



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR

TESIS DOCTOR EN BIOLOGÍA

**LA POBLACIÓN URBANA DE LORO BARRANQUERO
(*CYANOLISEUS PATAGONUS*) EN BAHÍA BLANCA, USO
DEL ESPACIO URBANO, BIOLOGÍA REPRODUCTIVA Y
CONSERVACIÓN**

DAIANA NOELIA LERA

BAHÍA BLANCA

ARGENTINA

2023

LA POBLACIÓN URBANA DE LORO BARRANQUERO (*CYANOLISEUS PATAGONUS*) EN BAHÍA BLANCA, USO DEL ESPACIO URBANO, BIOLOGÍA REPRODUCTIVA Y CONSERVACIÓN

Tesista: Lic. Daiana N. Lera
Director: Dr. Sergio M. Zalba
Co-Directora: Dra. Natalia C. Cozzani



Tesis Doctoral
Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia
Universidad Nacional del Sur
Bahía Blanca
Argentina

2023

PREFACIO

Esta Tesis se presenta como parte de los requisitos para optar al grado Académico de Doctor en Biología, de la Universidad Nacional del Sur y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad u otra. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el Laboratorio del Grupo de Estudios en Conservación y Manejo (GEKKO) dependiente del Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia durante el período comprendido entre el 4 de junio de 2019 y el 29 de noviembre de 2023 bajo la dirección del Doctor Sergio M. Zalba, Profesor Titular de Introducción a la Biología y Biología de la Conservación e Investigador Principal del CONICET y bajo la codirección de la Doctora Natalia C. Cozzani, auxiliar de docencia ordinario con dedicación exclusiva de Zoología de los Vertebrados, y Vertebrados Marinos de la Universidad Nacional del Sur de Bahía Blanca.

Lic. Daiana Noelia Lera

Bahía Blanca, 29 de noviembre de 2023
Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia
Universidad Nacional del Sur



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL SUR
Secretaría General de Posgrado y Educación Continua

La presente tesis ha sido aprobada el ...04...../...06...../...2024.....,
mereciendo la calificación de ...10 (diez).... (...Sobresaliente.....)

*“Te agradezco
por llegar a mi corazón,
hermosa criatura de viento”*

[Danit Treubig]



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) que me otorgó la Beca Doctoral Interna (2018-2024), y a la Universidad Nacional del Sur y al Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia por formarme como profesional y por permitirme desarrollar la tesis en sus dependencias.

A Ana Julia Nebbia por sus consejos y por incentivarme. Su apoyo me guió hasta un hermoso equipo lorero. Gracias a vos en primer lugar, es que hoy estoy escribiendo esto.

A mi Director, Dr. Sergio Zalba, por recibirme en su equipo y por brindarme con tanto entusiasmo y cariño este proyecto. Por enseñarme el significado de la Conservación desde el corazón, por demostrarme con su ejemplo diario que con compromiso, respeto y amor todo se puede lograr. Por brindarme herramientas para crecer y formarme en este camino. Por confiar en mí y demostrármelo siempre. Gracias por tu sencillez, por tu humildad, por tu tiempo y sabiduría. Gracias por ser como sos! Gracias también a Sil por su compromiso, por su predisposición y por su calidez.

A mi Co-directora, Natalia Cozzani, gracias por su tiempo, dedicación y por su guía constante en todo este recorrido. Por tantas mañanas y tardes de campo y de compu (desde que Maite estaba en la panza). Por los mates, las charlas, las risas. Por escucharme siempre con tanta paciencia y presencia. Por compartir mucho más que este amor por la naturaleza. Gracias por tu sensibilidad, tu empatía y tu luz Nati! Gracias también a Martin, a Luana, a Maite y a toda su bella familia que tuve el placer de conocer estos años.

Al Dr. José Luis Tella, por viajar desde España y acompañarme días enteros al campo, por recorrer cada colonia desde muy temprano hasta muy tarde. Por brindarme su enorme experiencia con este hermoso grupo de aves a lo largo de todos estos años. Gracias Pepe por tus sugerencias, tu amabilidad, y por el cariño que tenes a los barranqueros.

A los jurados, Dr. José Hernán Sarasola, Dr. Juan Pablo Isacch y Dra. Estela Luengos Vidal, gracias por el tiempo y la dedicación en la revisión y evaluación de la tesis. Un placer que hayan sido parte de la etapa final de este recorrido.

