica en información que, sin duda, quedo corto con mi resumen.

COMUNICACIONES BREVES

La única “canosa” entre las demás

Felipe Montalva, Rodolfo González-Vera & Daniela Hughes describen un llamativo caso de una gaviota garuma con plumaje encanecido. En el invierno de 2024, mientras los autores observaban un grupo de gaviotas garumas en una playa de Mejillones, se dieron cuenta de que había una con su plumaje completamente blanco. Además, su pico y sus patas tenían partes anaranjadas. Durante el verano de 2025, los autores registraron nuevamente una gaviota con las mismas características en el mismo sitio; posiblemente, el mismo individuo. Los autores argumentan que la distribución irregular de las manchas anaranjadas en el pico y las patas indica un proceso de encanecimiento progresivo y no un caso de leucismo. Este caso nos recuerda que aún tenemos mucho que aprender acerca de las alteraciones en el color del plumaje de las aves silvestres.

Cantos de invierno en la ciudad

Miguel Youngs-Mitre & Jaime Rau comparten sus resultados acerca de la diversidad invernal de aves en dos parques urbanos de Osorno, sur de Chile. Además, los autores compararon sus resultados con aquellos de un estudio similar realizado 18 años antes en los mismos parques. Las especies más frecuentes en ambos parques y periodos fueron el treile, el tiuque y la bandurria, como ocurre en muchos parques urbanos del sur de Chile. En general, Youngs-Mitre & Rau observaron una similitud temporal moderada entre la composición de especies entre los hábitats de cada parque. Sus resultados sugieren

que la estructura comunitaria de aves en ambos parques no cambió considerablemente entre los periodos comparados. Youngs-Mitre & Rau corroboran que los parques urbanos funcionan como núcleos avifaunísticos en medio de la madera y el concreto de la ciudad.

Les deseo una lectura con la mayor de las ganancias,

Ricardo A. Figueroa
Editor Jefe

BREEDING BIOLOGY OF THE SOUTHERN HOUSE WREN (*TROGLODYTES MUSCULUS*) IN CHILE: A COMPARATIVE ANALYSIS OF STUDIES BASED ON NEST BOXES

Biología reproductiva del chercán (*Troglodytes musculus*) en Chile: un análisis comparativo de estudios basados en cajas anideras

OSCAR SKEWES & JAVIERA CALVO-REBOLLEDO

Departamento de Ciencia animal, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Concepción, Campus Chillán, Av. Vicente Méndez 595, Chillán, región del Ñuble, Chile.

Correspondence author: Javiera Calvo Rebolledo, javieramcalvo@udec.cl

RESUMEN. - El chercán (*Troglodytes musculus*) se distribuye ampliamente en Chile, habitando diversos hábitats. Sin embargo, la información sobre su biología reproductiva en el país es escasa. En esta revisión, sintetizamos y comparamos seis parámetros reproductivos del chercán reportados en seis estudios realizados entre el centro y el sur de Chile. Los parámetros evaluados fueron la tasa de ocupación de cajas anideras, el tamaño de nidada, éxito nidal, éxito reproductivo, y la duración de la incubación y la crianza de los polluelos. La ocupación de las cajas anideras promedió $58,5 \pm 24,2$ % (media $\pm$ DE). La media del tamaño de nidada fue $4,9 \pm 0,7$ huevos. Los periodos de incubación y crianza promediaron $14,6 \pm 1,9$ y $15,5 \pm 2,7$ días (media $\pm$ DE), respectivamente. El éxito nidal y éxito reproductivo fueron altos, promediando $81,9 \pm 10,5$ % y $81,4 \pm 17,3$ %, respectivamente. La tasas de ocupación de cajas anideras y el éxito reproductivo tuvieron mayor variación ($CV > 20$) que los otros parámetros reproductivos. Aunque analizamos pocos estudios, nuestros resultados sugieren que la variación geográfica en los parámetros analizados pudo ser influenciada por las condiciones ecológicas y climáticas locales.

PALABRAS CLAVE: disponibilidad de cavidades, éxito reproductivo, incubación, microclima, periodo de crianza, tamaño de nidada.

ABSTRACT. - The Southern House Wren (*Troglodytes musculus*) is broadly distributed in Chile and inhabits a variety of habitats. However, information regarding its reproductive biology in the country is scarce. In this review, we synthesize and compare six reproductive parameters of the Southern House Wren reported in six studies conducted in central and southern Chile. The parameters evaluated included nest box occupancy rate, clutch size, nest success, reproductive success, and incubation and chick rearing periods. Nest box occupancy averaged 58.5 ± 24.2 % (mean $\pm$ SD). The mean clutch size was 4.9 ± 0.7 eggs. The mean incubation and rearing periods were 14.6 ± 1.9 and 15.5 ± 2.7 days, respectively (mean $\pm$ SD). Nesting success and reproductive success were high, with mean values of 81.9 ± 10.5 % and 81.4 ± 17.3 %, respectively. Nest box occupancy rates and reproductive success exhibited greater variation ($CV > 20$) than the other reproductive parameters. Despite the limited number of studies, our analysis suggests that geographical variation in the parameters analyzed may have been influenced by local ecological and climatic conditions.

KEYWORDS: cavity availability, clutch size, incubation, microclimate, nestling period, reproductive success.

INTRODUCTION

Environmental variations across geographic ranges can exert selective pressures that shape the ecology and behavior of species. Habitat-generalist species (*i.e.*, those that occupy multiple environments) often exhibit local adaptations to such pressures, which determine their re-

productive behavior (Finch 1991, Bellocq *et al.* 2011, Callaghan *et al.* 2019, Wanamaker *et al.* 2020). One example is the Southern House Wren (*Troglodytes musculus*), an insectivorous passerine widely distributed from the Yucatán Peninsula in Mexico to Tierra del Fuego in southern South America (Walters 1994, Fernández *et al.* 2024).

Originally described as *Troglodytes aedon* (Vieillot 1809), this designation encompassed populations from North America to South America until well into the 20th century. However, genetic and bioacoustics studies revealed significant differences between northern and southern populations, leading to the recognition of South American populations as a distinct species: *T. musculus* (Brumfield & Capparella 1996, Sosa-López & Mennill 2014).

Southern House Wrens nest in natural cavities and exhibit biparental care, with occasional polygyny (Alworth 1996, Fernández *et al.* 2024). Females typically lay two to seven eggs per clutch, usually incubating them alone, while both parents feed altricial nestlings until fledging (Fernández *et al.* 2024). Nestlings reach their maximum size and weight around 11 days of age, although they remain in the nest for 15-17 days before fledging (Llambías *et al.* 2015).

As cavity-nesters, Southern House Wrens accept rapidly human-made cavities for nesting (Llambías & Fernández 2009, Alexandrino *et al.* 2022). Artificial cavities have proven to be an effective tool for studying the breeding biology and behavior of the species. Although nest box occupancy can vary across sites simply as a consequence of nesting-site availability, it may, in general, increase the clutch size and enhance the breeding success (Vergara 2007, Llambías & Fernández 2009). Thus, nest-box installation has become a widely used method that facilitates comparisons among different habitats.

Several authors have measured the clutch size, nesting success, reproductive success, and the duration of incubation and nestling periods of the Southern House Wren in Chile and Argentina (*e.g.*, Muñoz-Pederos 1996, Martínez Jamett 2005, Vergara 2007, Llambías & Fernández 2009, Riveros Velásquez 2009, Acuña Daza 2012, Ippi *et al.* 2012, Medrano Martínez *et al.* 2019). Research from other regions of the species' range is comparatively scarce or taxonomically inconsistent, as many South and Central American studies refer to Northern House Wren rather than the Southern House Wren. Although some authors have compared southern populations with North American populations (*e.g.*, Young 1994, Llambías 2012, Llambías *et al.* 2015), their analyses do not provide intra-specific comparisons for Southern House Wrens across its distribution. To date, no author has assessed how the reproductive parameters of Southern House Wrens vary across environmentally distinct sites. Chile provides a practical opportunity to address this gap, as the species inhabits the full length of the country, from 30° to 56° S (Ippi *et al.* 2018), and from sea level up to around 3400 m a.s.l. (Fjeldsø & Krabbe 1990).

In addition, there is substantial knowledge on the Northern House Wren's breeding biology across its

range, which is a suitable reference for exploring how reproductive traits may vary among the Southern House Wren populations. Previous studies from North America have revealed that environmental differences can shape aspects of reproductive behavior in the Northern House Wren, including nest construction, clutch size, incubation, chick-rearing effort, and responses to predation or environmental stress (Klomp 1970, Finch 1991, Halfwerk *et al.* 2011, Kight & Swaddle 2011, Ortega 2012, Capilla-Lasheras 2022, Levin *et al.* 2023, Hanson 2025).

The reproductive traits of Southern House Wrens are expected to vary among habitats owing to differences in vegetation structure, landscape configuration, and levels of human influence. This review compiles and compares the available information on the reproductive biology of this species in the Chilean environments where it has been studied. Although the number of studies is limited, the contrasting ecological contexts, from urban areas in Santiago to monoculture plantations and transitional forest and shrublands in Chiloé Island, provide an opportunity to examine whether reproductive parameters differ among populations.

Based on published work, we describe variations in nest-box occupation, clutch size, incubation and nestling periods, and reproductive output, considering that geographic and environmental differences may be reflected in these traits. The review also highlights inconsistencies and gaps in existing studies, identifying methodological aspects that would benefit from greater standardization and integration of information previously reported in isolation into a broader ecological framework. Given the restricted evidence available, our analysis was primarily descriptive and comparative rather than statistical.

MATERIALS AND METHODS

Data collection and organization

We conducted a systematic search to identify studies on the reproductive biology of the Southern House Wren in Chile, including those published in English and Spanish. The search primarily covered formal academic databases, including Google Scholar, Web of Science, Scopus, and the University of Concepción Library repository, which provided access to theses. We used ResearchGate as a complementary resource to access theses, abstracts, or other reports that were not indexed in formal databases. We also used Scispace, an AI-supported literature exploration tool, to identify key publications and connections among the studies.

We conducted a progressive search in five stages, moving from general to specific terms. Below, we summarize these five stages.

Exploratory stage

Initial searches used the species' scientific name "*Troglodytes musculus*" to assess overall availability of publications. This revealed that few studies were indexed in Scopus and Web of Science, whereas Google Scholar retrieved a larger number of records. To account for taxonomic inconsistencies in the literature, we also searched for "*Troglodytes aedon*", as some studies may have referred to Chilean populations using this broader species designation. Additional searches also included the common names "Southern House Wren" and "Chercán" to capture local literature and reports that may use common names instead of the scientific name.

Refinement stage

We gradually incorporated additional search terms to focus on reproductive ecology and nest boxes. Given the limited number of studies available no year restrictions were imposed. We tested the following keyword combinations of keywords.

"Reproductive ecology" / "Ecología reproductiva"
"Reproductive behavior" / "Comportamiento reproductivo"
"Nest boxes" / "Cajas nido"
"Nesting houses" / "Cajas anideras"

We used Boolean combinations when supported by the platforms. For example:

("Troglodytes musculus" OR "Southern House Wren" OR "Chercán") AND ("reproductive ecology" OR "reproductive behavior") AND "Chile"
("Troglodytes musculus" OR "Southern House Wren" OR "Chercán") AND ("reproductive ecology" OR "reproductive behavior" OR "nest boxes" OR "houses for nesting") AND "Chile"

When the platforms did not support Boolean operators, we combined single keywords with scientific and common species name to ensure no relevant studies were missed. We included the term "Chile" to prioritize national studies, although we consulted papers from other countries only for contextual understanding.

Study selection and inclusion criteria

We only included studies conducted in Chile that used nest boxes and reported at least one of the parameters listed above for quantitative or descriptive comparisons. The reproductive parameters considered in this review were as follows:

Occupancy of nest boxes. - Refers to the percentage of nest boxes showing any stage of nest construction (from initial material deposition to completed nests, eggs, or nestlings). For studies that did not provide an occupancy percentage, we calculated it as follows: (number of occupied nest boxes divided by the number of all nest boxes) $\times$ 100. Although it is not a reproductive trait per se, it helps interpret how nesting activity varies among environments and supports comparisons of other reproductive parameters.

Clutch size. Refers to the number of eggs laid per nest.

Nesting success. Represents the percentage of eggs hatched relative to eggs laid.

Reproductive success. Represents the percentage of nestlings that fledged relative to eggs laid.

Incubation period. Refers to duration in days of incubation as defined by each study. The incubation period is typically measured from the laying of the last egg or from the first recorded egg until hatching, depending on each protocol.

Nestling period. Refers to the number of days from hatching to fledging, following the definition provided in each study, noting that visit frequency and specific criteria varied among sources.

We excluded studies that lacked data on nest boxes, did not report the reproductive parameters of interest, or were anecdotal and not scientifically validated. Owing to the multiple sources and combinations of search terms used, a precise count of initial records was not feasible. After applying the inclusion criteria, six studies were retained for comparison.

Data extraction

When available, we extracted reproductive parameters directly from published tables. If a study did not provide a summary value but reported sufficient raw information (e.g., number of eggs, occupied boxes), we calculated the corresponding parameter using standard formulas. Where the information was only partial (e.g., counts that required reconstructing intermediate values), we estimated the parameter using the raw data provided by the authors. To do so, we applied standard arithmetic derivations. Because these parameters were not originally calculated or summarized in the source studies, we treated the values obtained here as approximate estimates derived specifically for this review.

Reconstructed parameters and methodological exceptions

When studies reported summary values for the reproductive parameters, we extracted these directly. For studies providing only raw counts (e.g., number of eggs, hatchlings, fledglings, occupied boxes), we calculated the corresponding parameters using the same operational definitions as in the studies that reported those parameters. If data were insufficient for direct calculation (such as when only monthly totals were available) we estimated the parameters from available raw data. Table 1 summarizes the distinction between reported and calculated parameters. Only one study required extensive estimation: Martínez-Jamett (2005). For this study, we derived clutch sizes and success metrics from monthly egg totals and numbers of occupied nest boxes after excluding nest boxes used by other species.

Two studies required additional consideration due to the peculiarities in sampling design and information analysis. Muñoz-Pederos (1996) reported nest-box occupancy for two separate sites (Temuco and Valdivia), which were therefore treated as independent entries. Medrano Martínez *et al.* (2019) presented occupancy, clutch size, and reproductive success separately for two breeding seasons, but combined incubation and nestling periods across both years.

Due to two inconsistencies among studies, our temporal parameters should be interpreted as broadly comparable estimates rather than strictly equivalent metrics. Firstly, the distinct authors monitored nests daily, every three days, or weekly. Secondly, the operational definitions of the incubation and nestling periods differed slightly between authors. We considered these inconsistencies when interpreting cross-study comparisons and acknowledged them as a limitation of the dataset.

Data analysis

Our analysis aimed to summarize and visualize reproductive parameters from the studies we reviewed. First, we compiled all data collected into a general database. Subsequently, we imported them into R, a free software for data standardization and analysis. (R Core Team, v. 4.4.1)

The response variables were all those we described previously in the section “study selection and inclusion criteria.” These were nest occupancy, clutch size, incubation period, nestling period, nesting success, and reproductive success. These metrics were either explicitly reported or could be derived from available data in at least three of the selected studies. Together, these metrics represent key stages of the reproductive cycle. We considered the geographic location and habitat type as the two main explanatory variables. This enabled us to

examine reproductive parameters with regard to the geographic position of each study site and the environmental context in which other authors studied the Southern House Wren.

We calculated the mean, standard deviation (SD), range, and sample size for each reproductive parameter. We used scatterplots to explore geographical trends in reproductive parameters available. Linear regression lines were fitted for illustrative purposes only, without statistical inference or assumption testing. Additionally, we assessed the relative variability of each reproductive parameter among studies using the coefficient of variation ($CV = [SD / \text{Mean}] \times 100$). This allowed us to compare variability across traits measured on different scales and identify which reproductive traits show greater heterogeneity among study sites.

RESULTS

We analyzed six studies (see Table 1). These studies covered localities from Santiago (33°34'S) to Chiloé Island (41°52'S) and various environments. These environments included university campuses (Riveros Velásquez 2009, Acuña Daza 2012, Medrano Martínez *et al.* 2019), cherry (*Prunus avium*) orchards (Martínez Jamett 2005), Monterey pine (*Pinus radiata*) plantations (Muñoz Pederos 1996), and forest and shrubland edges (Ippi *et al.* 2012). The number of monitored nest boxes ranged from 38 to 350, and nest heights varied from 1.3 to 3 m.

The nest occupancy ranged widely from 23 % to 80 %, with a mean of approximately 58.5 % (Table 1). The clutch size, nesting success, and reproductive success varied less widely (Table 1). The mean clutch size was nearly five eggs, with a range from about four and six eggs. Notably, nesting success was high, averaging 82 %. Riveros Velásquez (2009) documented the highest nesting success in a university campus in Chillán (> 90%). Overall, reproductive success averaged 81 %, ranging from about 51 % to 91 %. The incubation period and the nestling period (from hatching to fledging) averaged approximately 15 and 16 days, respectively. There was low variation in the duration of these periods across studies (Table 1).

Visualization of the available data for the six parameters using scatterplots revealed apparent differences among localities. The incubation and nestling periods showed greater variability for the northern sites than for southern sites (Fig. 1). Clutch sizes were generally larger in the northern and central localities and smaller in the southern localities. In contrast, both incubation and nestling periods exhibited the opposite trend, with longer durations in the southern localities and shorter durations in the northern localities (see Fig. 1). Nest box occupan-

Table 1. Summary of studies on the breeding biology of Southern House Wrens (*Troglodytes musculus*) in Chile and its reproductive parameters. The latitudes and longitudes correspond to the approximate geographical locations of the study sites. Geographical coordinates for the Temuco and Valdivia sites were obtained from nearby cities, as the Muñoz-Pederos (1996) study did not specify exact position. Asterisks (*) indicate data not included in the respective study but calculated for this analysis. Dashes (-) indicate missing data. Nest box external dimensions are given as width x depth x height (cm). Entrance characteristics are indicated in parentheses as (E: Ø = entrance diameter; H = height from base).

Reference	Location	Latitude, longitude	Environment	Study year and period	No. of nest boxes	Nest box height (in m)	Nest box external dimensions and entrance (Ø; H) (cm)	Occupancy (in %)	Clutch size (number of eggs)	Nesting success (in %)	Reproductive success (in %)	Incubation period (in days)	Nesting period (in days)
Medrano Martínez <i>et al.</i> (2019)	Santiago	33°34'S, 70°37'W	University campus	2007-2010 (Aug-Jan)	100	1.3-2.5	13x13x27 (E: Ø 4)	23*	5.3 ± 2	-	89.5*	12.6 ± 5.5	12.7 ± 5.8
Martínez Jamett (2005)	Chillán	36°36'S, 72°16'W	Cherry orchards	2003-2004 (Sep - Feb)	103	2	16x14x28 (E: Ø 3.4; 16)	50.5*	6.2 ± 2*	75.3 %*	91.3	-	-
Riveros Velásquez (2009)	Chillán	36°35'S, 72°04'W	University campus	2004-2007 (Aug-Dec)	110	1.5-2	11.4x10x18.7-20.7 (E: Ø 3.5; 11)	80	4.4 ± 0.7	94%	90.6	16.8 ± 4.0	18.4 ± 3.4
Acuña Daza (2012)	Chillán	36°35'S, 72°04'W	University campus	2009-2010 (Sep-Jan)	38	1.7-2	11.2x10x18.6-20.6 (E: Ø 3.3; 11.6)	50	4.9 ± 0.5	76.3 %*	50.8*	14.9 ± 0.7	17.8 ± 1.4
Muñoz-Pederos (1996)	Temuco	38°44'S, 73°04'W	Monterey pine plantation	1992-1993 (Sep-Sep)	61	3	16x16x16 (approx.) (E: Ø 5)	98.4	-	-	-	-	-
	Valdivia	39°46'S, 73°39'W	Monterey pine plantation	1992-1993 (Sep-Sep)	55	3	16x16x16 (approx.) (E: Ø 5)	56.6	-	-	-	-	-
Ippi <i>et al.</i> (2012)	Chiloé Island	41°52'S, 73°39'W	Scrubland/forest edge	2002-2005 (Oct-Jan)	350	1.5	16.5x18x25-30 (E: Ø 3; 19)	-	4.3 ± 0.7	-	-	16 ± 1.0	16 ± 1.0
Overall mean ± SD	-	-	-	-	-	-	-	58.5 ± 24.2	4.9 ± 0.7	81.9 ± 10.5	81.4 ± 17.3	14.6 ± 1.9	15.5 ± 2.7

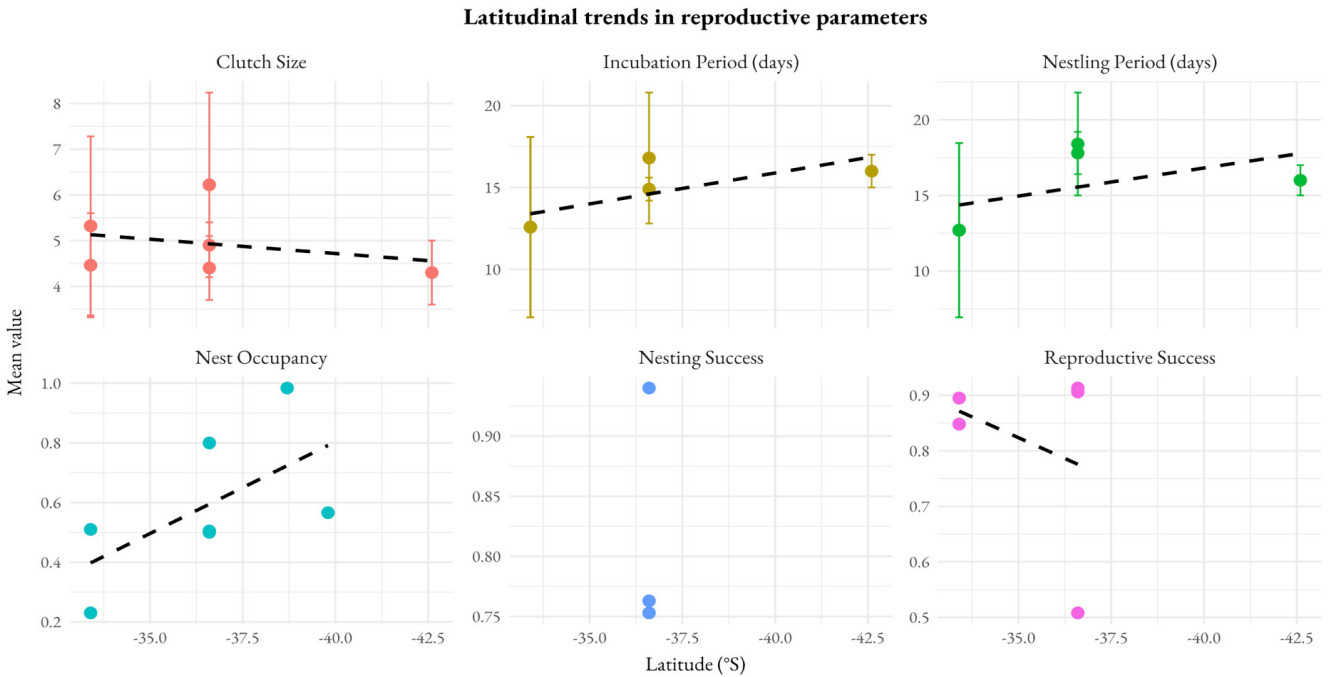


Figure 1. Latitudinal trends in reproductive parameters of Southern House Wrens (*Troglodytes musculus*) in Chile. Information was obtained from six studies conducted between central and southern Chile. Bars show the mean $\pm$ SD for clutch size, incubation period, and nestling period. Dashed lines indicate latitudinal trends from north to south.

cy showed the greatest variation, followed by reproductive success and nestling period. Clutch size, incubation period, and nesting success exhibited the least variation (Table 2).

DISCUSSION
Methodological limitations

Our analysis is the first to combine all the available information on the reproductive breeding biology of the Southern House Wren in Chile. This includes studies conducted in a variety of habitats and climates. The primary constraint of our analysis was the low number of available studies, which were conducted across a relatively

narrow geographic range. However, when considered as a whole, our approach enabled the identification of geographical differences in the breeding habits of Southern House Wrens. At the same time, it highlights methodological challenges that constrain the interpretation of the observed patterns.

One of the main limitations during our review was the marked methodological heterogeneity among studies. The analyzed studies contained inconsistencies in monitoring frequency, in the definitions of laying and incubation, in the fledging dates, in the criteria to calculate reproductive success, and in the level of detail with which reproductive parameters were reported. Such inconsisten-

Table 2. Descriptive statistics of reproductive parameters of Southern House Wrens (*Troglodytes musculus*) calculated from six studies conducted in Chile. SD = standard deviation, CV = coefficient of variation, and n = number of studies.

Parameters	Mean	SD	Range		CV (%)	n
			Min	Max		
Nest occupancy (%)	58.5	24.2	23	98.4	41.4	7
Clutch size	4.9	0.7	4.3	6.2	14.9	6
Nesting success (%)	81.9	10.5	75.3	94	12.8	3
Reproductive success (%)	81.4	17.3	50.8	91.3	21.3	5
Nestling period (days)	15.5	2.7	12.7	18.4	17.5	5
Incubation period (days)	14.6	1.9	12.6	16.8	13.3	5

cies greatly precluded direct comparisons across studies. Added to this is the taxonomic inconsistency present in part of the South American literature, where populations that, based on geographic distribution, would correspond to Southern House Wren were presented as Northern House Wren or its subspecies (Muñoz-Pedreros 1996, Martínez Jamett 2005, Ippi *et al.* 2012, Aguilar Estalles 2014, Llambías *et al.* 2015, Medrano Martínez *et al.* 2019, Alexandrino *et al.* 2022). This reflects the long-standing debate over the taxonomic revision of *T. aedon*, which ultimately led to the recognition of Southern House Wren as a separate species (Brumfield & Caparella 1996, Klicka *et al.* 2023, Remsen & SACC 2025). This lack of methodological and nomenclatural standardization complicates direct comparison among studies and limits the possibility of evaluating broader ecological gradients. This underscores the need to move towards common definitions and comparable protocols that allow for a more accurate assessment of reproductive variation in among Southern House Wren populations.

Explaining for geographical variations in reproductive traits

Due to limitations of the available data, we could not elucidate the true causes of the observed geographical variations among reproductive traits of Southern House Wrens in Chile. It is possible that the observed variations are merely an artifact of the limited number of studies included in the analysis. Even so, the coefficients of variation indicate that traits closely linked to artificial cavity use and overall breeding output varied more markedly among sites. Conversely, parameters describing the core developmental phases (clutch size, incubation period, nestling period) exhibited comparatively lower variation (Table 2). This finding aligns with the hypothesis that traits associated with microhabitat use may be more strongly influenced by local environmental context. On the contrary, physiological traits tend to be more conserved, even across ecologically contrasting contexts (Martin *et al.* 2007, Llambías 2012, Fernández *et al.* 2024).

Geographical variations in nest box occupancy may reflect variation in the local availability of natural cavities (Tomasevic *et al.* 2006). In environments such as cherry orchards, pine plantations, and university campuses where natural cavities are presumably scarce, Southern House Wrens occupied a greater proportion of nest boxes (Muñoz-Pedreros 1996, Martínez Jamett 2005, Riveros Velásquez 2009). In contrast, in more natural environments, Southern House Wrens occupied a smaller proportion of nest boxes (Ippi *et al.* 2012). We recognize that these variations preclude us from determining underlying causes. Moreover, comparable esti-

mates of population density were not available across the studies examined. Nonetheless, the observed pattern is consistent with the idea that local ecological factors, such as the abundance and quality of natural cavities, predation, and microclimatic conditions, can modulate the use of artificial nesting cavities (Llambías & Fernández 2009, Alexandrino *et al.* 2022). Thus, nest box occupancy should be interpreted mostly as a structural response to environmental context rather than a direct indicator of population density or productivity.

The observed latitudinal variation in the durations of incubation and nestling periods aligns with the well-known effect of temperature on embryonic and nestling development rates in passerines (Conway & Martin 2000). In general, we found that Southern House Wrens in warmer localities had shorter incubation and nestling periods, whereas those in the colder locality had longer and more homogeneous periods. This suggests that ambient temperatures can influence the development of Southern House Wren embryos and nestlings, even within the relatively narrow geographic range considered here.

The observed clutch sizes of the Southern House Wren across localities fall within the range reported for temperate populations of the species (Vergara 2007, Llambías & Fernández 2009, Fernández *et al.* 2024). In addition, observed clutch sizes were larger than those reported for the species in more tropical environments (McKenney 2013, Hayes 2014). Although clutch sizes in south-central Chile were slightly larger, these remain within the known range for the species. Perhaps these geographical variations in clutch sizes of Chilean populations were influenced by local food availability, habitat structure, or predation pressure (Finch 1991, Capilla-Lasheras *et al.* 2022). Some authors reported that, at continental scales, the clutch size of various passerine species tends to increase toward higher latitudes (Young 1994, Evans *et al.* 2005, Guo & Lu 2022). However, our analysis did not reveal that trend in the Chilean populations of the Southern House Wren. The absence of a pattern likely reflects both the limited geographic scale considered and the predominant influence of local environmental conditions at the study sites.

Some of the revised studies reported higher nesting and reproductive success in more human-modified environments. Instead, studies conducted in more natural habitats reported slightly lower success. However, we found that even studies from the same site can give very different estimates. That is the case of Riveros Velásquez (2009) and Acuña Daza (2012), who conducted their studies on the university campus in Chillán. These authors reported notably different values for reproductive success, despite using the same study site. More than

reflecting a true change in reproductive traits, these discrepancies could be related to environmental differences between the sampled years or to variations in monitoring. Given that both studies followed similar protocols, it is likely that year-specific conditions contributed to the reported results. This highlights the importance of developing standardized protocols that allow for identifying the underlying causes of such differences.

Our results are indicative rather than conclusive. Even so, these results helped us to identify which aspects of the reproductive cycle may be most sensitive to local environmental conditions. Habitat structure, cavity availability, and microclimatic conditions are among the factors that could influence the local expression of reproductive traits in cavity-nesting passerines (Martin *et al.* 2007, Llambías 2012, Fernández *et al.* 2024). Several ecological attributes make Southern House Wrens an appropriate model for future large-scale comparisons regarding their breeding habits. Some of these attributes are their extensive range, high tolerance to human-modified habitats, and rapid acceptance of nest boxes. This is not only useful for studies focused on Southern House Wrens but also for examining how passerines' reproductive traits respond to contrasting environmental conditions. However, moving toward consistent reproductive definitions and standardized protocols constitutes a crucial step for strengthening such comparisons. Although descriptive, our analysis provides a necessary foundation for guiding more *systematic* comparative research and for identifying which methodological aspects require further standardization.

CONCLUSION

A lack of systematic studies and consistent methods hindered a more thorough analysis of the geographical variation in the Southern House Wren's reproductive traits. However, we were able to identify which reproductive parameters vary most and which vary least across studies. These preliminary results highlight the traits most sensitive to local environmental conditions. Consequently, future research should include both the northernmost and southernmost populations. Taken together, this review provides a foundation for future studies and strengthens the comparative approach to Southern House Wren reproductive biology in Chile.

ACKNOWLEDGEMENTS. - We thank the undergraduate students of the Laboratory of Ecology and Wildlife for their valuable assistance during fieldwork, to Loreto Acuña, Mariel Riveros, and to the reviewers for their thoughtful and constructive comments, which helped to improve the manuscript.

LITERATURE CITED

- ACUÑA DAZA, L.A. 2012. *Duración de la construcción del nido, incubación y crianza de Chercán (Troglodytes musculus) en casas anideras ubicadas en el Campus Chillán, Universidad de Concepción, Chile*. Memoria de Título de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción, Chillán, Chile. 36 pp.
- AGUILAR ESTALLES, M.C. 2014. *Evaluación de la hipótesis de calidad de cría en dos poblaciones de ratona común (Troglodytes aedon) que difieren en rigurosidad climática*. Memoria de Título de Biología, Universidad de Cuyo, Mendoza, Argentina.
- ALEXANDRINO, E., G. SILVA, M. CORBO, B. DEMUNER & SZABO, J. 2022. Urban Southern House Wren (*Troglodytes aedon musculus*) nesting in apparently unsuitable human-made structures: Is it worth it?. *Ornithología Neotropical* 33: 44-52.
- ALWORTH, T. 1996. An experimental test of the function of sticks in the nests of House Wrens. *Condor* 98: 841-844.
- BELLOCO, M.I., J. FILLOY, G.A. ZURITA & M.F. APELLANIZ. 2011. Responses in the abundance of generalist birds to environmental gradients: The rufous-collared sparrow (*Zonotrichia capensis*) in the southern Neotropics. *Écoscience* 18: 354-362.
- BRUMFIELD, R.T. & A.P. CAPPARELLA. 1996. Genetic differentiation and taxonomy in the House Wren species group. *Condor* 98: 547-556.
- CALLAGHAN, C.T., R.E. MAJOR, J.H. WILSHIRE, J.M. MARTIN, R.T. KINGSFORD & W.K. CORNWELL. 2019. Generalists are the most urban-tolerant of birds: a phylogenetically controlled analysis of ecological and life history traits using a novel continuous measure of bird responses to urbanization. *Oikos* 128: 845-858.
- CAPILLA-LASHERAS, P., M.J. THOMPSON, A. SÁNCHEZ-TÓJAR, Y. HADDOU, C.J. BRANSTON, D. RÉALE, A. CHARMANTIER & D.M. DOMINONI. 2022. A global meta-analysis reveals higher variation in breeding phenology in urban birds than in their non-urban neighbours. *Ecology Letters* 25: 2552-2570.
- CONWAY, C.J. & T.E. MARTIN. 2000. Effects of ambient temperature on avian incubation behavior. *Behavioral Ecology* 11: 178-188.
- EVANS, K.L., R.P. DUNCAN, T.M. BLACKBURN, & H.Q.P. CRICK. 2005. Investigating geographic variation in clutch size using a natural experiment. *Functional Ecology* 19: 616-624.
- FERNÁNDEZ, G.J., M.E. CARRO & L.S. JOHNSON 2024. Southern House Wren (*Troglodytes musculus*), version 1.0. In Juárez, R., B.K. Keeney & S.M. Billerman (eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.houwre4.01>
- FINCH, D.M. 1991. House wrens adjust laying dates and

- clutch size in relation to annual flooding. *Wilson Bulletin* 103: 25-43.
- FJELDSÅ, J. & N. KRABBE. 1990. *Birds of the High Andes: a manual to the birds of the temperate zone of the Andes and Patagonia, South America*. Zoological Museum, University of Copenhagen and Apollo Books, Svendborg, Denmark. 876 pp.
- GUO, Y. & X. LU. 2022. Clutch size of passerines increases with latitude in China, but egg size is conserved. *Ibis* 164: 1063-1072.
- HALFWERK, W., L.J.M. HOLLEMAN, C.M. LESSELLS & H. SLABBEKOORN. 2011. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology* 48: 210-219.
- HANSON, N.E.I. 2025. *The influence of anthropogenic infrastructure on the reproductive success of Northern House Wrens (Troglodytes aedon) in proximity to highways*. Master's thesis, Fort Hays State University, Kansas, USA. <https://doi.org/10.58809/LTAF1770>
- HAYES, F.E. 2014. Breeding season and clutch size of birds at Sapucái, departamento Paraguarí, Paraguay. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay* 18: 77-97.
- IPPI, S. 2018. Chercán común, *Troglodytes aedon*. Pp. 518-519 en Medrano, F., R. Barros, H. Norambuena, R. Matus & F. Schmitt (eds). *Atlas de las aves nidificantes de Chile*. Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile, Santiago, Chile. 670 pp.
- IPPI, S., R. VÁSQUEZ, J. MORENO, S. MERINO & C. VILLAVICENCIO. 2012. Breeding biology of the Southern House Wren on Chiloé Island, southern Chile. *Wilson Journal of Ornithology* 124: 531-537.
- KIGHT, C.R., & J.P. SWADDLE. 2011. How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *Ecology Letters* 14: 1052-1061.
- KLICKA, J., K. EPPERLY, B.T. SMITH, G.M. SPELLMAN, J.A. CHAVES, P. ESCALANTE., C.C. WITT, R. CANALES-DEL-CASTILLO & R.M. ZINK. 2023. Lineage diversity in a widely distributed New World passerine bird, the House Wren. *Ornithology* 140. <https://doi.org/10.1093/ornithology/ukad018>
- KLOMP, H. 1970. The determination of clutch-size in birds: a review. *Ardea* 38: 1-124.
- LEVIN, R.N., S.M. CORREA, K.A. FREUND & M.J. FUXJAGER. 2023. Latitudinal and elevational variation in the reproductive biology of house wrens, *Troglodytes aedon*. *Ecology and Evolution* 13: e10476.
- LLAMBÍAS, P.E. 2012. How do Southern House Wrens *Troglodytes aedon musculus* achieve polygyny? An experimental approach. *Journal of Ornithology* 153: 571-578.
- LLAMBÍAS, P.E., & G.J. FERNÁNDEZ. 2009. Effects of nestboxes on the breeding biology of Southern House Wrens *Troglodytes aedon bonariae* in the southern temperate zone. *Ibis* 151: 113-121.
- LLAMBÍAS, P.E., M.E. CARRO & G.J. FERNÁNDEZ. 2015. Latitudinal differences in life-history traits and parental care in northern and southern temperate zone House Wrens. *Journal of Ornithology* 156: 933-942.
- MARTIN, T.E., S.K. AUER, R.D. BASSAR, A.M. NIKLISON & P. LLOYD. 2007. Geographic variation in avian incubation periods and parental influences on embryonic temperature. *Evolution*, 61: 2558-2569.
- MARTÍNEZ JAMETT, M.A. 2005. *Ocupación de casas anideras por chercán, Troglodytes aedon Vieillot (Aves: Troglodytidae) en huerto orgánico de cerezos (Prunus avium) en el sector El Huaque, provincia de Ñuble, Chile*. Memoria de Título de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción, Chillán, Chile. 25 pp.
- MCKENNEY, K.C. 2013. *Evaluating the influence of environmental factors on the rate of extra-pair matings in tropical and temperate populations of the House Wren (Troglodytes aedon)*. MSc Thesis, The University of Wisconsin, Milwaukee, USA. 38 pp.
- MEDRANO MARTÍNEZ, F., I. VÁSQUEZ, F. AGUIRRE, P. MALDONADO, H. GUTIÉRREZ, K. BURGOS, M.J. OVALLE, V. LATORRE & C. VERGARA. 2019. Notas sobre la biología reproductiva del Chercán común. *Revista Chilena de Ornitología* 25: 9-12.
- MUÑOZ-PEDREROS, A. 1996. Nidos artificiales en plantaciones de *Pinus radiata* en el sur de Chile: una herramienta para mitigar impactos ambientales negativos? *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 393-400.
- ORTEGA, C.P. 2012. Effects of noise pollution on birds: a brief review of our knowledge. *Ornithological Monographs* 74: 6-22.
- R CORE TEAM. 2023. R: A language and environment for statistical computing (Version 4.4.1) [Software]. *R Foundation for Statistical Computing*. <https://www.R-project.org/>
- REMSEN, J.V. JR. & SACC [SOUTH AMERICAN CLASSIFICATION COMMITTEE]. 2025. Proposal 1056: *Treat the musculus subspecies group as a separate species from Troglodytes aedon*. American Ornithological Society. Available at: <https://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCprop1056.htm>
- RIVEROS VELÁSQUEZ, M.A. 2009. *Características de la nidificación de chercán (Troglodytes musculus) en casas anideras del campus Chillán, Universidad de Concepción, Ñuble, Chile*. Memoria de Título de Medicina Veterinaria, Universidad de Concepción, Chillán, Chile. 61 pp.
- SOSA-LÓPEZ, J.R. & D.J. MENNILL. 2014. Continent-wide patterns of divergence in acoustic and morphological traits in the House Wren species complex. *Auk* 131: 41-54.
- TOMASEVIC, J. & C. ESTADES. 2006. Stand attributes and the abundance of secondary cavity-nesting birds in south-

- ern beech (*Nothofagus*) forests in south-central Chile. *Ornitología Neotropical* 17: 1-14.
- VERGARA, P.M. 2007. Effects of nest box size on the nesting and renesting pattern of *Aphrastura spinicauda* and *Troglodytes aedon*. *Ecología Austral* 17: 133-141
- VIEILLOT, L.P., J.G. PRÊTRE, L. BOUQUET, & P.G. LANGLOIS. 1809. *Histoire naturelle des oiseaux de l'Amérique septentrionale: contenant un grand nombre d'espèces décrites ou figurées pour la première fois*. Tome 1. Chez Desray, Paris.
- WALTERS, M. 1994. Passerines. Pp. 144-249 in Robbins, M.B. (ed.). *Birds' Eggs*. Dorling Kindersley, Michigan, USA. 256 pp.
- WANAMAKER S.M., D. SINGH, A.J. BYRD, T.M. SMILEY & E.D. KETTERSON. 2020. Local adaptation from afar: migratory bird populations diverge in the initiation of reproductive timing while wintering in sympatry. *Biology Letters* 16: 2020.0493.
- YOUNG B. 1994. Geographic and seasonal patterns of clutch-size variation in House Wrens. *Auk* 111: 545-555.
- Manuscript received 27 April 2025, accepted 30 June 2025.*
Processed by Silvina Ippi, associate editor.