A la gran cantidad de voluntarixs que son parte de este proyecto. Gracias por involucrarse con tanto corazón y por compartir tantísimos atardeceres de conteos, y/o mañanas y tardes en el campo. Gracias por las meriendas y encuentros post censos. Sepan que sin ustedes no hubiera sido posible: Agustín Álvarez, Chiara Álvarez Melina Álvarez Juan Arias, Andrés Cervino, Natalia Contreras, Xoana Fernandez, Franco Farías Toledo, Juan Ferro, Elias Forconi, Marcela Frechero, Laura Fritz, Caro Ghilardi, Carolina Giménez, Silvana Giunchiglia, Jonathan Giuliani, Sebastián Giunti, Ana Belén Gómez Llopis, Laura Haag, Jesica Liberati, Gabriela León, María Victoria Ledezma Martínez, Joscelyn Locati, Fernando López, Pamela Malmoria, Leandro Marban, Eva Mattos, Jessica Montiel, Paula Monzón, Andrés Miguel Osés Ríos, Laura Otero, Marina Páez, Sandra Pantoleone, Rodrigo Emanuel Pérez, Brenda Pizzano, Abel Pontoriero, Nicole Quaglia, Carla Rayen Barrera, Martin Saavedra, Sabrina Salas, Alberto Scorolli, Nicolás Segatori, Romina Tejerina, Camilo Traini, Paula Valverde, Germán Villalba y Lucho La Sala. Gracias enormes a cada amiga, amigo, familiar, novio, novia, que se acercó con unos mates a los puntos de conteo para hacer el aguante a los equipos. También gracias a los que se involucraron con el proyecto de diferentes maneras, incluso compartiendo información desde distintos lugares: Pablo Fidalgo, Rosemary Scoffield, Laura Borse, Jaime Ricardo Rau Acuña, Josefina Moroncini, Lucas Verniere, Carlos Soulier, Fernando Ramirez, Emiliano Ferrero, Marilyn Albrecht, Ceci Guillermo, Roberto Hubert, Laura Flammini, Sole Araujo, Silvia Prezioso, Vero Codón, Meli Calfuán, Andre Long, Adrian Falasco, Emanuel Galán, Alberto Tellarini y Julio Camili. Seguramente entre tantos se me pasa algún nombre pero saben la gratitud que siento con cada uno.

A todo el grupo Gekko: Yanni, Pao, Cris, Ale, Gabi, Leo, Pepi. Gracias por recibirme con tanto cariño en el labo. A los que llegaron después: Dani, Fran, Deni, Agus y Sole gracias por hacer que las jornadas laborales sean tan cálidas. Gracias por su compañía y consejos, por los mates, los almuerzos, las charlas, los helados, las meriendas. Gracias equipo, a seguir siempre adelante!

A Guillermo Pera Vallejos y a Ricardo Caputto por ofrecer con tan buena predisposición la información de los sitios que se convirtieron en las áreas de muestreo.

A cada dueño y encargada/o de los campos y canteras donde desarrollamos parte de esta investigación: A José Luis García y Juan Cruz García Dell por confiarme la llave de su campo para realizar los muestreos. A Cristian Moretti, Héctor Chávez, al comisario Jalif y a sus compañeros de la “Base Aeronaval Comandante Espora”, a Juan, Ángel, Nicanor, Marcos, Gastón, Oscar, Marcelo, Omar, Analia, Cyntia y

Maximiliano. Gracias a cada uno de ustedes por permitirme avanzar con la investigación. Un gracias especial para Ana y para Julio César Olmos que partieron mientras avanzaba el proyecto. Gracias por recibirme en las canteras con los brazos abiertos.

A César Molina, Susana Tótar, Santiago Lencina y a Orlando Daniel de los Santos, gracias por su escucha y por su accionar. A la empresa ESUCO y DECAVIAL por demostrar que podemos crecer y avanzar como sociedad en armonía con el entorno, respetando los ciclos de la naturaleza. Gracias a cada encargado y sereno que nos recibió con tanta buena predisposición en las obras. Especialmente a Santiago y a Diego.

A Cristóbal Doini Cabré y a Daniel Giannotti, por permitirme conocer las barrancas naturales del “Monte Santa Elena” y de “Victoria Pía”. Gracias por su compromiso y por su tiempo!

A todo el hermoso equipo del COA Loica Pampeana por acompañar este hermoso recorrido, por los binoculares para los conteos. Gracias por los encuentros y por compartir la misma pasión.

A One Earth Conservation y al Cuerpo de Conservacionistas de Psitácidos 2022-2023. Especialmente a la Dra. LoraKym Joyner, a la Dra. Sylvia de la Parra Martínez y a Gail Koelln por su amor, dedicación y por su compromiso activo en la conservación de los psitácidos. Por enseñar con tanto profesionalismo, inculcando la empatía y el respeto por la Biodiversidad. Gracias por financiar las remeras del equipo y por hacer realidad tantos proyectos.

A Eva, amiga gracias por los amaneceres y atardeceres disfrutando de la pachita, de sus olores, colores, sonidos, del nacimiento de los pichones y de tantos conteos de barranqueros. Gracias por tu tiempo, entusiasmo, sabiduría y amistad. Te quiero mucho!

A la Comisión de Especies Emblemáticas, por sumarme al equipo y por el aguante de este último año. Gracias a cada uno por su aporte y dedicación!

A Mirna Damiani por reencontrarnos en el camino y por compartir este amor por la profesión. Gracias por confiar en mí y siempre encontrar un lugar para desarrollar y poner en práctica lo que fui aprendiendo estos años.

A Alberto Scorolli, siempre atento y a disposición. Agradezco su perseverancia y entusiasmo en los conteos. Gracias por tus consejos y por ser parte de este proyecto.

A Julia Camina por su paciencia, tiempo y ayuda con la estadística. Gracias Juli querida!

A Martina Carrete y a Pepe por acompañarme al campo durante su estadía en Argentina. Aprendí mucho con ustedes!