ESTADO DEL CONOCIMIENTO ACERCA DE LA BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA DEL PINGÜINO DE MAGALLANES (*SPHENISCUS MAGELLANICUS*) EN EL LITORAL MARÍTIMO BONAERENSE, ARGENTINA

State of knowledge regarding the biology and ecology of the Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) in the Bonaerense maritime coast, Argentina

JUAN PABLO SECO PON & GERMÁN OSCAR GARCÍA

Ecología y Conservación de Aves Marinas y Costeras, Instituto 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

Autor de correspondencia: Juan Pablo Seco Pon, secopon@mdp.edu.ar

RESUMEN.- Existe poco conocimiento de la biología del pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) durante su periodo no reproductivo en la costa bonaerense, Argentina. En esta revisión, sintetizamos la información disponible sobre la biología y conservación del pingüino de Magallanes en el litoral marítimo bonaerense. Los aspectos revisados fueron el consumo por las sociedades costeras cazadoras-recolectoras, la abundancia y distribución, el uso del espacio marino, estado sanitario, las interacciones con las actividades humanas y amenazas. Para esto, hicimos una búsqueda exhaustiva de la literatura científica en buscadores académicos en la internet, acotando nuestra búsqueda al periodo 1970-2023. La costa bonaerense constituye una zona de invernada y un corredor migratorio para los pingüinos de Magallanes provenientes de las colonias reproductivas australes. En la costa bonaerense, los pingüinos consumen cefalópodos, peces y crustáceos. Sus depredadores marinos incluyen lobos marinos y focas. Algunos de sus parásitos internos son los gusanos platelmintos y nematodos. Las mayores amenazas para su persistencia poblacional son el empetrolamiento, los metales pesados, los residuos plásticos, la pesca comercial y las prospecciones petroleras. A partir de nuestra revisión, planteamos 10 prioridades de investigación para avanzar en el conocimiento de la biología, ecología y conservación del pingüino de Magallanes en la costa bonaerense.

PALABRAS CLAVES: amenazas, ave buceadora, desplazamientos migratorios, costa bonaerense, periodo no reproductivo, variabilidad ambiental.

ABSTRACT. – There is little knowledge of the biology of Magellanic penguins during their non-breeding period on the Buenos Aires coast of Argentina. In this review, we synthesize the available information on the biology and conservation of Magellanic penguins along the Buenos Aires coast. The aspects reviewed were consumption by coastal hunter-gatherer societies, abundance and distribution, marine space use, health status, interactions with human activities, and threats. To this end, we conducted a comprehensive search of the scientific literature using academic search engines on the internet, limiting our search to the period 1970-2023. The Buenos Aires coast serves as a wintering ground and a migratory corridor for Magellanic penguins from breeding colonies in Patagonia and the Malvinas Islands. On the Buenos Aires coast, penguins feed on cephalopods, fish, and crustaceans. Their marine predators include sea lions and seals. Some of their internal parasites are flatworms and nematodes. Greatest threats to their population persistence are oil spills, heavy metals, plastic debris, commercial fishing, and oil exploration. Based on our review, we propose 10 research priorities to advance our understanding of the biology, ecology, and conservation of the Magellanic penguin on the Buenos Aires coast.

KEYWORDS: Bonaerense coast, diving seabird, environmental variability, migratory movements, non-breeding season, threats.

INTRODUCCIÓN

El litoral marítimo argentino, incluyendo las Islas Malvinas, alberga colonias reproductivas de cinco especies de pingüinos. Estas especies son el pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), pingüino papúa (*Pygoscelis papua*), pingüino rey (*Aptenodytes patagonicus*), pingüino de penacho amarillo (*Eudyptes chrysocome*) y pingüino macaroni (*E. chrysolophus*) (Schiavini *et al.* 2005, Boersma *et al.* 2015). La especie más ampliamente distribuida y con el mayor número de individuos reproductores en términos comparativos es el pingüino de Magallanes. Sus poblaciones reproductivas en el océano Atlántico Sudoccidental se distribuyen desde la Bahía San Antonio, provincia de Río Negro hasta la Isla Martillo en el archipiélago fueguino, incluyendo las Islas Malvinas (40-54° S; Schiavini *et al.* 2005, Boersma *et al.* 2015, García Borboroglu *et al.* 2022). El tamaño de la población reproductiva oscilaría entre 1,1 y 1,6 millones de parejas (Boersma *et al.* 2015).

Con relación a su ciclo reproductivo, los pingüinos de Magallanes adultos llegan a sus sitios de nidificación a fines de agosto o principios de septiembre para excavar sus cuevas y reparar sus nidos. A mediados de octubre inician la puesta de huevos y a mediados de noviembre ya comienza la eclosión de los polluelos (Scolaro 1987, Schiavini *et al.* 2005, Boersma *et al.* 2015). Durante el período no reproductivo, parte de la población del pingüino de Magallanes que se reproduce en la costa patagónica e Islas Malvinas, migra hacia las costas del norte de Argentina, Uruguay y el sur-centro de Brasil (Boersma *et al.* 2009, 2015). El pingüino de Magallanes utiliza el buceo de persecución para obtener su alimento, siendo la anchoíta (*Engraulis anchoita*) su principal presa en el norte de la Patagonia Argentina (Schiavini *et al.* 2005, Boersma *et al.* 2015).

La información disponible acerca de los aspectos de la biología y ecología del pingüino de Magallanes en el territorio argentino indica un evidente sesgo geográfico y temporal respecto del conocimiento que tenemos sobre esta especie. La literatura disponible está mayormente restringida a la región patagónica e Islas Malvinas y al ciclo reproductivo de la especie (Gandini *et al.* 1996, Schiavini *et al.* 2005, Boersma *et al.* 2015, Menéndez-Blázquez 2020). Mientras que la información disponible para otras localidades del Atlántico Sudoccidental y otros periodos del ciclo anual está supeditada al territorio brasileño (Ruoppolo *et al.* 2012).

En Argentina, el litoral marítimo de la provincia de Buenos Aires es el único conclave costero que no alberga grandes colonias reproductivas de aves marinas (Yorio *et al.* 1998, Schiavini *et al.* 2005, Favero *et al.* 2016). Sin embargo, la literatura disponible indica que las

áreas costeras adyacentes a dicho litoral son ampliamente utilizadas por el pingüino de Magallanes, tanto durante el periodo reproductivo como no reproductivo (Boersma *et al.* 2015).

Hasta donde sabemos, no existe un análisis detallado que compile los aspectos de la biología y ecología del pingüino de Magallanes en la costa de la provincia de Buenos Aires. Aquí sintetizamos el estado del conocimiento biológico y ecológico de esta especie de pingüino, incluyendo su consumo por sociedades costeras cazadoras-recolectoras, su abundancia y distribución, el uso del espacio marino, su ecología alimentaria, sus aspectos sanitarios, y las principales amenazas hacia su población. El fin último de esta síntesis es ayudar a visualizar los principales vacíos de conocimiento acerca de la biología del pingüino de Magallanes en la costa bonaerense.

MÉTODOS

Nuestra revisión bibliográfica estuvo orientada a compilar y analizar el estado actual del conocimiento sobre la biología y ecología del pingüino de Magallanes en el litoral marítimo bonaerense. Para esto, efectuamos una búsqueda exhaustiva de la literatura científica en diversas bases académicas electrónicas (SciELO, Scopus y Google Scholar). Durante la búsqueda utilizamos combinaciones de palabras clave en español, inglés y portugués. Las combinaciones incluyeron los términos siguientes: “pingüino de Magallanes”, “pingüino patagónico”, “*Spheniscus magellanicus*”, “invernada”, “periodo no reproductivo”, “migración”, “franja costera bonaerense”, “litoral marítimo bonaerense” y “ecorregión Pampa”. Los artículos obtenidos fueron evaluados y seleccionados de acuerdo con los criterios de inclusión y exclusión establecidos por la declaración PRISMA (Moher *et al.* 2010). De cada artículo extrajimos la información vinculada con los aspectos biológicos, ecológicos y espaciales de la especie. Ya obtenida, organizamos la información para su posterior análisis e interpretación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Explotación histórica y actual en la costa bonaerense

En la zona costera de la ecorregión Pampa, los grupos humanos de cazadores-recolectores prehistóricos iniciaron la explotación de los recursos marino-costeros hace ≈ 9000 y 7000 años atrás. La evidencia indica que ellos consumieron mamíferos marinos, aves, peces e invertebrados (Bastida & Rodríguez 2002). Sin embargo, hay pocos registros arqueológicos del consumo de pingüinos de Magallanes en el sector costero de la ecorregión Pampa en comparación con los antecedentes en las costas de la Patagonia Argentina (Cruz 2001, Tivoli & Zangrando 2011, Borella & Cruz 2012). Posiblemente, la razón de

esto es que en la costa de la provincia de Buenos Aires no hay colonias reproductivas de aves marinas, incluyendo pingüinos (Yorio *et al.* 1998, Favero *et al.* 2016).

La información disponible indica que solo hay dos sitios arqueológicos que contienen restos óseos de pingüinos *Spheniscus* sp. en el litoral marítimo de la provincia de Buenos Aires. Uno de ellos está en el curso inferior del arroyo Corrientes (sitio Alfár), partido de General Pueyrredon, en el sudeste bonaerense (Bonomo & León 2010). El otro sitio está en el Balneario San Cayetano, partido de San Cayetano, en el sur de la provincia de Buenos Aires (Massigoge *et al.* 2015). A pesar de la limitada evidencia fósil, el material encontrado en el sitio Alfár indica la explotación de pingüinos *Spheniscus* sp. solitarios por parte de humanos cazadores-recolectores en el Holoceno Medio (ca. 5700 años atrás) (Bonomo & León 2010).

En tiempos modernos, el mantenimiento en cautiverio de aves silvestres ocurre en todo el mundo. De hecho, la crianza en cautiverio es una tradición antigua y extendida. Desde el año 1600 antes del presente hasta ahora, más de 75 familias de aves han sido criadas en cautiverio ($\approx 42\%$ de todas las familias de aves; Wayne 1969). Los pingüinos americanos no son una excepción.

Los registros de pingüinos del género *Spheniscus* mantenidos en cautiverio en zoológicos de América del Norte datan de principios del siglo XX. Por ejemplo, a mediados de la década de 1990 había más de 50 zoológicos norteamericanos que mantenían una o más especies de pingüinos, con una población estable de unos 150 pingüinos de Magallanes (Diebold *et al.* 1999). A fines de la década de 2010, 282 pingüinos de Magallanes residían en 14 zoológicos y acuarios en territorio norteamericano (Krol *et al.* 2020). En el cono sur de Sudamérica, diversos oceanarios y centros de rehabilitación admiten pingüinos de Magallanes rescatados después de un varamiento. Algunos centros ofrecen programas de rehabilitación para estas aves. En las costas de Brasil, al menos 12 instituciones ofrecen estos servicios (García Borboroglu *et al.* 2006, de Mendonça Santos *et al.* 2019).

Aunque los centros de rescate y zoológicos contribuyen a mantener las poblaciones de pingüinos, no existe información acerca del tamaño poblacional de las especies de pingüinos mantenidas en cautiverio. Esto también sucede con las instituciones argentinas dedicadas a la atención y rehabilitación de pingüinos (García Borboroglu *et al.* 2006, Ruoppolo *et al.* 2012). La información no publicada indica que los individuos juveniles son los más ingresados a los centros de atención y rehabilitación en la costa norte de Argentina.

Uso del espacio marino-costero bonaerense

Actualmente, el pingüino de Magallanes aparece de ma-

nera regular a lo largo de la costa marina de la provincia de Buenos Aires, principalmente entre febrero y septiembre (Murphy 1936). Estos meses se corresponden con el periodo no reproductivo de la especie en el Atlántico Sudoccidental (Boersma *et al.* 2015). Allí es frecuente registrar pingüinos de Magallanes en las costas del sudeste bonaerense, habiendo numerosos registros en las playas arenosas de los partidos de Villa Gesell, General Pueyrredon, General Alvarado y Necochea, y también en playas arenosas localizadas más al sur como el partido de San Cayetano. El número de pingüinos en esos lugares varía desde unos pocos hasta cientos de individuos (Murphy 1936, Korschenewski 1975, Narosky & Fiameni 1986, García & Gómez Laich 2007, Stokes *et al.* 2014, Massigoge *et al.* 2015, Seco Pon & García 2022). En áreas costeras más al norte, como en el partido de la Costa, el número de individuos avistados en las playas es considerablemente menor (Lowen & Barnett 2010). Sin embargo, eso podría ser un artefacto de un menor esfuerzo de observación por parte de los investigadores.

La información disponible indica que en las costas del sur y sudeste bonaerense los pingüinos juveniles son más numerosos que los pingüinos adultos (Korschenewski 1975, Narosky & Fiameni 1986, Stokes *et al.* 2014, Massigoge *et al.* 2015, Seco Pon & García 2022). Un estudio reciente basado en pingüinos varados también indica que, en las áreas costeras del sudeste bonaerense, las hembras juveniles superan en número a los machos juveniles en una relación 2:1 (Seco Pon & García 2022). Este sesgo hacia las hembras es explicable por el hecho que las hembras juveniles alcanzan latitudes menores y utilizan aguas menos profundas que los machos juveniles (Yamamoto *et al.* 2019, Barrionuevo *et al.* 2020). El mayor número de hembras juveniles en la población de pingüinos de Magallanes es un patrón recurrente en otras áreas no reproductiva de la especie (e.g., costa de Brasil; Reis *et al.* 2001, Vanstreels *et al.* 2013, Tavares Nunes *et al.* 2015).

Las aguas adyacentes a la costa marina de la provincia de Buenos Aires son parte del sistema marino que utilizan los pingüinos de Magallanes adultos durante su migración post-reproductiva en el Atlántico Sudoccidental. Esta información proviene primariamente de pingüinos adultos equipados con transmisores satelitales o geolocalizadores en diversos sitios de nidificación a largo de la costa marina argentina, incluyendo las Islas Malvinas (Stokes *et al.* 1998, Pütz *et al.* 2000, 2007, Stokes *et al.* 2014, Yamamoto *et al.* 2019, Barrionuevo *et al.* 2020, Dodino *et al.* 2021, Barrionuevo & Frere 2023, Barrionuevo *et al.* 2023, Rebstock & Boersma 2023). Secundariamente, el patrón de uso del espacio marino adyacente a la costa bonaerense por parte de los pingüinos de Maga-

llanes fue inferido sobre la base de individuos anillados (Ruoppolo *et al.* 2012, Stokes *et al.* 2014).

Pütz *et al.* (2000) encontraron que dos hembras que completaron la muda post-reproductiva en Caleta Foca arribaron al este del estuario del Río de la Plata. Stokes *et al.* (1998) encontraron que dos machos adultos que completaron la muda post-reproductiva en Punta Tombo se desplazaron hacia las zonas costeras al norte de su colonia. Otros machos arribaron a aguas neríticas localizadas al sur de la provincia de Buenos Aires (Stokes *et al.* 1998) o se adentraron en aguas de la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay (Stokes *et al.* 2014).

Otro estudio realizado en Punta Tombo reveló que todos los individuos adultos ($n = 8$) de ambos sexos que finalizaron el periodo reproductivo alcanzaron las aguas neríticas de la provincia de Buenos Aires, incluyendo la zona común de pesca antes mencionada (Rebstock & Boersma 2023). Los pingüinos adultos de ambos sexos que finalizaron el periodo reproductivo en Cabo dos Bahías llegaron hasta el Río de la Plata y aguas neríticas de Uruguay (Yamamoto *et al.* 2019). Sin embargo, los machos se concentraron en aguas comparativamente más profundas (≈ 60 m) al norte del Golfo San Matías, alrededor del Mar del Plata ($36\text{--}41^\circ\text{S}$). En cambio, las hembras utilizaron principalmente las aguas neríticas al este del estuario del Río de la Plata ($< 36^\circ\text{S}$) y a menores profundidades (≈ 35 m) (Yamamoto *et al.* 2019).

Barrionuevo *et al.* (2023) observaron que los pingüinos adultos que finalizaron el periodo reproductivo en Estancia San Lorenzo, Patagonia norte, alcanzaron el estuario del Río de la Plata y las aguas neríticas de Uruguay. Sin embargo, la mayoría de los individuos marcados (60 %, $n = 10$) permanecieron en aguas de El Rincón. Algunos de los pingüinos adultos de las colonias reproductivas en Isla Quiroga (25 %, $n = 12$) y Cabo Vírgenes (11,1 %, $n = 9$), Patagonia sur, también arribaron a las aguas del estuario del Río de la Plata (Barrionuevo *et al.* 2023). El mismo patrón fue evidenciado en los pingüinos adultos que finalizaron el periodo reproductivo en Isla Quiroga y Cabo Vírgenes, donde parte de los mismos realizaron una migración durante el periodo reproductivo hacia el norte (Barrionuevo & Frere 2023).

El seguimiento de los pingüinos de Magallanes, marcados con transmisores satelitales o geolocalizadores en la Patagonia norte y las Islas Malvinas, permitió saber que estos se desplazan hacia el norte. En su ruta, los pingüinos siguen un corredor migratorio relativamente estrecho que varía entre los 40 y 240 km de la costa (Stokes *et al.* 2014, Rebstock & Boersma 2023) y a profundidades de 30 a 60 m (Yamamoto *et al.* 2019). La población que nidifica en las costas de la Patagonia sur también se desplaza hacia latitudes menores, abarcando aguas neríticas

frente a las costas bonaerenses. No obstante, lo hace en un corredor migratorio más angosto (160–214 km de la costa) y a profundidades mayores (≥ 200 m de profundidad; Barrionuevo *et al.* 2020).

Los pingüinos de Magallanes arriban a los sitios de invernada, incluyendo la costa marina bonaerense, entre mediados y finales de abril y mayo, alcanzando la desembocadura del Río de la Plata a mediados de mayo o en junio (Stokes *et al.* 1998, 2014, Pütz *et al.* 2000, Barrionuevo *et al.* 2020, Rebstock & Boersma 2023). Los datos obtenidos de individuos equipados con aparatos de localización remota indican que sus más numerosas poblaciones se reproducen en las Islas Malvinas y a lo largo del litoral marítimo patagónico norte. Además, ellos comparten las zonas de invernada en el Atlántico Sudoccidental, utilizando un corredor migratorio estrecho y cercano a la costa, aunque el rango de profundidades es más amplio en el eje vertical.

La información disponible revela que las aguas adyacentes a la costa marina bonaerense no son relevantes para la alimentación de los pingüinos comparadas con las aguas patagónicas durante la temporada no reproductiva (Pütz *et al.* 2000, 2001a, Stokes *et al.* 2014, Yamamoto *et al.* 2019, Barrionuevo *et al.* 2020, 2023, Barrionuevo & Frere 2023, Rebstock & Boersma 2023). Sin embargo, los pingüinos de Magallanes usan las aguas neríticas al sur de la provincia de Buenos Aires, particularmente del estuario de El Rincón ($\sim 40^\circ\text{S}$). La presencia de áreas frontales en esta área marina promueve una alta productividad biológica (Marrari *et al.* 2004), generando una alta disponibilidad de alimento para múltiples especies de peces costeros (Acha *et al.* 2012). En menor medida, el uso del espacio marino adyacente a la costa bonaerense por parte del pingüino de Magallanes durante el invierno está basado en avistamientos desde embarcaciones de oportunidad (Renard 1931, Eakin *et al.* 1986, La Grotteria & Sosa 2023). Sin embargo, la especie también utiliza este espacio marino durante otras estaciones del año (Cooke & Mills 1972).

Cabe resaltar que hay nula información acerca de los desplazamientos de pingüinos juveniles a lo largo del litoral marítimo argentino, incluyendo el sector bonaerense. Recientemente, un estudio reveló el uso del espacio marino mediante transmisores satelitales colocados en algunos pingüinos juveniles que quedaron atrapados vivos en redes agalleras en el sur de Brasil. Dichos individuos permanecieron a lo largo de la costa del sur de Brasil y Uruguay en aguas neríticas hasta 10 km de la costa y 50 m de profundidad. No obstante, ellos no ingresaron en las aguas territoriales de Argentina, incluyendo la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay (Silva *et al.* 2022). Otro estudio reveló una baja proporción de individuos ju-

veniles (12%, $n = 226$) a lo largo de las costas de Brasil y Uruguay, y nula presencia en las costas de Argentina (Bhering *et al.* 2022).

Ecología alimentaria en aguas bonaerenses

La información disponible acerca de la dieta del pingüino de Magallanes en Argentina proviene desde sus áreas reproductivas (ver Schiavini *et al.* 2005, Boersma *et al.* 2015). Hasta donde sabemos, no existen estudios cuantitativos publicados acerca de la composición dietaria de la especie a lo largo de las costas de la provincia de Buenos Aires. Sin embargo, hay un reporte casual e información no publicada que reflejarían lo que los pingüinos de Magallanes consumen en la costa bonaerense. Tamini *et al.* (2000) analizaron los contenidos estomacales de tres individuos juveniles que murieron durante operaciones de pesca con redes de arrastre en aguas adyacentes a Puerto Quequén. Los autores encontraron que los tres estómagos contenían cornalitos (*Sorgentinia incisa*), los cuales tenían una longitud promedio de 70 mm. Seco Pon (información no publicada) analizó los contenidos estomacales de 195 individuos juveniles muertos en las costas del sudeste bonaerense. Su análisis reveló que los pingüinos de Magallanes jóvenes se alimentan principalmente de moluscos cefalópodos y, en menor frecuencia, de peces óseos y crustáceos.

Los hallazgos de Tamini *et al.* (2000) y Seco Pon (información no publicada) concuerdan con los resultados de varios estudios realizados en áreas de invernada a lo largo del litoral marítimo del sur de Brasil (Fonseca *et al.* 2001, Pinto *et al.* 2007, Di Benedetto *et al.* 2015, Silva *et al.* 2015, Marques *et al.* 2018). Seco Pon (información no publicada) analizó los isótopos estables $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en las plumas de 12 cadáveres de pingüinos de Magallanes juveniles recolectados en áreas no reproductivas a lo largo del sudeste bonaerense. El autor detectó que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaron entre -15,25‰ y -18,13‰, y los de $\delta^{15}\text{N}$ entre 13,94‰ y 19,93‰. Los valores isotópicos antes mencionados indicarían que los pingüinos de Magallanes juveniles, tanto hembras como machos, tienen una dieta variada que estaría compuesta de moluscos cefalópodos, peces óseos y crustáceos.

Depredadores

Los depredadores del pingüino de Magallanes en el litoral marítimo bonaerense incluyen a focas, lobos marinos y perros. Padula *et al.* (2024) analizaron los contenidos estomacales de 10 lobos finos antárticos (*Arctocephalus gazella*) y de 11 lobos marinos de dos pelos subantárticos (*Arctocephalus tropicalis*). Además, analizaron el contenido estomacal de una foca leopardo (*Hydrurga leptonyx*). Todos los individuos analizados fueron encontrados

muertos a lo largo de las costas bonaerenses entre 1996 y 2003. El análisis de Padula *et al.* (2024) reveló la ocurrencia de restos de aves acuáticas en los tractos gastrointestinales del 13,6 % de los animales analizados. Entre los restos hallados destacaron las plumas de pingüinos de Magallanes y de otras aves de hábitos costeros. Estas plumas estaban intactas o parcialmente digeridas, permitiendo identificar a la especie fuente (Padula *et al.* 2024). Los resultados de Padula *et al.* (2024) coinciden con los resultados de estudios previos realizados en el sur de Brasil (Machado *et al.* 2021).

Otros depredadores del pingüino de Magallanes en las costas bonaerenses son los perros domésticos (*Canis lupus familiaris*; G. García información no publicada). Estos perros representan una amenaza para la fauna silvestre en todas las ecorregiones del país, donde al menos 80 especies animales (de las cuales cerca del 50% son aves, entre ellas el pingüino de Magallanes) han sido perseguidas o depredadas por perros (Zamora-Nasca *et al.* 2021).

Salud y parámetros hematológicos

El pingüino de Magallanes es la especie de ave marina más frecuentemente rescatada y llevada a los centros de atención o rehabilitación en el litoral marítimo bonaerense. Así, los esfuerzos por establecer la condición fisiológica de los individuos en el territorio bonaerense están supeditados a su atención y recuperación en centros de rescate y/o rehabilitación (Rodríguez Heredia *et al.* 2008, García Borboroglu *et al.* 2010). Romero *et al.* (2015) evaluaron el estado de salud de individuos adultos que sufrieron empetrolamiento crónico, los cuales estaban en rehabilitación en un centro de rescate en el norte bonaerense. Los autores determinaron el estado de salud basándose en biomarcadores bioquímicos-moleculares (*i.e.*, sustancias reactivas del ácido tiobarbitúrico y metalotioneínas) y análisis hematológicos tales como el recuento diferencial de leucocitos y hematocrito. Romero *et al.* (2015) encontraron que los individuos empetrolados presentaron concentraciones considerablemente mayores de metalotioneínas en fracción celular y peroxidación lipídica que aquellos pingüinos mantenidos en cautiverio. Sin embargo, ambos grupos de estudio (aves empetroladas vs mantenidas en cautiverio) no tuvieron diferencias en los parámetros hematológicos evaluados.

Recientemente, García *et al.* (2020) evaluaron el estado sanitario de los pingüinos de Magallanes varados en el litoral bonaerense, considerando la influencia del sexo, la edad y la estacionalidad en la condición física y 20 parámetros sanguíneos. Los autores encontraron que la condición física, estimada a partir de la masa corporal, y más de la mitad de los parámetros sanguíneos analizados, puede variar según la clase etaria de los pingüinos

varados. Los pingüinos juveniles estaban en peores condiciones físicas (*i.e.*, masa corporal reducida y estado de inanición) en comparación con los pingüinos adultos.

Vanstreels *et al.* (2016) evaluaron el estado de salud de pingüinos de Magallanes confinados en un centro de rescate y rehabilitación en el norte bonaerense. Ellos detectaron que los pingüinos confinados no estaban exentos de enfermedades infecciosas frecuentes en otras aves marinas, tal como la malaria aviar (*Plasmodium* spp.).

Al menos seis especies de parásitos internos pueden habitar el tracto digestivo de los pingüinos de Magallanes en las costas bonaerenses. Estos incluyen a tres especies de platelmintos (*Cardiocephaloides physali*, *Ribeiroia ondatrae* y *Ascocotyle felippe*) y tres de nematodos (*Contracaecum pelagicum*, *C. plagiaticum*, *C. spheniscus*) (Boero *et al.* 1972, Garbin *et al.* 2007, Lunaschi *et al.* 2007). En otras áreas de su distribución no reproductiva, incluyendo el litoral marítimo del sur de Brasil, los pingüinos de Magallanes están expuestos a un número mayor de parásitos internos (Brandão *et al.* 2014, Vanhoni *et al.* 2018). Gastal *et al.* (2018) observaron al ácaro *Rhinonyssus sphenisci* habitando la cavidad nasal de algunos individuos. Becker *et al.* (1997) y Acosta *et al.* (2016) también documentaron la presencia de las garrapatas *Amblyomma sculptum* y *A. parvitarsum* en la piel de algunos pingüinos de Magallanes.

Principales amenazas en la costa bonaerense

Empetrolamiento.- Los pingüinos son aves particularmente vulnerables a los derrames de petróleo debido a que este puede inhibir las propiedades aislantes de su plumaje. Los pingüinos empapados con petróleo sufren hipotermia, pérdida de flotabilidad y ahogamiento, ulceraciones en la piel, los ojos y la cavidad bucal y nasal, intoxicación, entre otros efectos negativos (García Borboroglu *et al.* 2008, Rodríguez Heredia *et al.* 2008). Los datos históricos indican que los derrames de petróleo afectan a casi 100 pingüinos por año en la costa norte de Argentina y Uruguay (García Borboroglu *et al.* 2006).

La aparición de individuos vivos con signos de empetrolamiento en las playas es más frecuente durante el invierno (Korschenewski 1975, Narosky & Fiameni 1986, García Borboroglu *et al.* 2006). La costa de Mar del Plata es donde aparece el mayor número de pingüinos vivos con signos de empetrolamiento (García Borboroglu *et al.* 2006). Dicha problemática en las costas bonaerenses afecta primariamente a individuos adultos. García Borboroglu *et al.* (2006) observaron un patrón similar en las costas uruguayas. El problema de los derrames de petróleo aún persiste en la región costera bonaerense, aunque el número de pingüinos con signos de empetrolamiento ha disminuido en el orden de una decena de casos por año (Sergio Rodríguez Heredia, Alejandro Saubidet, información no publicada). Incluso, en algunos años el

número de casos es nulo (Seco Pon & García 2022).

Metales pesados.- Algunos metales pesados no esenciales (*e.g.*, mercurio, cadmio, plomo) constituyen elementos extremadamente tóxicos con diversos efectos nocivos en las aves marinas buceadoras (Espejo *et al.* 2017, Ropert-Coudert *et al.* 2019). Estudios recientes revelaron que los pingüinos juveniles de ambos sexos que arriban a la costa marítima del sudeste bonaerense estuvieron expuestos a mercurio. Quadri Adroque *et al.* (2021) detectaron que los niveles de este metal pesado en las plumas de los machos y las hembras no difirieron entre sí (rango = 265,5-1515,52 ng/g peso seco). Además, las concentraciones en las plumas fueron menores a los niveles considerados riesgosos. En cambio, Frías *et al.* (2012) reportaron concentraciones de mercurio de un orden de magnitud mayor que aquellas obtenidas hace una década para la especie en otros sitios del litoral marítimo argentino.

Residuos sólidos antropogénicos.- La ingesta de residuos sólidos de origen antrópico por aves marinas constituye un riesgo potencial para su salud y sobrevivencia (Battisti *et al.* 2019, Kühn & van Franeker 2020). Seco Pon *et al.* (2023) evaluaron la ocurrencia de residuos sólidos marino-costeros en el tracto digestivo de 148 pingüinos de Magallanes juveniles hallados muertos durante el verano en la costa bonaerense. El 15,5 % de los individuos había consumido residuos sólidos > 5 mm. El tracto de las hembras tuvo una mayor proporción de residuos que el de los machos. Los fragmentos plásticos prevalecieron en el tracto digestivo de los pingüinos analizados. Estos fragmentos tuvieron una longitud media de 4 cm y una masa media de 0,02 g. La mayoría tenía coloración blanca/transparente y el resto era de color azul y multicolor. Todos estos fragmentos tuvieron una flotabilidad positiva en agua de mar (Seco Pon *et al.* 2023). Algunos de estos fragmentos estuvieron compuestos principalmente por polietileno de baja densidad y poliamida.

Recabarren-Villalón *et al.* (2023) evaluaron la acumulación de residuos micro y macroscópicos tamaño: (5-1000 mm y 0,001-5 mm, respectivamente) en el tracto gastrointestinal de 21 individuos juveniles hallados muertos en el sur bonaerense. Los residuos microscópicos prevalecieron entre los residuos analizados y la mayoría estaba compuesta de fibras sintéticas. Estos residuos estaban compuestos principalmente de polipropileno y poliéster. La mayoría tenía coloración blanca/transparente y el resto era de color azul y amarillo.

Pesca.- Es bien conocido el impacto de las pesquerías sobre las especies de aves marinas (Montevecchi 2000, Tasker *et al.* 2000). Estos efectos han sido clasificados

como “directos positivos” (e.g., mayor oferta de alimento), “directos negativos” (e.g., mortalidad incidental), “indirectos positivos” (e.g., remoción de competidores) e “indirectos negativos” (e.g., menos abundancia de presas). Existe nula información acerca de las interacciones “directas positivas”, “indirectas positivas” e “indirectas negativas” en el pingüino de Magallanes en el litoral marítimo bonaerense. En cambio, hay bastante información acerca de las interacciones “directas negativas”. Por ejemplo, varios pingüinos mueren incidentalmente durante las faenas de la pesquería artesanal e industrial en las aguas jurisdiccionales de la provincia de Buenos Aires y en aguas de la plataforma inmediatamente adyacente.

La mortalidad incidental en pesquerías es considerada una de las principales problemáticas de conservación que afecta a las aves marinas, incluyendo los pingüinos (Croxall *et al.* 2012, Crawford *et al.* 2017). De hecho, la evidencia disponible sugiere que la mortalidad incidental durante las faenas de pesca en el Atlántico Sudoccidental causa una disminución importante en la población del pingüino de Magallanes (Crawford *et al.* 2017). En las áreas de invernada en la costa marina de la Argentina, los pingüinos de Magallanes sufren enmallamiento debido a la pesca de arrastre en las aguas jurisdiccionales bonaerenses (Tamini *et al.* 2002, Seco Pon *et al.* 2013). A fines de la década de 1990, aproximadamente 100 pingüinos morían anualmente en las redes de arrastre usadas para la pesca del cornalito en las cercanías de Puerto Quequén (Tamini *et al.* 2002).

Seco Pon *et al.* (2013) estimaron que al menos 84 pingüinos quedan atrapados incidentalmente en las redes de arrastre operadas por buques de pequeña escala durante la pesca otoñal del pejerrey (*Odonthestes argentinensis* y *O. smitti*) cerca del Puerto Mar del Plata. Algunos pingüinos también mueren incidentalmente en las redes de cerco con jareta comercial dirigidas a los atunes (García-reña 2011). Entre 2011 y 2013, una decena de pingüinos murieron en redes de arrastre durante la pesca de la anchoíta en las aguas de la plataforma media (Paz *et al.* 2018). Los buques que operan redes de arrastre de fondo comercial dirigidas a la merluza (*Merluccius hubssi*) enmallan a una decena de individuos anualmente, principalmente durante el otoño e invierno (Seco Pon *et al.* 2017). En Uruguay y sur de Brasil, algunos pingüinos de Magallanes quedan atrapados en las redes de enmalle y de arrastre utilizadas por embarcaciones de pequeña escala (Cardoso *et al.* 2011, Domingo *et al.* 2015). Sin embargo, hay poca información al respecto en la costa bonaerense (Lasta *et al.* 2001, Perrotta *et al.* 2007).

Variaciones ambientales.- Las condiciones ambientales o el comportamiento del pingüino de Magallanes en la

costa bonaerense y sus aguas adyacentes pueden influir en los eventos de reproducción *a posteriori* (e.g., fecha de arribo a la colonia, condiciones corporales de los individuos reproductores y éxito reproductivo). Tanto es así que es posible explicar una gran cantidad de la variación en la aptitud individual durante el periodo reproductivo a partir de las de variaciones durante el periodo no reproductivo. Este fenómeno es denominado “efectos remanentes o de arrastre” (Norris & Marra 2007, Harrison *et al.* 2011). Rebstock & Boersma (2018) observaron que cuando la pluma del Río de la Plata es débil a fines del invierno, las hembras adultas arriban antes y en mejor condición corporal a las zonas de nidificación. Esto resulta en posturas más tempranas y huevos de mejor calidad en términos de tamaño. Este fenómeno se debe posiblemente a una concentración espacial más reducida de presas que ocurren en áreas más cercanas a las colonias reproductivas. Sin embargo, estas condiciones oceanográficas no tienen efecto en el comportamiento de los machos adultos (Rebstock & Boersma 2018).

En otras áreas de su distribución no reproductiva (e.g., Santa Catarina y Ceará en Brasil), las anomalías en la temperatura superficial del mar influyen en la distribución y abundancia de las principales presas del pingüino de Magallanes. Estos cambios en la disponibilidad de alimento hacen que los pingüinos se desplacen hacia las áreas más al norte – cerca del Trópico de Ecuador – con una consiguiente elevada mortalidad en las costas de Brasil (García Borboroglu *et al.* 2010).

Conservación y manejo en el territorio bonaerense

El pingüino de Magallanes está listado internacionalmente como una especie de Preocupación Menor (BirdLife International 2020). Sin embargo, a nivel nacional la especie es considerada como Vulnerable (MADyS & AA 2017). A pesar de que parte de su población migra hacia las costas de Uruguay y sur de Brasil, el pingüino de Magallanes no está listado en el Apéndice I de la Convención para la Conservación de Especies Migratorias. Históricamente, no existen registros de alguna población reproductiva en las costas de la provincia de Buenos Aires. Empero, la escasa información arqueológica disponible indica que el pingüino de Magallanes utiliza áreas de la costa norte de Argentina desde hace al menos varios miles de años. En tiempos modernos, los pingüinos de Magallanes utilizan dicha región entre febrero y septiembre.

Las aguas neríticas al sur de la provincia de Buenos Aires son utilizadas por los pingüinos de Magallanes adultos que completaron la muda post-reproductiva en algunas colonias en la Patagonia centro y norte e Islas Malvinas (Stokes *et al.* 1998, Pütz *et al.* 2000, 2007, Stokes *et al.* 2014, Yamamoto *et al.* 2019, Barrionuevo *et al.* 2020,

2023, Barrionuevo & Frere 2023). Este sector marítimo se caracteriza por una alta producción biológica ligada a la presencia de áreas frontales. Además, tiene relevancia ecológica, ya que es un hábitat importante para la fauna marina, en particular para numerosas especies de peces óseos y cartilaginosos. De hecho, el área de El Rincón está incluida en el Sistema Nacional de Áreas Marinas Protegidas, estando constituido por un parque nacional (11 547,8 km²) y una reserva nacional (4582,4 km²). Sin embargo, dicha área no está exenta de las actividades humanas con propósitos económicos. En Bahía Blanca, las actividades económicas incluyen la producción industrial y agrícola, las faenas pesqueras y las actividades recreativas, las cuales descargan múltiples agentes contaminantes en los ríos Negro y Colorado (Marcovecchio *et al.* 2008).