A Juan Masello, por responder con tanta amabilidad y profesionalismo todas mis dudas. Gracias a su hija Katja por permitirme compartir su ilustración en esta tesis.

A Sergio, Mica y Vale que se encargaron de la ilustración, el diseño y la confección de las remeras con tanto profesionalismo. Gracias a los tres, quedaron preciosas!

A Rosio, amiga hermana del alma, sos incondicional. Gracias por estar en mi vida desde el jardín de infantes. Gracias por acompañar y vivir conmigo cada paso. Un gracias especial también para mis amigas: Glenda, Astrid, Yanni, Caro Ghilardi, Caro Ramholz, gracias por acompañarme en este proyecto pero sobre todo en la vida. Las quiero!

Gracias a mis compañeros del Tramo de Formación Pedagógica por ser parte de este recorrido, por motivarme a cursar y rendir en medio de los muestreos loreros.

Gracias a mis compañeras de cerámica y a Nayla, mi teacher, por su buena onda y por estar pendientes de este proyecto lorero.

A Julieta, Pali y Vanina, gracias por tantas dosis de linda energía, necesarias para seguir avanzando a paso firme.

A Seba, Gra, Gus, Gaby, Mercedes, tia Any, Valen, abu Teresa, Luli, Sele, Darian, Alan, Ariela, Mónica y Teti, gracias por darme un lugar en su familia. Gracias también a Miguel y abu Antonio que hoy acompañan desde otro lugar.

A papi, mi estrella, gracias porque no hay un solo día que no ilumines mis pasos. Gracias por enseñarme a amar y a cuidar la naturaleza.

A mami y a Cris, dos pilares importantes en mi vida, gracias por su amor y por enseñarme tanto. Por acompañarme hasta en Navidad y Año Nuevo en los muestreos. A mi madrina que se fue antes de escribir esto, gracias por tanto cariño y entrega. A mi tío Donato y a mi padrino gracias por seguir de cerca este recorrido. Gracias familia!

A Bra, mi compañero de vida, mi pilar. Gracias por tantos viajes al campo, por convertirse en contador de loros, en buscador de juveniles, en observador de nidos, en chofer y en copiloto cebador de mates. Gracias por tu apoyo incondicional, por postergar vacaciones, por comprender mis ausencias, aun estando en el mismo lugar. Gracias por ser mi par, por apoyar mis decisiones, por confiar en mí, por existir.

Y gracias a ustedes loritos. No solo aprendí lo que hoy queda plasmado en esta tesis, también me enseñaron a observarlos con los ojos del corazón, a respetarlos, honrarlos, escucharlos, reconocerlos y habitarlos en mí. Gracias Pipe por tu paso fugaz pero tan intenso y lleno de sabiduría.

Gracias por el disfrute de este proceso. Gracias naturaleza por regalarme esta increíble experiencia.

GRACIAS GRACIAS GRACIAS!

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	4
ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS	6
CAPÍTULO 1- INTRODUCCIÓN GENERAL.....	10
Marco conceptual	11
La expansión de las áreas urbanas y la conservación de la biodiversidad	11
La avifauna y los centros urbanos	12
El rol de las ciudades en la conservación de especies de psitaciformes.....	15
CAPÍTULO 2- LOROS EN CIUDADES DEL SUR DE AMÉRICA DEL SUR: OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS.	18
Introducción	19
Materiales y Métodos	22
Área de estudio.....	22
Fuente de datos.....	22
Análisis estadísticos	24
Resultados	26
Datos de las encuestas	26
Riqueza y distribución de especies.....	28
Especies de loros que se reproducen en ambientes urbanos.....	34
Estado de conservación y tendencias poblacionales	37
Recursos urbanos.....	40
Mascotismo y conflictos con humanos	43
Discusión.....	46
CAPÍTULO 3- LA POBLACIÓN URBANA DE CYANOLISEUS PATAGONUS EN EL SUDOESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA.....	55
Descripción de la especie	55
Distribución, abundancia y estado de conservación.....	58
Hábitos urbanos del loro barranquero	62
Área de estudio.....	62

CAPÍTULO 4- PATRONES ESTACIONALES Y VARIACIONES INTERANUALES EN LA ABUNDANCIA	65
Introducción	66
Abundancia de aves y métodos de conteo.....	66
Dormideros y predormideros comunales rurales y urbanos	67
Conteos de abundancia en dormideros comunales.....	70
Dormideros urbanos de loro barranquero.....	70
Materiales y Métodos	71
Área de estudio.....	71
Diseño de estudio y censos de abundancia en el dormidero	72
Resultados	76
Discusión.....	83
CAPÍTULO 5- BIOLOGÍA REPRODUCTIVA Y ÁREAS DE NIDIFICACIÓN	90
Introducción	91
Colonias de cría, nidos y fenología reproductiva del loro barranquero	91
Reproducción en sustratos antrópicos	92
Materiales y Métodos	95
Áreas de nidificación.....	95
Densidad de nidos activos y censos de parejas reproductoras	98
Fracción reproductora, no reproductora y tamaño total de la población	100
Proporción de juveniles y productividad media anual	101
Supervivencia de los nidos y parámetros reproductivos	103
Resultados	108
Áreas de nidificación.....	108
Abundancia de parejas reproductoras.....	112
Densidad de nidos	114
Tamaño de la población y fracción reproductora.....	117
Proporción de juveniles y productividad media anual	118
Supervivencia de nidos y parámetros reproductivos	119