En las zonas más al norte de El Rincón, la única área marina protegida frente a las costas de la provincia de Buenos Aires es la Restinga del Faro (7,10 km²). Esta reserva marina está a 500 m desde la costa del Faro de Punta Mogotes, en el partido de General Pueyrredon. En la zona costera, adyacente a la restinga, convergen múltiples actividades humanas que parten desde la ciudad de Mar del Plata. Tales actividades son de carácter industrial, pesquero, recreativo, militar, hortícola, agropecuario, entre otras (Miglioranza *et al.* 2021). Cabe destacar que Mar del Plata es la ciudad más poblada de la costa argentina y es donde está el mayor puerto pesquero del país.

A pesar de que el partido de General Pueyrredon no tiene ríos, cuenta con quince cuencas de drenajes constituidos por arroyos. Actualmente, no existen evaluaciones acerca del uso de dichas áreas marinas protegidas por parte del pingüino de Magallanes ni de una potencial contaminación por las actividades humanas en dicha área.

Diversas actividades humanas podrían reducir el tamaño poblacional del pingüino de Magallanes durante el periodo no reproductivo en las aguas jurisdiccionales de la provincia de Buenos Aires. Algunas de estas actividades son el tráfico marítimo desde y hacia el estuario del Río de La Plata y la pesca comercial industrial. Esta última actividad también tiene lugar en aguas neríticas adyacentes como la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay. Un ejemplo que refleja la magnitud de las actividades humanas antes mencionadas fue el ingreso de > 2700 buques al estuario del Río de la Plata entre el periodo 1999 y 2023 (<https://www.comisionriodelaplata.org/trafico.php>). En la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay, 558 buques están autorizados por la Comisión Técnica Mixta para operar en la zona, de los cuales el 90% pertenecen al pabellón nacional (<https://ctmfm.org/buques-autorizados-en-zcp>).

En tiempos recientes, otras amenazas han aparecido en el mar para los pingüinos de Magallanes. Una de

estas es la exploración de yacimientos petrolíferos frente a las costas de varias ciudades del sudeste bonaerense (e.g., Mar del Plata, Necochea). La exploración de dichos yacimientos es mediante prospección sísmica, en la cual ciertas fuentes de sonido antropogénico sirven para generar ondas acústicas artificiales que recorren parte de la corteza terrestre. De esa manera, es posible detectar depósitos de petróleo y gas a gran profundidad. Este proceso genera contaminación acústica que podría ocasionar cambios en las áreas preferenciales de alimentación por las aves marinas buceadoras (Pichegru *et al.* 2017, Seco Pon *et al.* 2019). En Argentina, la actividad de exploración de yacimientos petrolíferos costa afuera data de la década de 1960. Entre 1969 y 1997, 22 pozos fueron explorados en el área de distribución no reproductiva del pingüino de Magallanes en la costa norte de Argentina. La mayoría de estos pozos está en el norte del sistema marino-costero El Rincón (Kokogian 2010).

El conocimiento acerca del solapamiento espacio-temporal entre la distribución de la especie y las zonas de pesca comercial e industrial es parcial y sesgada a unas pocas flotas operando sobre recursos costeros bonaerenses. Lo mismo ocurre respecto de la interacción directa con operaciones pesqueras, incluida la mortalidad incidental. Esto dificulta una comprensión integral del problema de conservación de la especie en las pesquerías que operan en aguas provinciales. Finalmente, nada sabemos respecto de cómo los pingüinos de Magallanes responden al tráfico marítimo en aguas del estuario del Río de la Plata y a la exploración de yacimientos petrolíferos costa afuera.

Aspectos prioritarios de investigación en costa bonaerense

Basados en nuestra revisión, remarcamos la necesidad de abordar los vacíos de información y avanzar en el conocimiento sobre ciertos aspectos de la biología y ecología del pingüino de Magallanes. Algunas de las necesidades de investigación que consideramos prioritarias son:

1. Evaluar el grado de uso de las áreas marinas protegidas sujetas a explotación pesquera en aguas neríticas de la provincia de Buenos Aires.
2. Tipificar y evaluar el uso que hacen las aves que aparecen en playas bonaerenses y determinar el nivel de disturbio ocasionado por el turismo de sol y playa a nivel comportamental y fisiológico.
3. Determinar el grado de solapamiento con actividades de exploración y explotación de yacimientos petrolíferos costa afuera en aguas jurisdiccionales e internacionales frente a la provincia de Buenos Aires. Además, es necesario evaluar el tipo de respuesta en materia de uso del espacio marino, tanto en la superficie como en la columna de agua.

4. Evaluar el nivel de interacción, incluida la mortalidad incidental, en pesquerías costeras y aquellas actuando en mar abierto operando en aguas provinciales, nacionales y de uso compartido como la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay no evaluadas hasta el momento.
5. Compilar y actualizar los datos de aves con signos de empetrolamiento y establecer el patrón de casuística por clase etaria, sexo y estacionalidad en centros de rescate y/o rehabilitación.
6. Evaluar el uso del espacio marino por aves recuperadas exitosamente en los centros de rescate y/o rehabilitación en la costa bonaerense, considerando el sexo y la clase etaria.
7. Ampliar el estudio de enfermedades infecciosas en individuos silvestres de manera de establecer líneas de base.
8. Evaluar la ecología alimentaria y el grado de solapamiento con los recursos tróficos sujetos a la presión pesquera.
9. Ampliar el estudio de otros contaminantes tales como los metales pesados, compuestos orgánicos persistentes, derivados de hidrocarburos y plastificantes.
10. Evaluar cambios en las condiciones ambientales y oceanográficas a distintas escalas espaciales en las aguas jurisdiccionales y determinar su impacto en los eventos de reproducción *a posteriori*.

Agradecimientos.- Agradecemos al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata-CO-NICET) por el apoyo institucional durante la elaboración de este trabajo. También agradecemos a todas las personas que a lo largo de los años han contribuido con el trabajo de campo y el análisis de la información, y a los colegas que gentilmente han contribuido con información no publicada: Alan Rosenthal (Asociación Naturalista Geselina), Pablo Denuncio (Biología, Ecología y Conservación de Mamíferos Marinos, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras), Antonella Padula (Biología, Ecología y Conservación de Mamíferos Marinos, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras), Sergio Rodríguez Heredia (Fundación Mundo Marino), Alejandro Saubidet (Fundación Aquarium Mar del Plata), Ana Carolina Ronda (Instituto Argentino de Oceanografía – CCT Bahía Blanca), Rocío Mariano-Jelicich (Grupo Vertebrados, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras), José Luis Flaminio (Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero) y al cuerpo de guardavidas de los partidos de Villa Gesell, Mar Chiquita, General Pueyrredon y General Alvarado. Los comentarios de dos revisores anónimos y de Ricardo Figueroa, editor en jefe, contribuyeron a mejorar el manuscrito.

La información presentada en este trabajo fue obtenida y compilada con el financiamiento institucional de la

Universidad Nacional de Mar del Plata (Proyecto Ecología y conservación de vertebrados en ecosistemas marino-costeros, 15/E1093), la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación (PICT 2017-1761, IR M Favero) y el Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica a través de la Iniciativa Interministerial Pampa Azul (subsidio C-23, IR JP Seco Pon) y el programa ImpaCT.AR (Desafío 112, IR JP Seco Pon).

LITERATURA CITADA

- ACHA, E.M., ORDUNA, M., RODRIGUES, K.A., MILITELLI, M.I. & M.S. BRAVERMAN. 2012. Caracterización de la zona de El Rincón (Provincia de Buenos Aires) como área de reproducción de peces costeros. *Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero* 21: 31-43.
- ACOSTA, I.C.L., T.F. MARTINS, A. MARCILI, H.S. SOARES, F.S. KRAWCZAK, F.T. VIEIRA, F.T. & M.B. LABRUNA. 2016. Ticks (Acari: Ixodidae, Argasidae) from humans, domestic and wild animals in the state of Espírito Santo, Brazil, with notes on rickettsial infection. *Veterinary Parasitology: Regional Studies and Reports* 3-4: 66-69.
- BARRIONUEVO, M. & E. FRERE. 2023. Partial migration in Magellanic penguins. *Journal of Avian Biology* 2024: e03203.
- BARRIONUEVO, M., J. CIANCIO, A. STEINFURTH & E. FRERE. 2020. Geolocation and stable isotopes indicate habitat segregation between sexes in Magellanic penguins during the winter dispersion. *Journal of Avian Biology* 51: 1-11.
- BARRIONUEVO, M., E. FRERE, F. QUINTANA, J. CIANCIO, N. MARCHISIO & S. LISOVSKI. 2023. Within-and among-colony variation in non-breeding dispersion of Magellanic penguins breeding along the coast of Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 721: 151-160.
- BATTISTI, C., E. STAFFIERI, G. POETA, A. SORACE, L. LUISELLI & G. AMORI. 2019. Interactions between anthropogenic litter and birds: a global review with a 'black-list' of species. *Marine Pollution Bulletin* 138: 93-114.
- BECKER, G.K., A.L. SILVA-FILHO, A.L. SINKOC & J.G.W. BRUM. 1997. *Amblyomma parvitarsum* Neumann, 1901 (Acari: Ixodidae) em pinguim de Magalhães *Spheniscus magellanicus* (Spheniscidae) na Praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil. *Arquivos do Instituto de Biologia* 64: 81-82.
- BHERING, R.C.C., L.F.S.P. MAYORGA, R. HURTADO, L. EGERT & R.E.T. VANSTREELS. 2022. Resightings of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) rehabilitated and released in eastern Brazil, with remarks on injuries and feather damage caused by flipper bands. *Ornithological Research* 30: 52-62.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2020. *Spheniscus magellanicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020.

- Disponible en inglés en: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T22697822A157428850>
- BOERO, J.J., J.E. LED & E. BRANDETTI. 1972. Algunos parásitos de la avifauna argentina. *Analecta Veterinaria* 4: 17-34.
- BOERSMA, P.D., P. GARCÍA BORBOROGLU, E. FRERE, C. GODOY REYES, O. KANE, L.M. POZZI, K. PÜTZ, A. RAYA REY, G.A. REBSTOCK, A. SIMEONE, J. SMITH, A. VAN BUREN & P. YORIO. 2015. Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*). Pp. 253-285 in Boersma, P.D. & P. García Borboroglu (eds.) *Pingüinos: historia natural y conservación*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires, Argentina.
- BONOMO, M. & C. LEÓN. 2010. Un contexto arqueológico en posición estratigráfica en los médanos litorales. El sitio Alfár (Pdo. Gral. Pueyrredón, Pcia. Bs. As.). Pp. 241-252 en M. Berón, L. Luna, M. Bonomo, C. Montalvo, C. Aranda y M. Carrera Aizpitarte (eds.). *Mamül Mapu: pasado y presente desde la arqueología pampeana*. Editorial Libros del Espinillo, Buenos Aires, Argentina.
- BORELLA, F. & I. CRUZ. 2012. Taphonomic evaluation of penguin (*Spheniscidae*) remains at a shell-midden on the northern coast of Patagonia (San Matías Gulf, Río Negro, Argentina). *Quaternary International* 278: 45-50.
- BRANDÃO, M.L., J. MOREIRA & J.L. LUQUE. 2014. Checklist of Platyhelminthes, Acanthocephala, Nematoda and Arthropoda parasitizing penguins of the world. *Check List* 10: 562-573.
- CARDOSO, L.G., BUGONI, L., MANCINI, P.L. & M. HAIMOVICI. 2011. Gillnet fisheries as a major mortality factor of Magellanic penguins in wintering areas. *Marine Pollution Bulletin* 62: 840-844.
- COOKE, F. & E.L. MILLS. 1972. Summer distribution of pelagic birds off the coast of Argentina. *Ibis* 114: 245-251.
- CRAWFORD, R., U. ELLENBERG, E. FRERE, C. HAGEN, K. BAIRD, P. BREWIN, S. CROFTS, J. GLASS, T. MATTERN, J. POMPERT, K. ROSS, J. KEMPER, K. LUDYNIA, R.B. SHERLEY, A. STEINFURTH, C.G. SUAZO, P. YORIO, L. TAMINI, J.C. MANGEL, L. BUGONI, G. JIMÉNEZ UZCÁTEGUI, A. SIMEONE, G. LUNA-JORQUERA, P. GANDINI, E.J. WOEHLE, K. PÜTZ, P. DANN, A. CHIARADIA & C. SMALL. 2017. Tangled and drowned: a global review of penguin bycatch in fisheries. *Endangered Species Research* 34: 373-396.
- CROXALL, J.P., S.H.M. BUTCHART, B. LASCELLES, A.J. STATERSFIELD, B. SULLIVAN, A. SYMES & P. TAYLOR. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22: 1-34.
- CRUZ, I. 2001. Los pingüinos como presas durante el Holoceno. Información biológica, fósil y arqueológica para discutir su disponibilidad en el sur de Patagonia. *Archaeofauna* 10: 99-112.
- DE MENDONÇA SANTOS, N.B., D.M.R. DE CARVALHO, A.S.L. DOS SANTOS RIBEIRO, G.H.P. DUTRA, C.L. NASCIMENTO, A.N.E. DA SILVA & R. SILVESTRE MARTINS. 2019. Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* rehabilitation and husbandry at Santos Municipal Aquarium, Brazil. *International Zoo Yearbook* 53: 270-286.
- DI BENEDITTO, A.P.N., R.A. SANTOS, K.R. ROSA & S. SICILIANO. 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.
- DIEBOLD, E.N., S. BRANCH & L. HENRY. 1999. Management of penguin populations in North American zoos and aquariums. *Marine Ornithology* 27: 171-176.
- DOMINGO, A., R. FORSELLEDO & S. JIMENEZ. 2015. *Revisión de planes de acción nacional para la conservación de aves marinas y condricios en las pesquerías Uruguayas*. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Montevideo, Uruguay. 195 pp.
- EAKIN, R.R., J.H. DEARBORN & W.C. TOWNSEND. 1986. Observations of marine birds in the South Atlantic Ocean in the late austral autumn. *Biology of the Antarctic Seas XVII* 44: 69-86.
- ESPEJO, W., J.E. CELIS, D. GONZÁLEZ-ACUÑA, A. BANEGAS, R. BARRA & G. CHIANG. 2017. A global overview of exposure levels and biological effects of trace elements in penguins. Pp. 1-64 en de Voogt, P. (ed.). *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Springer, Switzerland.
- FAVERO, M., S. COPELLO, G. GARCÍA, R. MARIANO-JELICICH, T. RAVASI & J.P. SECO PON. 2016. Aves marinas de las costas bonaerenses. Pp. 368-384 en Celsi, C. & J. Athor (eds.). *La costa atlántica de Buenos Aires – naturaleza y patrimonio cultural*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires, Argentina.
- FONSECA, V.S.D.S., M.V. PETRY & A.H. JOST. 2001. Diet of the Magellanic penguin on the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Waterbirds* 24: 290-293.
- FRIAS, J.E., M.N. GIL, J.L. ESTEVES, P.G. GARCÍA-BORBOROGLU, O.J. KANE, J.R. SMITH & P.D. BOERSMA. 2012. Mercury levels in feathers of Magellanic penguins. *Marine Pollution Bulletin* 64: 1265-1269.
- GANDINI, P., E. FRERE & P.D. BOERSMA. 1996. Status and conservation of Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* in Patagonia, Argentina. *Bird Conservation International* 6: 307-316.
- GARBIN, L.E., G.T. NAVONE, J.L. DIAZ & F. CREMONTE. 2007. Further study of *Contracaecum pelagicum* (Nematoda: Anisakidae) in *Spheniscus magellanicus* (Aves: Spheniscidae) from Argentinean coasts. *Journal of Parasitology* 93: 143-150.
- GARCÍA BORBOROGLU, P., P.D. BOERSMA, V. RUOPPOLO, L.

- REYES, G.A. REBSTOCK, K. GRIOT, S. RODRÍGUEZ HEREDIA, A.C. ADORNES & R.P. DA SILVA. 2006. Chronic oil pollution harms Magellanic penguins in the Southwest Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 52: 193-198.
- GARCÍA BORBOROGLU, P., P.D. BOERSMA, V. RUOPPOLO, R.P. SILVA-FILHO, A.C. ADORNES, D. CONTE-SENA, R. VELOZO, C.M. KOLESNIKOVAS, G. DUTRA, P. MARACINI, C.C. NASCIMENTO, V. RAMOS JÚNIOR, L. BARBOSA & S. SERRA. 2010. Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1652-657.
- GARCÍA, G.O. & A. GÓMEZ LAICH. 2007. Abundancia y riqueza específica en un ensamble de aves marinas y costeras del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 22: 9-16.
- GARCÍA, G.O., C.A. PATERLINI, M.M. HERNANDEZ, R.T. BEHOTAS, M. FAVERO & J.P. SECO PON. 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.
- GARCIARENA, A.D. 2011. Análisis de las capturas de atunes realizadas por dos buques pesqueros de Mar del Plata, Argentina, entre enero y abril de 2010. *INIDEP Informe Técnico* 80: 1-11.
- GASTAL, S.B., C.S. MASCARENHAS, R.E.T. VANSTREELS & J.L. RUAS. 2018. *Rhinonyssus sphenisci* (Acari: Rhinonyssidae) in Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*). *Polar Biology* 41: 487-490.
- GÓMEZ-LAICH, A., K. YODA & F. QUINTANA. 2018. Insights into the foraging behavior of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*). *Waterbirds* 41: 332-336.
- HARRISON, X.A., J.D. BLOUNT, R. INGER, D.R. NORRIS & S. BEARHOP. 2011. Carry-over effects as drivers of fitness differences in animals. *Journal of Animal Ecology* 80: 4-18.
- JEHL, J.R. 1975. Mortality of Magellanic penguins in Argentina. *Auk* 92: 596-598.
- KOKOGIAN, D. 2010. Perspectivas exploratorias de la plataforma continental argentina. *Revista Petrotecnia* 51: 54-83.
- KORSCHENEWSKI, P. 1975. Contribución al estudio del Pingüino Común o Magallánico (*Spheniscus magellanicus*). *Hornero* 11: 320-321.
- KROL, L., R.P. MOORE, A.G. MUTLOW, S.M. BRADY & D. DORSA. 2020. A retrospective analysis of mortality in captive Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) in the United States, 2008-2018. *Zoo Biology* 39: 405-410.
- KÜHN, S. & J.A. VAN FRANEKER. 2020. Quantitative overview of marine debris ingested by marine megafauna. *Marine Pollution Bulletin* 151: 110858.
- LA GROTTIERIA, J. & M.A. SOSA. 2023. Listada comentada de las aves observadas en navegación entre Puerto Belgrano y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *Nuestras Aves* 68: 163-172.
- LASTA, C.A., C.O. RUARTE & C.R. CAROZZA. 2001. Flota costera Argentina: antecedentes y situación actual. Pp. 89-106 en Bertolotti, M.I. G.A. Verazay, & R. Akselman (eds.). *El mar argentino y sus recursos pesqueros. Evolución de la flota pesquera, artes de pesca y dispositivos selectivos*. INIDEP, Mar del Plata, Argentina.
- LOWEN, J.C. & J.M. BARNETT. 2010. Comentarios sobre aves pampeanas y otras especies de interés en un 'nuevo' sitio de interés en la provincia de Buenos Aires, la Estancia Rincón de Cobo. *Nuestras Aves* 55: 12-16.
- LUNASCHI, L.I., F. CREMONTE & F.B. DRADO. 2007. Checklist of digenean parasites of birds from Argentina. *Zootaxa* 1403: 1-36.
- MACHADO, R., M. SUCUNZA PEREZ, B.A. ARÚS, R.C. DE LIMA, S. BOTTA, V.H. VALIATI, L.S. OLIVEIRA & C.J. CARLOS. 2021. Penguin predation by extra-limital sub-Antarctic fur seals *Arctocephalus tropicalis*. *Polar Biology* 44: 2321-2327.
- MARQUES, F.P., L.G. CARDOSO, M. HAIMOVICI & L. BUGONI. 2018. Trophic ecology of Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) during the non-breeding period. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 210: 109-112.
- MARCOVECCHIO, J., S. BOTTE, F. DELUCCHI, A. ARIAS, M. FERNÁNDEZ SEVERINI, S. DE MARCO, N. TOMBESI, S. ANDRADE, L. FERRER & R.H. FREIJE. 2008. Pollution processes in Bahía Blanca estuarine environment. Pp. 301-314 en Neves, R., J. Baretta & M. Mateus (eds.). *Perspectives on integrated coastal zone management in South America*. IST Press, Lisboa, Portugal.
- MARRARI, M., M.D. VIÑAS, P. MARTOS & D. HERNÁNDEZ. 2004. Spatial patterns of mesozooplankton distribution in the Southwestern Atlantic Ocean (34°-41° S) during austral spring: relationship with the hydrographic conditions. *ICES Journal of Marine Science* 61: 667-679.
- MASSIGOGUE, A., D.J. RAFUSE, M.C. ÁLVAREZ, M.E. GONZÁLEZ, M.A. GUTIÉRREZ, C.A. KAUFMANN & N.A. SCHEIFLER. 2015. Beached penguins on the Atlantic Coast in the Pampas region of Argentina: Taphonomic analysis and implications for the archaeological record. *Palaeogeography, Palaeoclimatology and Palaeoecology* 436: 85-95.
- MENENDÉZ-BLÁZQUEZ, J.M. 2020. Penguins of Argentina: a bibliometric analysis. *Hornero* 35: 77-86.
- MIGLIORANZA, K. S., BECHERUCCI, M.E., S.G. DE MARCO & M.M. PÉRSICO. 2021. Informe de revisión. Área: disponibilidad y contaminación del agua, suelos y aire: contaminación de costas. REAB-MDP. Disponible en español en: <https://mardelplata-conicet.gob.ar/wp-content/uploads/2021/02/Informe-de-revision-Agroquimicos-1.pdf>
- MADYS/AA [MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUS-