Discusión.....	125
CAPÍTULO 6- CONCLUSIONES GENERALES.	140
BIBLIOGRAFÍA.....	146
ANEXO.....	171

RESUMEN

LA POBLACIÓN URBANA DE LORO BARRANQUERO (*CYANOLISEUS PATAGONUS*) EN BAHÍA BLANCA, USO DEL ESPACIO URBANO, BIOLOGÍA REPRODUCTIVA Y CONSERVACIÓN

La urbanización es una de las amenazas más significativas para la vida silvestre a nivel global, sin embargo, existe una creciente apreciación de que las áreas urbanas también pueden actuar como hábitats valiosos para la diversidad biológica. Pese a ser uno de los grupos de aves con el mayor número de especies amenazadas, los psitaciformes se han adaptado particularmente bien a la vida urbana, aunque poco se sabe sobre su relación con las ciudades. Esta tesis propone sistematizar por primera vez el conocimiento acerca de la presencia de psitácidos silvestres en áreas urbanas de distinto tamaño del Cono Sur de América del Sur, explorar la potencial contribución de estos ambientes para su conservación, y analizar en detalle una población de loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) asociada con la ciudad de Bahía Blanca, en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, en la República Argentina. Esta especie, nativa del Cono Sur de América, se encuentra amenazada como consecuencia de la pérdida y degradación de hábitats, la persecución histórica por considerarla plaga agrícola y la captura para el mercado de mascotas. Sin embargo, recientemente se ha señalado un aparente aumento de su abundancia en áreas urbanas del área de estudio. Para evaluar las variaciones interanuales y estacionales en su abundancia se desarrollaron censos en un dormidero comunal urbano y se compararon con los reportados en el año 2014 para el mismo sitio. Se estudió la biología reproductiva del loro barranquero anidando sobre sustratos antropogénicos urbanos y rurales. Se identificaron y se monitorearon los sitios que selecciona la especie para anidar, se estimó el número de parejas reproductoras, el porcentaje de la población que se reproduce, la productividad media anual, la proporción de juveniles y se evaluaron los efectos de las características de las áreas de

anidación sobre el éxito reproductivo. Estos valores se compararon con datos conocidos para la especie criando en barrancas naturales. Los resultados obtenidos en esta tesis destacan la presencia de 35 especies de loros habitando áreas urbanas de Argentina, Chile, Paraguay, Uruguay y del estado de Rio Grande do Sul, en Brasil, lo que representa entre el 67% y el 90% del total de especies del orden conocidas para cada uno de esos territorios. El 77% son nativas del área de estudio, mientras que el resto son originarias de otras regiones de Sudamérica o de otros continentes. Una cuarta parte de las especies que utilizan las ciudades en la región se consideran amenazadas, y casi el 50% tienen poblaciones en declive. El estudio enfocado en *C. patagonus*, por su parte, permitió estimar abundancias que variaron entre los 1767 y 21.104 individuos utilizando cada día el dormidero comunal estudiado. Se observó una marcada variación estacional, con máximos durante el otoño y el invierno, y un pico de abundancia durante el invierno de 2019, que casi duplicó los valores correspondientes a la misma estación del año 2014. Con muy pocas excepciones, limitadas a cortos tramos de barrancas junto a los arroyos, los loros barranqueros utilizaron sustratos antropogénicos, canteras y taludes a lo largo de rutas y caminos, para establecer sus colonias. La mayoría de los sitios de anidación (57%) se encontraban en áreas urbanas. La densidad media de nidos fue significativamente mayor en los bordes de caminos que en las canteras, y mayor en los bordes de caminos urbanos que en los rurales. La fracción reproductora mostró poca variación interanual, con un mínimo de 0,46 (1363 parejas) en 2018, y un máximo de 0,63 (1612 parejas) en 2019. La proporción de juveniles varió significativamente entre $0,15 \pm 0,11$ en 2018 y $0,32 \pm 0,10$ en 2023. La productividad mínima de juveniles fue de $1,16 \pm 0,46$ en 2022, y la productividad máxima se estimó en $2,27 \pm 0,68$ juveniles por pareja en 2023. Para ésta última temporada se observó un incremento del éxito reproductivo y del éxito aparente de cría (0,67; 64% vs 0,88; 85%) aunque esta

variación interanual no fue significativa. Los nidos hallados en canteras con actividad antropogénica tuvieron mayor éxito que los encontrados en bordes de caminos, al igual que los nidos contruidos a mayor altura y orientados en dirección SE. Los resultados de esta tesis destacan la contribución que ambientes intensamente transformados podrían hacer a la conservación de los psitácidos, en particular de *C. patagonus*. Este aporte, sin embargo, no está exento de desafíos y el conocimiento de la biología de las aves urbanas y de las relaciones que establecen con las ciudades y sus habitantes permitirá avanzar hacia una convivencia más rica y respetuosa.

ABSTRACT

THE URBAN POPULATION OF BURROWING PARROT (*CYANOLISEUS PATAGONUS*) IN BAHÍA BLANCA, USE OF URBAN HABITATS, REPRODUCTIVE BIOLOGY AND CONSERVATION

Urbanization is one of the most significant threats to wildlife worldwide, but there is a growing recognition that urban areas can also provide valuable habitats for biodiversity. Despite being one of the bird groups with the highest number of threatened species, Psittaciformes have adapted particularly well to urban life, although little is known about their relationship to cities. In this thesis proposes to systematize for the first time the knowledge about the presence of wild psittacines in urban areas of different sizes in the Southern Cone of South America, to explore the potential contribution of these environments for their conservation, and to analyze in detail a population of burrowing parrot (*Cyanoliseus patagonus*) associated with the city of Bahía Blanca, in the southwest of the province of Buenos Aires, in Argentina. This species, native to the Southern Cone of America, is endangered as a consequence of habitat loss and degradation, historical persecution as an agricultural pest and capture for the pet market. However, an apparent increase in abundance has recently been reported in urban areas of the study area. To assess interannual and seasonal variations in the abundance of the species, censuses were conducted between 2018 and 2022 at a communal urban roost and were compared with those reported in 2014 for the same site. The reproductive biology of the burrowing parrot nesting on urban and rural anthropogenic substrates was studied. We identified and monitored the sites selected by the species for nesting, estimated the number of breeding pairs, the percentage of the population that reproduce, the mean annual productivity, the proportion of juveniles, and the effects of nesting area characteristics on reproductive success were evaluated. These values were compared with known data for the species breeding in natural cliffs. The results obtained in this

thesis highlight the presence of 35 parrot species inhabiting urban areas of Argentina, Chile, Paraguay, Uruguay and the state of Rio Grande do Sul, Brazil, representing between 67% and 90% of the total number of species of the order known for each of these territories. Seventy-five percent were native to the study area, while the remainder coming from other regions of South America or from other continents. A quarter of the species associated with cities in the region are considered threatened, and nearly 50% have declining populations. The study of *Cyanoliseus patagonus*, on the other hand, allowed us to estimate abundances that varied between 1767 and 21104 individuals using the communal roost studied. A marked seasonal variation was observed, with maximum figures during fall and winter, and a peak of abundance during winter 2019, which almost doubled the values corresponding to the same season in 2014. With very few exceptions, limited to short stretches of streamside ravines, burrowing parrots used anthropogenic substrates, quarries and slopes along of roads, to establish their colonies. Most nesting sites (57%) were located in urban areas. Mean nest density was significantly higher on roadsides than in quarries, and higher in urban than in rural roadsides. The breeding fraction showed little interannual variation, with a minimum of 0.46 (1363 pairs) in 2018, and a maximum of 0.63 (1612 pairs) in 2019. The proportion of juveniles varied significantly between 0.15 ± 0.11 in 2018 and 0.32 ± 0.10 in 2023. The minimum juvenile productivity was 1.16 ± 0.46 in 2022, and the maximum productivity was estimated at 2.27 ± 0.68 juveniles per pair in 2023. For the latter an increase in reproductive success and apparent breeding success (0.67; 64% vs. 0.88; 85%) was also observed, although this interannual variation was not significant. Nests found in quarries with anthropogenic activity were more successful than those found on roadsides, as were nests built higher and oriented in a SE direction. The results of this thesis highlight the contribution that intensely transformed environments could make to

the conservation of psittacines, particularly *Cyanoliseus patagonus*. However, this contribution is not without challenges, and knowledge of the biology of urban birds and their association they establish with cities and their inhabitants will allow us to move towards a richer and more respectful coexistence.

ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS

La tesis se organiza en seis capítulos:

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL

Este primer capítulo ofrece información introductoria sobre la pérdida de diversidad biológica, enfocándose principalmente en los efectos que tiene el avance de la urbanización sobre la avifauna silvestre, especialmente en el caso de los psitacíformes. Se exponen los impactos negativos ejercidos por este proceso, como así también las oportunidades que muchas aves han sabido aprovechar para la adaptación a estos nuevos entornos, y el potencial rol de las ciudades en la conservación de especies amenazadas de este grupo.

CAPÍTULO 2: LOROS EN CIUDADES DEL SUR DE AMÉRICA DEL SUR, OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS

En el segundo capítulo de esta tesis se presenta un relevamiento exhaustivo acerca de la presencia de psitacíformes silvestres en ciudades de distinto tamaño en el Cono Sur de América del Sur. Se estudian las especies de loros que habitan ciudades de Argentina, Chile, Paraguay, Uruguay y del Estado de Rio Grande do Sul, en el sur de Brasil. Se describe su asociación con centros urbanos ubicados a diferentes latitudes y con distinto número de habitantes, así como con los distintos ambientes urbanos. Se detalla, además, la actividad reproductiva en el ámbito urbano, el uso de recursos alimenticios y de anidación y los eventuales conflictos con la población humana. Se evalúa la relación de las especies con el comercio de animales de compañía como posible causa de introducción, y se las caracteriza de acuerdo a su estado de conservación, discutiendo el posible papel de las ciudades para su preservación.