- TENTABLE DE LA NACIÓN Y AVES ARGENTINAS] 2017. Categorización de las Aves de la Argentina. Disponible en español en: <https://avesargentinas.org.ar/sites/default/files/Categorizacion-de-aves-de-la-Argentina.pdf>
- MOHER, D., LIBERATI, A., J. TETZLAFF & D.G. ALTMAN. 2010. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement. *International Journal of Surgery* 8: 336–341.
- MONTEVECCHI, W.A. 2002. Interactions between fisheries and seabirds. Pp. 527–557 en Schreiber, E.A. & J. Burger (eds.). *Biology of marine birds*. CRC Press LLC, Boca Raton, U.S.A.
- MORGENTHALER, A., A. MILLONES, E. FRERE, M. BARRIONUEVO, M.E. DE SAN PEDRO & D. PROCOPIO. 2022. Ataques de perros urbanos a pingüinos de Magallanes en un área protegida. *Hornero* 37: 207–215.
- MURPHY, R.C. 1936. *Oceanic birds of South America*. American Museum of Natural History, New York, U.S.A. 724 pp.
- NAROSKY, S. & M.A. FIAMENI. 1986. Aves pelágicas en Costa Bonita, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 12: 281–285.
- NORRIS, R. & P.P. MARRA. 2007. Seasonal interactions, habitat quality, and population dynamics in migratory birds. *Condor* 109: 535–547.
- PADULA, A.D., M.A. ROMERO, R. MACHADO, A.F. ROSENTHAL, M. DASSIS, D.H. RODRÍGUEZ, C.J. CARLOS, J.P. SECO PON & P. DENUNCIO. 2024. Aquatic bird predation by antarctic and subantarctic pinnipeds vagrants off Argentina. *Polar Biology* 47: 1–8.
- PAZ, J., J.P. SECO PON, M. FAVERO, G. BLANCO & S. COPELLO. 2018. Seabird interactions and bycatch in the anchovy pelagic trawl fishery operating in northern Argentina. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 29: 1–11.
- PERROTTA, R.G., C. RUARTE & C. CAROZZA. 2007. La pesca costera en la Argentina. *Ciencia Hoy* 17: 32–43.
- PINTO, M.B.L.C., S. SICILIANO & A.P.M. DI BENEDITTO. 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.
- PÜTZ, K., R.J. INGHAM & J.G. SMITH. 2000. Satellite tracking of the winter migration of Magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus* breeding in the Falkland Islands. *Ibis* 142: 614–622.
- QUADRI-ADROGUÉ, A., P. GÓMEZ-RAMÍREZ, A.J. GARCÍA-FERNÁNDEZ, G.O. GARCÍA, J.P. SECO PON & K.S.B. MIGLIORANZA. 2022. Feather mercury levels in beached Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) in northern Argentina during the non-breeding season. *Environmental Science and Pollution Research* 29: 24793–24801.
- REBSTOCK, G.A. & P.D. BOERSMA. 2018. Oceanographic conditions in wintering grounds affect arrival date and body condition in breeding female Magellanic penguins. *Marine Ecology Progress Series* 601: 253–267.
- REBSTOCK, G.A. & P.D. BOERSMA. 2023. Sex-specific migratory behavior in a marine predator results in higher risks to females. *Marine Ecology Progress Series* 725: 141–156.
- RECABARREN-VILLALÓN, T., A.C. RONDA, L. LA SALA, C. SANHUEZA, L. DÍAZ, L.S. RODRÍGUEZ PIRANI, A.L. PICONE, R.M. ROMANO, P. PETRACCI & A.H. ARIAS. 2023. First assessment of debris pollution in the gastrointestinal content of juvenile Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) stranded on the west south Atlantic coasts. *Marine Pollution Bulletin* 188: 114628.
- REIS, E.C., R.M. AIRES, J.F. MOURA, C.A.R. MATIAS, M. TAVARES, P.H. OTT, S. SICILIANO & G. LÔBO-HAJDU. 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.
- RENARD, A. 1931. Algunas observaciones sobre aves durante un viaje a la Ría de Deseado. *Hornero* 4: 412–414.
- RODRÍGUEZ, D. & R. BASTIDA. 2002. From the conquest to ecotourism: Environmental consequences of human activities in coastal Argentina. Pp. 109–128 en *Proceedings coastal management and sustainable development*. United Nations University, Tokyo, Japan.
- RODRÍGUEZ HEREDIA, S.A., ALVAREZ, K.C. & J.D. LOUREIRO. 2008. *Aves marinas empetroladas: guía práctica para su atención y manejo de aves empetroladas*. Primera edición. Fundación Mundo Marino, Buenos Aires, Argentina. 137 pp.
- ROMERO, M.B., P. POLIZZI, L. CHIODI, A. ROBLES, S. RODRÍGUEZ HEREDIA & M. GERPE. 2015. Metalotioneínas y peroxidación lipídica como marcadores para determinar el estado de salud del Pingüino Magallánico crónicamente empetrolado en Argentina. *Acta Toxicológica Argentina* 23: 15–24.
- ROPERT-COUDERT, Y., A. CHIARADIA, D. AINLEY, A. BARBOSA, P.D. BOERSMA, R. BRASSO, M. DEWAR, U. ELLENBERG, P. GARCÍA-BORBOROGLU, L. EMMERSON, R. HICKCOX, S. JENOUVRIER, A. KATO, R.R. MCINTOSH, P. LEWIS, F. RAMÍREZ, V. RUOPPOLO, P.G. RYAN, P.J. SEDDON, R.B. SHERLEY, R.E.T. VANSTREELS, L.J. WALLER, E.J. WOEHLE & P.N. TRATHAN. 2019. Happy feet in a hostile world? The future of penguins depends on proactive management of current and expected threats. *Frontiers in Marine Science* 6: 248.
- RUOPPOLO, V., R.E.T. VANSTREELS, E.J. WOEHLE, S.A. RODRÍGUEZ HEREDIA, A.C. ADORNES, R.P. DA SILVA-FILHO, R. MATUS, C. POLESCHI, K. GRIOT, C.K.M. KOLE-SNIKOVAS & P. SERAFINI. 2012. Survival and movements of Magellanic penguins rehabilitated from oil

- fouling along the coast of South America, 2000-2010. *Marine Pollution Bulletin* 64: 1309-1317.
- SCHIAVINI, A., P. YORIO, P. GANDINI, A. RAYA REY & P.D. BOERSMA. 2005. Los pingüinos de las costas argentinas: estado poblacional y conservación. *Hornero* 20: 5-23.
- SCOLARO, J.A. 1987. A model life table for Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) at Punta Tombo, Argentina. *Journal of Field Ornithology* 58: 432-441.
- SECO PON, J.P. & G.O. GARCÍA. 2022. Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) en la costa norte de Argentina: ¿evidencias de un sesgo sexual en aves juveniles varadas? *Hornero* 37: 65-77.
- SECO PON, J.P., V.A. ÁLVAREZ, A. NICOLINI TORRES, A.F. ROSENTHAL & G.O. GARCÍA. 2023. Ingestion of marine debris by juvenile Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) in wintering grounds of coastal Argentina. *Marine Pollution Bulletin* 193: 115247.
- SECO PON, J.P., J. BASTIDA, G. GIARDINO, M. FAVERO & S. COPELLO. 2019. Aves marinas al Este de Tierra del Fuego, Argentina durante una evaluación sísmica 3D. *Ornitología Neotropical* 30: 103-111.
- SECO PON, J.P., G. BLANCO, L. TAMINI & M. FAVERO. 2017. Interacciones y mortalidad incidental de aves marinas asociadas a pesquerías en Argentina: periodo 2011-2015. *Informe de Asesoramiento y Transferencia INI-DEP* N° 36/17.
- SECO PON, J.P., S. COPELLO, A. MORETINNI, H.P. LÉRTORA, I. BRUNO, J. BASTIDA, L. MAUCO & M. FAVERO. 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.
- SEROTA, M.W., P.A. ALARCÓN, E. DONADIO & A.D. MIDDLETON. 2023. Puma predation on Magellanic penguins: An unexpected terrestrial-marine linkage in Patagonia. *Food Webs* 36: e00290.
- SILVA, A.B., F.C.L. VALLS, F.P. MARQUES & L. BUGONI. 2022. Movements of satellite tracked Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) in a wintering area in southern Brazil. *Ocean and Coastal Management* 221: 106120.
- SILVA, L., F. SAPORIT, D. VALES, M. TAVARES, P. GANDINI, E.A. CRESPO & L. CARDONA. 2014. Differences in diet composition and foraging patterns between sexes of the Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) during the non-breeding period as revealed by $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values in feathers and bone. *Marine Biology* 161: 1195-1206.
- STOKES, D.L., P.D. BOERSMA & L.S. DAVIS. 1998. Satellite tracking of Magellanic Penguin migration. *Condor* 100: 376-381.
- STOKES, D.L., P.D. BOERSMA, J. LÓPEZ DE CASENAVE & P. GARCÍA BORBOROGLU. 2014. Conservation of migratory Magellanic penguins requires marine zoning. *Biological Conservation* 170: 151-161.
- TAMINI, L.L., J.E. PEREZ, G.E. CHIARAMONTE & H.L. CAPPOZZO. 2002. Magellanic penguin *Spheniscus magellanicus* and fish as bycatch in the cornalito *Sorgentinia incisa* fishery at Puerto Quequén, Argentina. *Atlantic Seabirds* 4: 109-114.
- TASKER, M., C.J. CAMPHUYSEN, J. COOPER, S. GARTHE, W.A. MONTEVECCHI & S.J.M. BLAVER. 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES Journal of Marine Science* 57: 531-547.
- TAVARES NUNES, G., G. DA ROSA LEAL, J. DA SILVA BARRETO, A. MÄDER, T.R. OCHOTORENA DE FREITAS, D. DIAS LOPES & G.P. FERNÁNDEZ. 2015. Razão sexual assimétrica entre carcaças de *Spheniscus magellanicus* na costa norte do Rio Grande do Sul. *Ornithologia* 8: 75-77.
- TIVOLI, A.M. & A.F. ZANGRANDO. 2011. Subsistence variations and landscape use among maritime hunter-gatherers: A zooarchaeological analysis from the Beagle Channel (Tierra del Fuego, Argentina). *Journal of Archaeological Science* 38: 1148-1156.
- VANHONI, M.S., G.M. ARNÁ, L.K. SPRENGER, D.L. VIEIRA, L.W. LUIS & M.B. MOLENTO. 2018. Occurrence of gastrointestinal parasites in *Spheniscus magellanicus* (Foster, 1781) located in Pontal do Sul, PR, Brazil. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia* 70: 491-496.
- VANSTREELS, R.E.T., ADORNES, A.C., CANABARRO, P.L., RUOPPOLO, V., DA SILVA-FILHO, R.P. & J.L. CATÃO-DIAS. 2013. Female-biased mortality of Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) on the wintering grounds. *Emu* 113: 128-134.
- VANSTREELS, R.E.T., F. CAPELLINO, P. SILVEIRA, É.M. BRAGA, S.A. RODRÍGUEZ-HEREDIA, J. LOUREIRO & J.L. CATÃO-DIAS. 2016. Avian malaria (*Plasmodium* spp.) in captive Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) from northern Argentina, 2010. *Journal of Wildlife Diseases* 52: 734-737.
- WAYRE, P. 1969. The role of zoos in breeding threatened species of mammals and birds in captivity. *Biological Conservation* 2: 47-49.
- YAMAMOTO, T., K. YODA, G.S. BLANCO & F. QUINTANA. 2019. Female-biased stranding in Magellanic penguins. *Current Biology* 29: R12-R13.
- YORIO, P., E. FRERE, P. GANDINI & G. HARRIS. 1998. *Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral patagónico argentino*. Fundación Patagonia Natural y Wildlife Conservation Society, Buenos Aires, Argentina. 221 pp.
- YORIO, P., D. GONZÁLEZ-ZEVALLOS, A. GATTO, O. BIAGIONI & J. CASTILLO. 2017. Relevance of forage fish in the diet of Magellanic penguins breeding in northern Patagonia, Argentina. *Marine Biology Research* 13: 603-617.

ZAMORA-NASCA, L.B., A. DI VIRGILIO & S.A. LAMBERTUCI. 2021. Online survey suggests that dog attacks on wildlife affect many species and every ecoregion of Argentina. *Biological Conservation* 256: 109041.

Manuscrito recibido el 23 de septiembre de 2024, aceptado el 31 de mayo de 2025.

Procesado por Ricardo Figueroa, editor jefe

A CASE OF PROGRESSIVE GRAYING IN A GRAY GULL (*LEUCOPHAEUS MODESTUS*) IN MEJILLONES, NORTHERN CHILE

Un caso de encanecimiento progresivo en una gaviota garuma (*Leucophaeus modestus*) en Mejillones, norte de Chile

FELIPE MONTALVA, RODOLFO GONZÁLEZ-VERA & DANIELA HUGHES

Departamento de Oceanografía Biológica, Ecotecnos-SGS Ltda, Viña del Mar, Chile.

Correspondence author: Felipe Montalva Pizarro, fmontalvap@gmail.com

RESUMEN.- La gaviota garuma (*Leucophaeus modestus*) es endémica del ecosistema marino de la corriente de Humboldt que habita el litoral costero a lo largo del centro-norte de Chile continental. Durante el invierno, las gaviotas garumas presentan un plumaje completamente gris, mientras que en verano, el plumaje de su cabeza se torna blanco. El 8 de agosto de 2024, registramos una gaviota garuma con su plumaje completamente blanco en una playa cerca de Mejillones, en la región de Antofagasta. Esta gaviota también tenía su pico y patas de color anaranjado, desprovistos parcialmente del pigmento negro característico de la especie. Las causas del encanecimiento progresivo en las aves no están completamente claras. Sin embargo, es posible que la exposición a factores naturales o antropogénicos causantes de estrés oxidativo altere el proceso de pigmentación y acelere el encanecimiento progresivo.

One reason birds are eye-catching is the variety of colors displayed in their plumage (Carello 2021). This varies by species, and it serves multiple functions, including mating (Jacobs *et al.* 2014), territory defense (Senar 2006), communication (Rowland 1979), and camouflage (Gupta *et al.* 2022). Given its interdependence with processes mediated by the environment, plumage coloration in each bird results from the combination of different pigments. Among these, carotenoids and melanin stand out as the most relevant (van Grouw 2006, Toews *et al.* 2017, Aguilon & Shultz 2023).

Synthesis of melanin and carotenoids is genetically determined. Thus, mutations can create heritable pigment deficiencies and color aberrations that can differ radically within the same species (Edelaar *et al.* 2011, Delord *et al.* 2012, Petry *et al.* 2017). Among the different types of color aberrations observed in birds, leucism is one of the most frequent (Silva-Alves *et al.* 2021), due to defects in melanin-producing cells (*i.e.*, melanocytes). This can result in partial or total absence of pigmentation in the plumage, beak, and legs (Valverde & García 2009). However, the recorded cases of leucism in natural populations rarely exceed 1%, and it is more likely that some of these cases were due to progressive graying rather than true leucism (van Grouw 2013, Tierney 2015, Novoa & Casanova

2020, Reyna-Bustos & Suárez-García 2024).

Progressive graying results from a gradual loss of melanocyte function and the subsequent suppression of melanin production, although the genetic basis of this condition remains unclear (Sarin & Artandi 2007, van Grouw 2021). Progressive graying also begins to appear once the animal reaches a certain age (Camacho *et al.* 2022). Hence, in the field, it would be difficult to determine which type of chromatic anomaly would present a bird that has completely lost its pigmentation. Both leucism and progressive graying differ from albinism, as the latter involves a failure in melanin synthesis due to a lack of a key enzyme (van Grouw 2021). This failure explains the existence of individuals completely white with red eyes (van Grouw 2021).

The Gray Gull (*Leucophaeus modestus*) is an endemic species of the Humboldt Current marine ecosystem, inhabiting from Ecuador to southern Chile (Chávez *et al.* 2014, Aguilar-Pulido *et al.* 2021). The Gray Gulls inhabit preferably sandy beaches and feed mainly on the Sand Crab (*Emerita analoga* [Martínez-Piña & González-Cifuentes 2017]). This species is distinctive because it breeds exclusively in remote areas from the Atacama Desert, forming large colonies with individuals moving daily between the coast and inland (Aguilar-Pulido *et al.*

2021). The plumage coloration of the Gray Gull varies seasonally. During winter, its plumage is completely gray (non-breeding plumage), while in summer its head turns white (breeding plumage). Because of this, Gray Gulls belong to the group of “hooded gulls.”

On 8 August 2024 (austral winter), at 13:31 h, we recorded an adult Gray Gull with completely white plumage on a sandy beach near Mejillones, northern Chile (Fig. 1). We spotted that gull through 7x50 binoculars while conducting a bird census. This Gray Gull, at approximately 100 m from our position, also had its orange beak and legs partially lacking the characteristic black pigmentation (Fig. 2). On 7 February 2025 (austral summer), at 09:30

h, we again recorded a Gray Gull with the same plumage features in the same site. Thus, we supposed it was likely the same individual, as indicated by the similar pigmentation pattern, particularly on the beak and legs. This gull with atypical coloration was resting on the beach next to a group of 50 other individuals with typical plumage coloration (Fig. 1).