CAPÍTULO 3: LA POBLACIÓN URBANA DE *CYANOLISEUS PATAGONUS* EN EL SUDOESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

En este capítulo se presenta el caso de estudio de la tesis, se describen las características particulares de la coexistencia entre el loro barranquero y el paisaje urbano, el clima, la vegetación y el uso de la tierra en el área de estudio, y se brinda una descripción detallada de la especie y las subespecies conocidas, así como de su estado de conservación.

CAPÍTULO 4: PATRONES ESTACIONALES Y VARIACIONES INTERANUALES EN LA ABUNDANCIA

En este capítulo se describe la concentración diaria de la población de loro barranquero bajo estudio en un único dormidero comunal en el principal parque urbano de la ciudad de Bahía Blanca. Se estiman la abundancia de la especie entre los años 2018 y 2022, se evalúan sus variaciones estacionales e interanuales, y se discuten las posibles causas de estas fluctuaciones, incluyendo eventuales tendencias de cambio en la abundancia de la especie y sus patrones estacionales de migración. Se identifican, además, las direcciones predominantes de arribo al dormidero y sus variaciones a lo largo del año.

CAPÍTULO 5: ÁREAS DE NIDIFICACIÓN Y BIOLOGÍA REPRODUCTIVA

El quinto capítulo se enfoca en el estudio de las áreas de anidación y la biología reproductiva del loro barranquero. Se citan los sitios de nidificación de la especie en ambientes naturales, y se describen los sustratos antropogénicos de anidación, rurales y urbanos, de la ciudad de Bahía Blanca y sus alrededores. Se determinan la densidad de nidos y el número de parejas reproductoras en sustratos antropogénicos a lo largo de los años de muestreo. Se estima la fracción reproductora de la población, así como la productividad media anual en estos ambientes. Además, se calculan por primera vez

para sustratos antropogénicos de anidación, el tamaño medio de la puesta, el éxito de eclosión, la tasa de supervivencia diaria de los nidos, el tamaño de la nidada, el éxito aparente de cría y el éxito reproductivo de la especie. Finalmente se analiza el efecto de la ubicación de las cuevas individuales sobre el éxito reproductivo. Los resultados obtenidos se comparan con los de parejas de loro barranquero anidando en sustratos naturales del balneario El Cóndor y de Las Grutas, en la provincia de Río Negro.

CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES GENERALES

En el sexto y último capítulo de la tesis se presentan las principales conclusiones obtenidas a partir del estudio.

CAPÍTULO 1.

INTRODUCCIÓN GENERAL



MARCO CONCEPTUAL

La expansión de las áreas urbanas y la conservación de la biodiversidad

La pérdida de diversidad biológica es uno de los problemas más significativos que enfrenta nuestra civilización. Desde hace décadas, este escenario ha llamado la atención de los investigadores de todo el mundo y existen numerosos estudios que señalan al cambio climático global, la contaminación ambiental, la sobreexplotación de los recursos naturales, los cambios en el uso de los suelos, la introducción de especies exóticas invasoras y la transformación y destrucción del hábitat como causantes de esta situación (Ehrlich 1988; Saunders et al. 1991; Vitousek et al. 1997; Primack et al. 2001; Capdevila-Argüelles et al. 2013; Tellería 2013; Badii et al. 2015; Crego et al. 2018). Algunos autores sostienen que la expansión de las áreas urbanas hacia zonas silvestres se encuentra entre los principales impulsores del empobrecimiento biológico del planeta (McKinney 2002; McKinney 2006; Hahs et al. 2009; Seto et al. 2011).

El informe de la Plataforma Intergubernamental sobre la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos (IPBES) presentado en mayo de 2020 reportó datos actuales sobre el rápido deterioro de la biodiversidad global basados en la revisión sistemática de aproximadamente 15.000 fuentes científicas y gubernamentales: “Desde el año 1500, han desaparecido 680 especies de vertebrados y un millón de especies de animales y plantas (de los ocho millones existentes) están en peligro de extinción”. Además, “alrededor del 9% de las 5,9 millones de especies terrestres estimadas en el mundo tienen hábitats tan fragmentados y escasos, que son insuficientes para garantizar su supervivencia a largo plazo” (IPBES 2019). Se calcula que las especies están desapareciendo a una tasa de 100 a 10.000 veces mayor que la tasa histórica. En cuanto a las aves, esta velocidad se estima de 1000 a 10.000 veces la tasa de extinción natural,

y si bien algunas especies sobreviven con poblaciones pequeñas o con áreas de distribución muy fragmentadas, están eventualmente condenadas a extinguirse salvo que se tomen medidas urgentes y eficaces para su conservación (Birdlife 2018a).

La destrucción y transformación de los hábitats naturales comenzó con el desarrollo de la agricultura y la proliferación de los asentamientos urbanos en el Neolítico, lo que condujo a un estilo de vida más sedentario, con la construcción de pueblos y ciudades, hábitats concebidos desde una perspectiva antrópica, creados para uso y beneficio exclusivo de las personas (Turner et al. 2004; Steffen et al. 2011). A nivel global, las ciudades resultan cada vez más numerosas y mayores, y la proporción de habitantes urbanos ya supera a quienes conviven con paisajes rurales. Un estudio reciente de Simkin y colaboradores (2022) señala que el crecimiento urbano mundial total se quintuplicará entre 2000 y 2100, con las tasas más rápidas de expansión en África subsahariana, América del Sur, Mesoamérica y el sudeste asiático donde, sin una planificación cuidadosa, se espera que la urbanización cause una pérdida de biodiversidad particularmente grande. Sin duda alguna, estos nuevos paisajes generan cambios importantes en las condiciones del entorno y en los recursos para cada una de las especies que habitaban el lugar antes de la urbanización, lo cual puede resultar beneficioso o perjudicial, dependiendo de los requerimientos ecológicos de cada una de ellas (Marzluff 2017).

La avifauna y los centros urbanos

Las principales amenazas que afectan la supervivencia de especies de aves en todo el mundo incluyen la pérdida, alteración y fragmentación de los hábitats, la contaminación, la introducción de especies exóticas, y la caza (Birdlife 2022). Para muchas especies de aves la urbanización representa la pérdida definitiva de ambientes

aptos para sus poblaciones, mientras que otras que sí consiguen habitar este ámbito deben lidiar con desafíos que se asocian indirectamente con el crecimiento urbano tales como el tráfico, la contaminación, el ruido, la vegetación exótica y las colisiones con la infraestructura antrópica (Sol et al. 2014; Seewagen & Sheppard 2017; Galmes et al. 2018; Isaksson 2018; Sarasola et al. 2020; Basilio et al. 2020; Biasotto et al. 2022).

Más allá del impacto negativo ejercido por el proceso de urbanización, muchas aves han sido capaces de adaptarse a estos nuevos entornos. Algunas especies llegan a prosperar dentro de los límites de las ciudades, al punto de volverse eventualmente más abundantes que en los entornos rurales e incluso más que en ambientes que pueden considerarse como sus hábitats naturales (Gil & Brumm 2013; Aronson et al. 2014; Marzluff 2017). En la actualidad, las aves se encuentran entre los grupos más estudiados en el ámbito urbano y existe una amplia gama de investigaciones que tratan de dilucidar sus relaciones y adaptaciones a este ambiente. Los estudios de aves en las ciudades pueden dividirse entre los que evalúan los efectos de la urbanización a nivel de poblaciones o de ensambles y comunidades (Urquiza & Mella 2002; Leveau & Leveau 2004; Scherer et al. 2010; Torres et al. 2015), y los que estudian las causas últimas de esos efectos, buscando entender cómo las aves se adaptan morfológica, fisiológica, y conductualmente a las nuevas condiciones (Wood & Yezerinac 2006; Fuller et al. 2007 a; Sierra Vásquez 2012). Aunque la mayor cantidad de estudios de ambos tipos se ha realizado en Europa, Estados Unidos, Canadá y Australia, la investigación de este tema en el resto del mundo tuvo un incremento exponencial en los últimos 20 años (Marzluff 2017). En esta línea, la ecología urbana busca comprender cómo estas nuevas condiciones y recursos determinan la supervivencia, la abundancia y la reproducción de las especies, como así también las respuestas de las aves a las perturbaciones que genera la rápida expansión y evolución de las ciudades (Marzluff 2001).

Se ha propuesto que los centros urbanos proporcionan una fuente abundante y constante de alimentos y ésta sería una de las claves para la adaptación. Mientras algunas especies de aves se alimentan directamente de recursos facilitados por los habitantes de las ciudades (Spelt et al. 2021), otras encuentran recursos tróficos principalmente en la vegetación de parques y jardines (Garitano & Gismondi 2003; Reynolds et al. 2017; Tasker et al. 2020). Por otra parte, la relación con los predadores urbanos puede no ser tan clara, ya que las ciudades podrían actuar como refugios que minimizan el riesgo de predación (Díaz et al. 2013; Rebolo et al. 2017), pero incluyen también predadores altamente eficientes y abundantes, como los gatos domésticos y las ratas, que atacan especialmente a los nidos de algunas especies (Donnelly & Marzluff 2004; Sims et al. 2008; Loss et al. 2013).

Desde esta perspectiva, las áreas urbanas proporcionan un hábitat con desafíos y oportunidades para las aves silvestres (Rebolo Ifrán 2017). Algunas especies pueblan ciudades dentro de las áreas que ocupaban históricamente (Díaz & Armesto 2003; Benito et al. 2019), otras, conocidas como “neonativas”, expanden su rango geográfico de distribución desde áreas adyacentes, más o menos cercanas, y establecen nuevas poblaciones en ambientes antrópicos, incluidas las ciudades (Essl et al. 2019), finalmente algunas aves son introducidas de manera intencional en los ambientes urbanos, especialmente en asociación con el comercio de animales de compañía. Entre estas últimas se cuentan especies nativas de la ecorregión en que se encuentra la ciudad, de otras regiones dentro del mismo país, o aún de otros continentes (Vitousek et al. 1997; Navas 2014; Muñoz-Pedreros 2020). El balance entre especies que desaparecen frente a la urbanización y especies que aprovechan las ciudades, sumado a la performance de sus poblaciones en estos nuevos ambientes y a la introducción de especies exóticas, tiene un impacto decisivo sobre el papel que puede caberle al

ecosistema que construye y habita más de la mitad de la población mundial en términos de sus efectos sobre la conservación de la biodiversidad (Miller 2005).