The record area features coastal cliffs and extensive coastal plains, with a desert climate and sparse vegetation. Heavy seaport and industrial activity in this area has caused serious environmental damage, including high levels of air and water pollution that affect human health and the biodiversity of the bay (Valdés 2012, García-Ce-

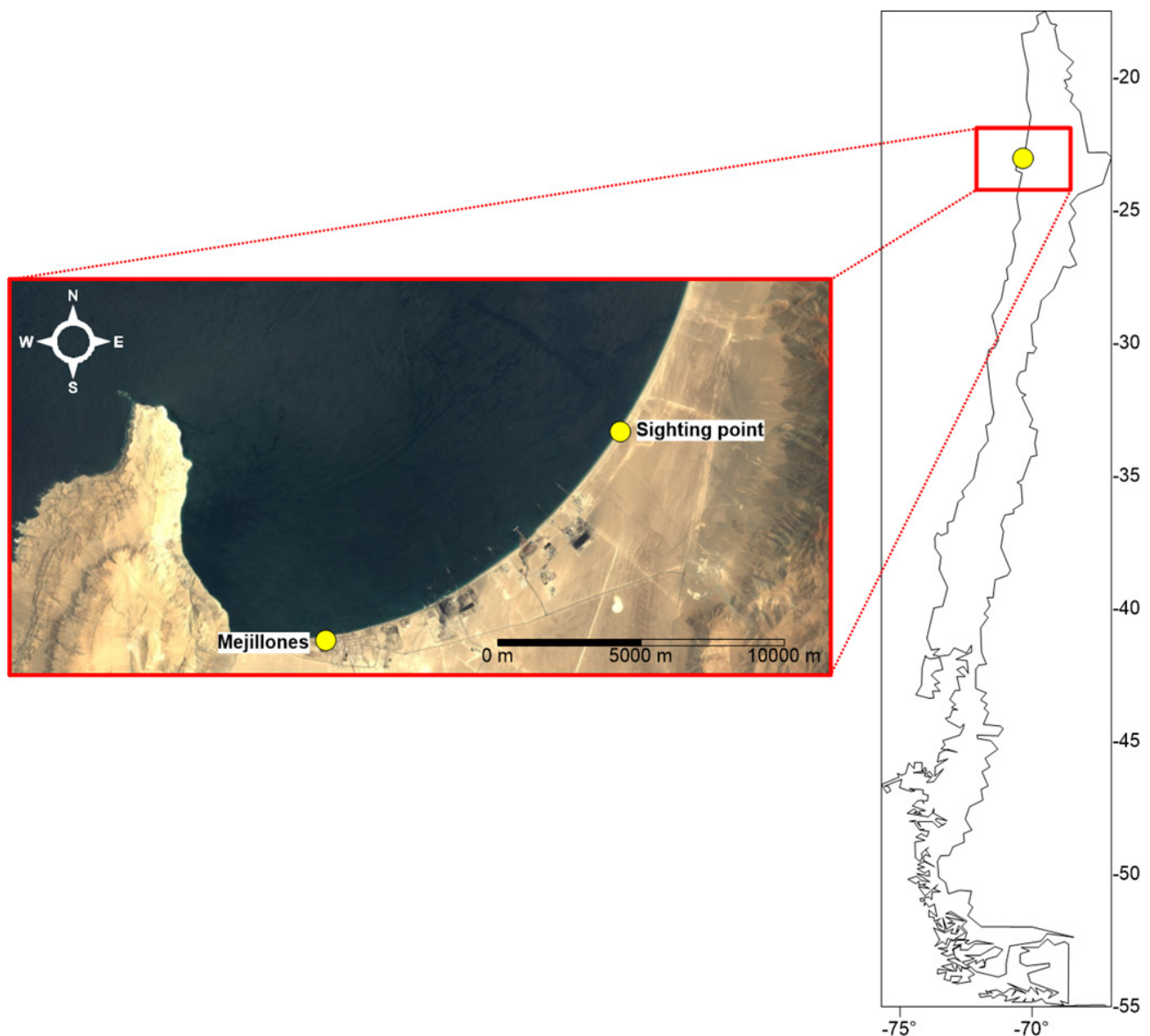


Figure 1. Record site of a Gray Gull (*Leucophaeus modestus*) with progressive graying in Mejillones, northern Chile. This gull was observed for the first time by authors on 8 August 2024. Apparently, the same individual was in the same site on 7 February 2025.

garra *et al.* 2024).

Our record is the first documented case of a Gray Gull with progressive graying in Chile. Previously, Torres & Franke (2008) reported a case of partial leucism in a Gray Gull in Peru. Although our records could also be a case of leucism, the irregular coloration pattern observed on the beak and legs suggests instead progressive graying. Moreover, leucism, total or partial, is identifiable by bilaterally symmetrical patches of pigmentation (Mora & Campos-Loría 2020, van Grouw 2021).

In the early stages of progressive graying, the affected feathers are usually randomly distributed throughout the bird, eventually becoming completely white. The loss of pigmentation may be a consequence of a gradual reduction in the oxidative activity of the melanin-synthesizing enzyme tyrosinase in the pigment cells, or due to the death of these cells (van Grouw 2018). Although the causes of this condition are not fully understood, exposure to natural and anthropogenic factors that promote ox-

idative stress (e.g., extreme temperatures, radiation, and mutagens) could alter the pigmentation process and accelerate progressive graying (Winter 1985, Møller & Mousseau 2001, Izquierdo *et al.* 2018, Camacho *et al.* 2022).

Diet may also trigger progressive graying, since nutritional deficiencies can alter melanin pigmentation during feather development (van Grouw 2018, Camacho *et al.* 2022). In Mejillones, contaminants can enter the food web through filter-feeding organisms, such as Sand Crabs (Valdovinos & Zúñiga 2002). These contaminants can reach avian predators and ultimately modify biochemical processes of feather pigmentation (Einoder *et al.* 2018). Individuals with abnormal plumage may be vulnerable to predators and illegal wildlife trade because they are conspicuous due to their distinctive plumage (Petry *et al.* 2017, Santos & Paula 2019). For example, Ellegren *et al.* (1997) showed that common swallows with chromatic aberrations had lower survival rates, primarily because predators could easily detect those with white plumage.

The indifference of Gray Gulls with typical coloration towards the gull with atypical coloration agrees with other cases of birds with chromatic aberrations. For example, Figueroa *et al.* (2011) observed that leucistic Turkey Vultures can interact and even reproduce normally with conspecific individuals with normal pigmentation. Thus, it is possible that the Gray Gull with progressive graying had reproduced with individuals with typical coloration. The fact that the individual was not isolated supports this idea, much so considering that the breeding season in Antofagasta begins in late August, with the first copulations, although these can occur until February (Aguilar *et al.* 2013).

Chromatic abnormalities could be evolutionarily advantageous in certain types of habitats (Edelaar *et al.* 2011). However, since the gray gull's plumage coloration pattern is gray, the loss of pigmentation could negatively affect an individual's fitness. For example, the dark plumage provides protection against solar radiation, increasing resistance to UV abrasion and favoring thermoregulation (Dufour *et al.* 2020). In sunbirds, melanin content is strongly related to heat absorption and thermal balance, whereas white plumages tend to reflect sunlight, altering the body's thermal balance (Rogalla *et al.* 2021).

In South America, reports of birds with chromatic aberrations are scarce and dispersed. Most of the published reports do not accurately establish the prevalence and ecological implications. It is possible that the low occurrence of gray gull with chromatic alterations is a consequence of a lack of observations, leading to an underestimation of a condition that is likely more frequent in nature than is currently known.

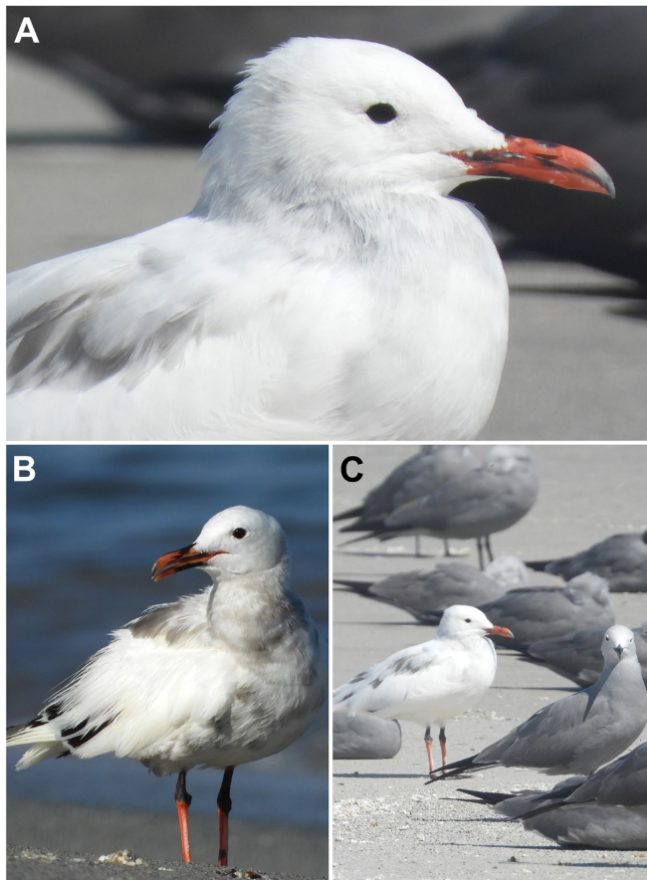


Figure 2. Gray Gull (*Leucophaeus modestus*) with progressive greying recorded on 8 August 2024 in a sandy beach in Mejillones, northern Chile. **A.** Completely white plumage and orange bill with irregular remains of the original black pigmentation. **B.** Possibly the same gull sighted on 7 February 2025, austral summer. **C.** The gull with progressive graying is next to other gray gulls with typical plumage coloration.

ACKNOWLEDGEMENTS. We appreciate the comments and insights of Hein van Grouw and Carlos Spano, and two anonymous reviewers

CITED LITERATURE

- AGUILAR R., M. PERUCCI, T. CISTERNAS, M. TORRES, M. SILVA, A. MARÍN, A. SILVA & P. BOLADOS. 2013. La nidificación de la gaviota garuma y su vulnerabilidad a las actividades antrópicas en el Desierto de Atacama. Fondo de Protección Ambiental 2012, Ministerio de Medio Ambiente, Antofagasta, Chile. 38 pp.
- AGUILAR-PULIDO, R., C. CATONI, G. LUNA-JORQUERA, M. PERUCCI, M. DELL'OMO, G. ZAVALAGA & A. SIMEONE. 2021. Distribución, características y situación actual de las colonias reproductivas de la gaviota garuma (*Leucophaeus modestus*) en el desierto de Atacama, norte de Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 27: 21-36.
- AGUILLON, S.M. & A.J. SHULTZ. 2023. Community-sourced sightings of atypical birds can be used to understand the evolution of plumage color and pattern. *Ornithology* 140: 1-9.
- CAMACHO, C., P. SÁEZ-GÓMEZ, P. HIDALGO-RODRÍGUEZ, J. RABADÁN-GONZÁLEZ, C. MOLINA & J.J. NEGRO. 2022. Leucistic plumage as a result of progressive greying in a cryptic nocturnal bird. *Scientific Reports* 12: 3411.
- CARELLO, C. 2021. Learning to discern color aberration in birds. *Colorado Birds* 55: 148-152.
- CHÁVEZ-HOFFMEISTER, M.J.D., C. CARRILLO-BRICEÑO & S.N. NIELSEN. 2014. The evolution of seabirds in the Humboldt Current: New clues from the Pliocene of central Chile. *Public Library of Science (PLOS) ONE* 9: e90043.
- DELORD, K., C. BARBRAUD & S. BERTRAND. 2012. Rare colour aberration in the Guanay Cormorant *Phalacrocorax bougainvillii*. *Marine Ornithology* 40: 123-124.
- DUFOUR, P., J. GUERRA-CARANDE, J. RENAUD, J.P. RENOULT, S. LAVERGNE & P.A. CROCHET. 2020. Plumage colouration in gulls responds to their non-breeding climatic niche. *Global Ecology and Biogeography* 29: 1704-1715.
- EDELAAR, P., J. DONÁZAR, M. SORIANO, M.A. SANTILLÁN, D.R. GONZALEZ-ZEVALLOS, J.P. GARCIA-BORBOROGLU & F.R. QUINTANA. 2011. Apparent selective advantage of leucism in a coastal population of Southern caracaras (Falconidae). *Evolutionary Ecology Research* 13:187-196.
- EINODER, L.D., C.K. MACLEOD & C. COUGHANOWR. 2018. Metal and isotope analysis of bird feathers in a contaminated estuary reveals bioaccumulation, biomagnification, and potential toxic effects. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 75: 96-110.
- FIGUEROA, J., M. STUCCHI & G. MORI G. 2011. Casos de leucismo en el Gallinazo de Cabeza Roja (*Cathartes aura*) en la isla Lobos de Tierra, Perú. *Boletín Informativo UNOP* 6: 14-18.
- GARCÍA-CEGARRA, A.M., A. HALL & E. MARTÍNEZ-LÓPEZ. 2024. Bycatch and pollution are the main threats for Burmeister's porpoises inhabiting a high-industrialized bay in the Humboldt Current System. *Environmental Research* 251: 118621.
- GUPTA, S., A. AGRAWAL & K. SAXENA. 2022. Defense strategies in birds of Charadriidae Family. *Proceedings of the Zoological Society* 75: 395-412.
- IZQUIERDO, L., R.L. THOMSON, J.I. AGUIRRE, A. DíEZ-FERNÁNDEZ, B. FAIVRE, J. FIGUEROLA & J.D. IBÁÑEZ-ÁLAMO. 2018. Factors associated with leucism in the common blackbird *Turdus merula*. *Journal of Avian Biology* 49: e01778.
- JACOBS, A.C., J.M. FAIR & M. ZUK. 2015. Coloration, paternity, and assortative mating in western bluebirds. *Ethology* 121: 176-186.
- MARTÍNEZ-PIÑA D. & G. GONZÁLEZ-CIFUENTES. 2017. Las aves de Chile, guía de campo y breve historia natural. Ediciones del Naturalista, Santiago, Chile. 538 pp.
- MØLLER, A.P. & T.A. MOUSSEAU. 2001. Albinism and phenotype of barn swallows (*Hirundo rustica*) from Chernobyl. *Evolution* 55: 2097-2104.
- MORA, J.M. & M.N. CAMPOS-LORÍA. 2020. Encanecimiento progresivo en el garrapatero pijuy (*Crotophaga sulcirostris*) en Costa Rica. *Huitzil* 21: e582.
- NOVOA, F. J. & L. CASANOVA. 2020. Registro de leucismo en petrel gigante antártico (*Macronectes giganteus*) en isla Larga, Región de Aysén, Chile. *Huitzil* 21: e600.
- PETRY, M.V., L.L. CORRÊA, V.R.F. BENEMANN & G.B. WERLE. 2017. Brown plumage aberration records in Kelp Gull (*Larus dominicanus*) and Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) in southern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 25: 125-127.
- REYNA-BUSTOS, O.F. & O. SUÁREZ-GARCÍA. 2024. Two new reports of leucistic birds from Mexico. *Huitzil* 25: e676.
- ROGALLA, S., A. PATIL, A. DHINOJWALA, M.D. SHAWKEY & L. D'ALBA. 2021. Enhanced photothermal absorption in iridescent feathers. *Journal of the Royal Society Interface* 18: 20210252.
- ROWLAND, W.J. 1979. The use of color in intraspecific communication. Pp. 379-421 in Burt, E.H. Jr, (ed.). *The behavioral significance of color*. Routledge. New York. USA.
- SARIN, K.Y. & S.E. ARTANDI. 2007. Aging, graying and loss of melanocyte stem cells. *Stem Cell Reviews* 3: 212-217.
- SENAR, J.C. 2006. Bird colors as intrasexual signals of aggression and dominance. *Bird Coloration* 2: 125-193.
- SILVA-ALVES, V.D., N.L. SANDER & O.M.A. NOGUEIRA. 2021. First record of leucism in *Megaceryle torquata*.

- ta (Coraciiformes: Alcedinidae) in Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 82: e236178.
- TIERNEY, N. 2015. Irish Ringing Report for 2015. *Irish Birds* 10: 271-286.
- TOEWS, D.P., N.R. HOFMEISTER & S.A. TAYLOR. 2017. The evolution and genetics of carotenoid processing in animals. *Trends in Genetics* 33: 171-182.
- TORRES, M. & I. FRANKE. 2008. Reporte de albinismo en *Podiceps major*, *Pelecanus thagus* y *Cinclodes fuscus* y revisión de aves silvestres albinas del Perú. *Revista Peruana de Biología* 15: 105-108.
- VALDÉS, J. 2012. Heavy metal distribution and enrichment in sediments of Mejillones Bay (23 S), Chile: a spatial and temporal approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 5283-5294.
- VALDOVINOS, C. & M. ZUÑIGA. 2002. Copper acute toxicity tests with the sand crab *Emerita analoga* (Decapoda: Hippidae): a biomonitor of heavy metal pollution in Chilean coastal seawater? *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 69: 393-400.
- VALVERDE, M. & M. GARCÍA. 2009. Aberraciones en la pigmentación del plumaje de Aves Marinas de la costa peruana. *The Biologist* 7: 99-105.
- VAN GROUW, H. 2006. Not every white bird is an albino: sense and nonsense about colour aberrations in birds. *Dutch Birding* 28: 79-89.
- VAN GROUW, H. 2013. What colour is that bird? The causes and recognition of common colour aberrations in birds. *Brit. Birds* 106: 17-29.
- VAN GROUW, H. 2018. White feathers in black birds. *British Birds* 111: 250-263.
- VAN GROUW, H. 2021. What's in a name? Nomenclature for colour aberrations in birds reviewed. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 141: 276-299.
- WINTER, P. 1985. Partial albinism in a melanistic mew gull. *Western Birds* 16: 187-188.
- Manuscript received 27 February 2025, accepted 15 Juny 2025.*
- Processed by Ricardo Figueroa, editor-in-chief.

COMPARACIÓN TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD DE AVES DE DOS PARQUES URBANOS DE OSORNO, SUR DE CHILE

Temporal comparison of the avian diversity of two urban parks in Osorno, southern Chile

MIGUEL A. YOUNGS-MITRE¹ & JAIME RAU²

¹Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, Balboa, Ancón, Panamá.

²Laboratorio de Ecología, Departamento de Ciencias Biológicas & Biodiversidad, Universidad de Los Lagos, Campus Osorno, Casilla 933, Osorno, Chile.

Autor de correspondencia: jrau@ulagos.cl

ABSTRACT. - Urbanization modifies natural landscapes but also generates new habitats for adaptable species, such as some birds. We compared the avian diversity between winter 2006 and 2024 in two urban parks of Osorno, southern Chile: Chuyaca Park and IV Centenario Park. We measured the avian diversity along 100 × 30 m strip transects in three habitats: riparian, grassland, and forest. We detected an increase in species richness from 3 to 8 in 2006 to 6–10 in 2024. Ubiquitous species, such as Southern Lapwing (*Vanellus chilensis*) and Chimango Caracara (*Milvago chimango*), remained numerically constant. The Horn index indicated greater similarity in the Chuyaca riparian (0.811) and intermediate similarity in the IV Centenario forest (0.59). These results highlight the role of urban riverbanks as key habitats for birdlife and the importance of urban parks as conservation spaces in intermediate-sized cities.

INTRODUCCIÓN

La expansión urbana continúa aceleradamente en distintas regiones del mundo. Esta ha provocado transformaciones profundas en los paisajes naturales, generando fragmentación de hábitats, alteraciones ecológicas y una evidente pérdida de la biodiversidad en las zonas afectadas (Farina 2000). Sin embargo, este mismo proceso también ha originado nuevos hábitats que son aprovechados por ciertas especies de aves. Las especies que más rápidamente colonizan los hábitats urbanos son aquellas que tienen hábitos omnívoros, una alta flexibilidad ecológica y mayor capacidad de adaptación (Leveau & Leveau 2004, Cursach & Rau 2008a). En este contexto, los parques urbanos adquieren un rol fundamental en la conservación de la avifauna en las ciudades, ya que proporcionan refugios y alimento para diversas especies (Muslih *et al.* 2022, Steenberg *et al.* 2023).

Según Gutiérrez-Tapia *et al.* (2018), en Osorno es posible observar entre 30 y 50 especies dentro del gradiente urbano. Sin embargo, no existe información acerca de cómo estas especies usan los espacios verdes urbanos. Por lo tanto, es necesario ejecutar un estudio preliminar sobre las comunidades de aves presentes en los parques

urbanos de Osorno para determinar el valor ecológico de estas áreas verdes. Además, este tipo de investigaciones genera una base inicial sobre la cual desarrollar estudios a mediano y largo plazo enfocados en la diversidad avifaunística de los entornos urbanos (*e.g.*, Benito *et al.* 2019).

Aquí presentamos los resultados de un estudio enfocado a evaluar la diversidad invernal de aves en dos parques urbanos de la ciudad de Osorno. Nuestros objetivos fueron (i) comparar la riqueza, diversidad, composición y similitud de especies entre ambos parques, y (ii) evaluar cómo las especies usan los hábitats disponibles en cada parque. Nuestro estudio proporciona información relevante para la valoración ecológica de estas áreas verdes y comprender mejor el papel que desempeñan en la conservación de la avifauna en la ciudad de Osorno.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Nuestras áreas de estudio fueron el parque Chuyaca (40° 34'26,55" S, 73° 6'14,95" O) y el parque IV Centenario (40°34'7,75" S, 73°8'8,93" O). El primero posee una superficie de 14,6 ha (Fig. 1) y está en el sector oriental de la ciudad de Osorno, limitando al noreste con el río Damas.



Figura 1. A. Localización del Parque IV Centenario y Parque Chuyaca, Osorno, región de los Lagos, sur de Chile. Los límites de cada parque están indicados con línea amarilla. B Bosque en el Parque IV Centenario. ; C. Pradera en el Parque Chuyaca.

La vegetación está compuesta mayormente por especies alóctonas tales como sauces (*Salix* spp.) y álamos negros (*Populus nigra*). En algunos sectores también hay remanentes de quila (*Chusquea* spp.), una especie de bambú nativo. En la zona alta del parque, hacia el suroeste, existe una pradera antropogénica con escasa flora arbustiva y algunos árboles aislados, incluyendo maitenes nativos (*Maytenus boaria*) y álamos.

El parque IV Centenario posee una superficie de 5,6 ha (Fig. 1) y está en la zona céntrica de la ciudad, limitando al sur también con el río Damas. La vegetación en este parque es similar a la del parque Chuyaca. En la zona alta, en su límite norte, existe un remanente de bosque nativo maduro de 1800 m², compuesto principalmente por coigües (*Nothofagus dombeyi*), robles (*N. obliqua*) y avellanos (*Gevuina avellana*).

Diseño de muestreo

Nuestro diseño de muestreo fue el mismo implementado por Cursach & Rau (2008b) hace 18 años en ambos parques. Por lo tanto, utilizamos los mismos transectos de conteo y elegimos fechas invernales similares. Esto nos permitió comparar de manera válida los resultados de ambos estudios.

Conteos de aves

Entre el 15 y 22 de junio de 2024, a principios de invierno, evaluamos la diversidad de aves en ambos parques. Esta evaluación incluyó la composición y riqueza de especies, y la abundancia de cada especie. Los conteos de aves los hicimos a lo largo de transectos de 100 m de largo y 30 m de ancho (Bibby *et al.* 1998). En el parque Chuyaca establecimos un transecto en la orilla del río Da-

mas, a 3 m de distancia desde el borde del río, y otro en la pradera antropogénica.

En el parque IV Centenario establecimos un transecto en la orilla del río a 3 m desde el borde. A lo largo de cada transecto identificamos y contamos a todas las aves dentro del ancho establecido, incluyendo aquellas que volaron a una altura de ≤ 10 m. En cada transecto, un único observador registró a las aves durante dos días distintos, registrándolas en dos horarios por día: de 8:00 a 9:00 h y de 10:00 a 11:00 h, evitando los días con lluvia. No calculamos coeficientes de detectabilidad porque estos no fueron considerados en el trabajo efectuado por Cursach & Rau (2008b).

Análisis de los datos

Comparamos nuestros resultados con aquellos de Cursach & Rau (2008b) mediante el cálculo de índices de diversidad y de similitud comunitaria. Calculamos la diversidad comunitaria de aves mediante el índice de Shannon-Wiener usando el programa computacional FRANJA (1993). Para los cálculos de este índice utilizamos logaritmos naturales.

Elegimos el índice de Shannon-Wiener porque permite estimar simultáneamente tanto la riqueza como la equitatividad de especies. Esto lo hace especialmente útil para comparar comunidades con diferente número de especies o abundancias relativas desiguales, como es el caso de las áreas urbanas. Además, su sensibilidad intermedia ante las especies raras y dominantes lo convierte en una herramienta robusta para evaluar cambios temporales en la estructura de las comunidades.

Para determinar si hubo alguna variación en la diversidad de aves entre el año de nuestro estudio y aquel de Cursach & Rau (2008b), empleamos el índice de similitud comunitaria de Horn (1966). Este índice permite la comparación de dos índices de diversidad de Shannon-Wiener. Calculamos el índice de Horn usando el programa computacional QUANTUM (Brower *et al.* 1989). Este índice varía entre 0 (mínima similitud) y 1 (máxima similitud). Para calificar los valores obtenidos, determinamos tres cuartiles (Q) con una calculadora en línea (<http://www.alcula.com.com>). La clasificación de los valores de similitud fue la siguiente: baja $< 0,245$ (Q1), intermedia $= 0,245-0,75$ (Q2) y alta $> 0,75$ (Q3).

RESULTADOS

Las especies más frecuentes en ambos períodos fueron el treile (*Vanellus chilensis*), el tiuque (*Milvago chimango*) y la bandurria (*Theristicus melanopis*), todas características del paisaje agroecológico del sur de Chile. Estas especies fueron más abundantes en la pradera del parque Chuyaca y las riberas de ambos parques. Curiosamente, en 2024

no detectamos tres especies que son ubicuas en el sur de Chile: la garza chica (*Egretta tula*), el cernícalo (*Falco sparverius*) y el cachudito (*Anairetes parulus*).

Durante el invierno del año 2006, Cursach & Rau (2008b) registraron entre 3 y 8 especies de aves por transecto entre ambos parques. En cambio, durante nuestro estudio registramos entre 6 y 10 especies por transecto (Tabla 1). Consistentemente, el valor del índice de Shannon-Wiener fue mayor durante el invierno de 2024 (Tabla 1). En ambos años, la ribera del parque Chuyaca tuvo el máximo valor de diversidad (Tabla 1). Sin embargo, observamos una mayor diversidad en la distribución de especies en 2024, especialmente en la pradera antropogénica del parque Chuyaca.

En general, detectamos una similitud temporal moderada en la composición de especies entre los hábitats de cada parque. La excepción fue la ribera del río Damas en el parque Chuyaca, para la cual observamos una alta similitud de especies entre ambos inviernos (Tabla 2). Esto indica una relativa constancia de la similitud comunitaria en el hábitat fluvial. Aunque la similitud temporal en el caso de la pradera antropogénica cayó en la categoría de intermedia, esta tendió a ser alta (índice de Horn $\approx 0,7$). En el parque IV Centenario, tanto la ribera como el bosque tuvieron similitudes intermedias (Tabla 2). Esto sugiere cambios leves en la estructura comunitaria en ambos hábitats durante el periodo analizado.

DISCUSIÓN

Nuestro estudio reveló que la riqueza y diversidad de especies de aves en los dos parques urbanos estudiados no varió considerablemente entre los inviernos de 2006 y 2024. La alta similitud temporal en la composición de especies de la ribera del río Damas en el parque Chuyaca reflejaría una alta estabilidad como hábitat avifaunístico a lo largo del tiempo. Esto refuerza y amplía los hallazgos de Cursach & Rau (2008b), quienes destacaron la relevancia del río Damas como eje estructurador del paisaje urbano de Osorno y como un hábitat clave para las aves. El río Damas provee substratos para que las aves se alimenten y nidifiquen. Este río tiene una alta productividad biológica debido a la eutrofización de sus aguas, constituyendo así una fuente importante de alimentación para las aves asociadas a él.

El aumento temporal observado en la diversidad de especies sería explicable por múltiples factores. Uno de ellos sería la capacidad adaptativa de las especies omnívoras y generalistas a los entornos urbanos (Leveau & Leveau 2004). Otro factor sería el incremento en la cobertura vegetal y la expansión de áreas verdes. MuñozPedreiros *et al.* (2018) observaron que en la ciudad de Temuco, sur de Chile, la riqueza de especies de aves incrementó

Tabla 1. Comparación de la diversidad de aves registrada en los inviernos de 2006 y 2024 en los distintos hábitats de dos parques urbanos de Osorno, sur de Chile. Los números indican la abundancia absoluta de individuos.

Especie	Invierno 2006				Invierno 2024			
	Chuyaca		IV Centenario		Chuyaca		IV Centenario	
	Río	Pradera	Río	Bosque	Río	Pradera	Río	Bosque
Yeco (<i>Phalacrocorax brasilianus</i>)	2	0	3	0	1	0	2	0
Garza grande (<i>Ardea alba</i>)	0	0	1	0	0	0	2	0
Garza chica (<i>Egretta tula</i>)	0	0	1	0	0	0	0	0
Bandurria (<i>Theristicus melanopis</i>)	1	10	0	3	4	8	2	5
Tiuque (<i>Milvago chimango</i>)	2	17	1	4	1	6	1	3
Cernícalo (<i>Falco sparverius</i>)	1	0	0	0	0	0	0	0
Queltehue (<i>Vanellus chilensis</i>)	2	84	0	0	2	10	3	9
Paloma (<i>Columba livia</i>)	0	0	0	10	0	1	2	3
Churrete (<i>Cinclodes patagonicus</i>)	1	0	3	0	2	0	1	0
Cachudito (<i>Anairetes parulus</i>)	2	0	0	2	0	0	0	0
Diucón (<i>Xolmis pyrope</i>)	0	0	1	0	0	0	1	2
Golondrina chilena (<i>Tachycineta leucopyga</i>)	3	0	0	0	5	8	2	5
Zorzal patagónico (<i>Turdus falcklandii</i>)	0	0	0	4	0	1	0	1
Gorrión (<i>Passer domesticus</i>)	0	0	2	2	0	3	1	3
Total especies	8	3	7	6	6	7	10	8
Diversidad ^a	2,01	0,62	1,82	1,61	2,01	0,71	1,82	1,61

^a Determinada mediante el índice de Shannon-Wiener.

con una mayor cobertura arbustiva y más presencia de vegetación nativa.

El río Damas, al cruzar ambos parques, cumple un rol importante como corredor ecológico urbano. Su vegetación ribereña, aunque en gran parte exótica, proporciona alimento y refugio para las aves y otros grupos de animales. Hambuckers *et al.* (2023) encontraron que en la ciudad de Cochabamba los corredores verdes lineales aumentan la conectividad ecológica entre diferentes fragmentos urbanos y sostienen comunidades aviares diversas. Este tipo de conectividad constituye un elemento clave en la planificación urbana ecológica (Garizábal-

Carmona *et al.* 2021).

A pesar de su valor biológico, el fragmento de bosque nativo en el parque IV Centenario tuvo una diversidad de aves relativamente baja. Posiblemente, su pequeña extensión (≈ 1800 m²), aislamiento y exposición a las perturbaciones humanas impidieron una mayor composición de especies (Galiano *et al.* 2024).

La pradera del parque Chuyaca tuvo un leve incremento en la diversidad de aves respecto al estudio original de Cursach & Rau (2008b). Esto indicaría un aumento en la heterogeneidad del hábitat. Sin embargo, al carecer de vegetación arbórea y cuerpos de agua, sigue siendo un en-

Tabla 2. Similitud comunitaria de aves entre el invierno de 2006 vs el invierno de 2024 en tres tipos de hábitats de dos parques urbanos de Osorno, sur de Chile. Los coeficientes de similitud corresponden a los valores obtenidos mediante el índice de Horn.

Comparaciones		Coeficiente de similitud	Calificación
Parque Chuyaca	Río: 2006 vs 2024	0,81	Alta
	Pradera: 2006 vs 2024	0,69	Intermedia
Parque IV Centenario	Río: 2006 vs 2024	0,62	Intermedia
	Bosque: 2006 vs2024	0,59	Intermedia

torno pobre para muchas especies, como ocurre en otros entornos urbanos (Cui & Shi 2012). Al respecto, Galiano *et al.* (2024) enfatizan que para conservar las comunidades de aves urbanas es necesario mantener o restaurar los espacios verdes funcionales.

Es necesario destacar que el invierno en el sur de Chile es la estación del año con la menor actividad avi-faunística. Esto explicaría por qué tres especies ubicuas no fueron detectables en el invierno de 2024. Leveau *et al.* (2022) evidenciaron que la diversidad y abundancia de aves aumentan en la primavera y el verano, debido a la llegada de individuos migrantes y a la actividad reproductiva de las especies residentes.

Los resultados de nuestro estudio muestran que, a pesar del avance de la urbanización, los parques urbanos mantienen y favorecen la diversidad de aves, especialmente en las riberas de ríos. La persistencia de especies comunes y el aumento en la riqueza específica sugieren que estos espacios verdes cumplen un rol importante como refugios para la avifauna local. Esto refuerza la necesidad de conservar y gestionar adecuadamente los hábitats naturales urbanos, en especial las riberas del río Damas, ya que juegan un papel fundamental como hábitat clave para la avifauna urbana de Osorno, integrando criterios ecológicos en su planificación. Sin embargo, es esencial determinar la diversidad de aves en todas las estaciones del año para conocer el valor real de los parques urbanos de Osorno en cuanto a la conservación de las aves nativas.

AGRADECIMIENTOS.- Agradecemos a la Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación de Panamá por los fondos otorgados para llevar a cabo esta investigación en el proyecto titulado “Bosques urbanos como estrategia de mitigación ante el cambio climático” DDCCT N° 004-2023. Soraya Sade realizó la edición final del manuscrito. Finalmente, agradecemos a Ricardo A. Figueroa, editor jefe de la RChO, por sus constructivas sugerencias y correcciones a la versión inicial del manuscrito.

LITERATURA CITADA

- BENITO J.F., M. ESCOBAR & N.R. VILLASEÑOR. 2019. Conservación en la ciudad: ¿Cómo influye la estructura del hábitat sobre la abundancia de especies en una metrópoli latinoamericana? *Gayana* 83: 114-125.
- BIBBY C., M. JONES & S. MARIDEN. 1998. *Bird survey expedition field techniques*. Expedition Advisory Center. Royal Geographical Society, Londres. 143 pp.
- BROWER, J.E., J.H. ZAR & C.N. VON ENDE. 1989. *Field and laboratory methods for General Ecology*. Third edition. W.M. C. Brown Publ. Dubuque, Iowa. 237 pp.
- CUI, L. & L. SHI. 2012. Urbanization and its environmental effects in Shanghai, China. *Urban Climate* 2: 1-15.
- CURSACH, J.A. & J.R. RAU. 2008a. Influencia de las perturbaciones humanas sobre la diversidad del ensamble de aves costeras en el seno de Reloncaví, sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 14: 92-97.
- CURSACH, J. & J. RAU. 2008b. Avifauna presente en dos parques urbanos de la ciudad de Osorno, sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 14: 98-103.
- FARINA, A. 2000. The cultural landscape as a model for the integration of ecology and economics. *BioScience* 50: 313-320.
- FRANJA. 1993. Programa medidas de similitud (SIMIL.exe). Madrid, España.
- GALIANO L., C.M. LEVEAU & L.M. LEVEAU. 2024. Long-term changes in bird communities in the urban parks of Mar del Plata city, Argentina. *Birds* 5: 814-831.
- GARIZÁBAL-CARMONA J., L.M. ESTUPIÑÁN-SUÁREZ & R. ORTEGA-ÁLVAREZ. 2021. Bird species richness across a northern Andean city. *Urban Forestry & Urban Greening* 64: 127243.
- GUTIÉRREZ TAPIA, P., M.I. AZÓCAR & S.A. CASTRO. 2018. A citizen-based platform reveals the distribution of functional groups inside a large city from the Southern Hemisphere: e-Bird and the urban birds of Santiago (Central Chile). *Revista Chilena de Historia Natural* 91:3.
- HAMBUCKERS, A., J. DELCOURT, B. LEBORGNE & J. CAHILL. 2023. Artificial green corridors in an Andean city as effective support of avian diversity. *Diversity* 15: 302.
- LEVEAU, L.M. & C.M. LEVEAU. 2004. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero* 19: 13-21.
- LEVEAU, L.M., M.L. BOCELLI, S.G. QUESADA-ACUÑA, C. GONZÁLEZ-LAGOS, P. GUTIÉRREZ TAPIA, G. FRANZOI DRI, C.A. DELGADO-V., Á. GARITANO-ZAVALA, J. CAMPOS, Y. BENEDETTI, R. ORTEGA-ÁLVAREZ, A.I. CONTRERAS RODRÍGUEZ, D. SOUZA LÓPEZ, C. SUERTEGARAY FONTANA, T.W. DA SILVA, S.S. ZALEWSKI VARGAS, M.C. BARBOSA TOLEDO, J.A. SARQUIS, A. GIRAUDO, A.L. ECHEVARRIA, M.E. FANJUL, M.V. MARTÍNEZ, J. HAEDO, L.G. CANO SANZ, Y. PEÑA, V. FERNÁNDEZ, V. MARINERO, V. ABILHOA, R. AMORIN, J.F. ESCOBAR IBÁÑEZ, M.D. JURI, S. CAMÍN, L. MARONE, A.J. PIRATELLI, A.G. FRANCHIN, L. CRISPIM & F. MORELLI. 2022. Bird diversity-environment relationships in urban parks and cemeteries of the Neotropics during breeding and non-breeding seasons. *PeerJ Life and Environment* 10:e14496.
- MUÑOZ-PEDREROS, A., M. GONZÁLEZ URRUTIA, F. ENCINA MONTOYA & H. NORAMBUENA. 2018. Effects of vegetation strata and human disturbance on bird diversity in green areas in a city in southern Chile. *Avian Research* 9: 38.
- MUSLIH, A.M., A. NISA, SUGIANTO, T. ARLITA & SUBHAN. 2022. The role of urban forests as carbon sink: a case

study in the urban forest of Banda Aceh, Indonesia.
Journal Sylva Lestari 10: 417-425.

STEENBERG J.W.N., M RISTOW & P.N. DUINKER. 2023. A national assessment of urban forest carbon storage and sequestration in Canada. *Carbon Balance Manage-*

ment 18: 11.

Manuscrito recibido el 6 de agosto de 2024, aceptado el 31 de mayo de 2025.

Procesado por Ricardo Figueroa, editor jefe.

Esta publicación cuenta con los auspicios de:



PUBLICADA POR AVES CHILE / UNIÓN DE ORNITÓLOGOS DE CHILE

Volumen 31 Número 1

Junio de 2025

CONTENIDOS

NOTA EDITORIAL

¡DISFRUTEN ESTA EDICIÓN!

R.A. Figueroa 1

ARTÍCULOS

BREEDING BIOLOGY OF THE SOUTHERN HOUSE WREN (*TROGLODYTES MUSCULUS*) IN
CHILE: A COMPARATIVE ANALYSIS OF STUDIES BASED ON NEST BOXES

O. Skewes & J. Calvo-Rebolledo 3

ESTADO DEL CONOCIMIENTO ACERCA DE LA BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA DEL
PINGÜINO DE MAGALLANES (*SPHENISCUS MAGELLANICUS*) EN EL LITORAL MARÍTIMO
BONAERENSE, ARGENTINA

J. P. Seco Pon & G. O. García 13

COMUNICACIONES BREVES

A CASE OF PROGRESSIVE GRAYING IN A GRAY GULL (*LEUCOPHAEUS MODESTUS*) IN
MEJILLONES, NORTHERN CHILE

F. Montalva, R. González-Vera & D. Hughes 27

COMPARACIÓN TEMPORAL DE LA DIVERSIDAD DE AVES DE DOS PARQUES URBANOS DE
OSORNO, SUR DE CHILE

M. A. Youngs-Mitre & J. Rau 32