Por otra parte, la avifauna urbana se ha convertido, desde hace unos años, en un nexo directo e inmediato entre miles de millones de personas y la diversidad biológica, generando una enorme oportunidad para la sensibilización y la educación ambiental y favoreciendo el bienestar psico-físico de los habitantes humanos de las ciudades (Snyder et al. 2000; Fuller et al. 2007 b; White et al. 2018). Así, toda planificación del medio urbano y de los ambientes circundantes que sea compatible con la conservación de la diversidad biológica, tiene impactos positivos no sólo sobre el ambiente sino también sobre la calidad de vida de las personas (Hanski et al. 2012).

El rol de las ciudades en la conservación de especies de psitaciformes

El orden Psittaciformes, conformado por loros, guacamayos, cakatúas y cotorras, se encuentra entre el grupo de aves con el mayor número de especies bajo alguna categoría de amenaza (Snyder et al. 2000). Más allá de que se trate de un grupo reconocido y apreciado por el público en general, aún falta información básica sobre la biología y ecología de la mayoría de los loros. Esto se debe en parte a la dificultad que conlleva el estudio de estas aves, muchas de las cuales poseen amplios rangos de acción, a la difícil tarea de capturar individuos para el anillado y a que muchos anidan en sitios altos y de difícil acceso, como huecos de árboles o acantilados (Masello & Quillfeldt 2002; Bonaparte & Cockle 2017).

Si bien los psitácidos son nativos de América del Sur y de Australia, durante los últimos 40 años, se ha documentado el establecimiento de poblaciones de distintas especies en áreas urbanizadas de Norteamérica, Europa y otras partes del mundo, principalmente como producto de escapes o liberaciones, incluso alcanzando una abundancia mayor

que en sus sitios de distribución original (Butler 2005; Lever 2005; Strubbe & Matthysen 2007; Lambert et al. 2009; Kiacz et al. 2023). Las poblaciones de loros urbanos también son comunes dentro de sus continentes de origen. Allí también se reportan poblaciones originadas por liberaciones o escapes, o por la expansión de los rangos de distribución natural favorecidas por su capacidad de aprovechar los recursos rurales y urbanos e incluso aves que persisten en el área durante todo el proceso de urbanización (Haene 2006; Burgin & Saunders 2007; Tella et al. 2014). A pesar de la expansión del área de distribución, el aumento de la densidad de algunas especies y el grado de amenaza de muchas de ellas, la investigación sobre las poblaciones urbanas de loros es escasa y existe una falta general de información sobre su ecología en las ciudades, así como sobre los mecanismos que les permiten convivir y hasta beneficiarse de la urbanización (Guittar et al. 2009; Lill 2009; de Matos Fragata et al. 2022, Soares et al. 2023).

Como aves grandes, llamativas y coloridas, los psitácidos se pueden considerar emblemáticos y valiosos para promover el interés por la biodiversidad en los centros urbanos (Butler 2005). Cuando los loros, principalmente aquellos amenazados, prosperan en paisajes urbanos, se presentan oportunidades educativas, de ecoturismo, sociales, de conservación y de investigación únicas, que pueden proporcionar información valiosa sobre la historia natural de las especies, y, al mismo tiempo, las poblaciones urbanas pueden actuar como reservorios genéticos para futuras translocaciones (Kiacz & Brightsmith 2021). En este punto, algunos autores comparan las áreas urbanas con “arcas”, en las que las especies en peligro de extinción podrían persistir mientras se remedian los factores que causan su disminución en su área de distribución nativa (Shaffer 2018). La falta de una visión integral de los centros urbanos como sistemas respetuosos de su entorno trae nuevos retos que demandan convertir

física y socialmente a las ciudades en lugares más amables con el ambiente, donde se comprenda que la sociedad y la vida silvestre comparten de manera inseparable un mismo espacio (Savard et al. 2000; Hostetler 2001; Zuluaga Sánchez 2008).

El objetivo general de esta tesis es identificar componentes biológicos, ambientales y sociales clave para la conservación de poblaciones urbanas de aves silvestres, utilizando como modelo el caso del loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en la ciudad de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. Para ello se brinda información general sobre la presencia y las actividades de los psitaciformes silvestres en el Cono Sur de Sudamérica, y sobre la demografía, la biología reproductiva, y el uso de hábitats antrópicos de anidación y de descanso por parte del loro barranquero en la ciudad de Bahía Blanca y áreas rurales adyacentes. Propone comprender la coexistencia de la especie con el paisaje urbano, y los mecanismos que subyacen a su interacción con la ciudad, en particular en lo que se refiere a su actividad reproductiva, y contribuir así a su conservación.

CAPÍTULO 2.

LOROS EN CIUDADES DEL SUR DE AMÉRICA DEL SUR: OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS



INTRODUCCIÓN

El orden Psittaciformes, conformado por loros, aras, guacamayos, cacatúas y cotorras se encuentra entre el grupo de aves más llamativas del mundo. El registro fósil encontrado, aunque escaso, provee suficientes evidencias que confirman su existencia desde hace unos 40 millones de años. A pesar de su antigüedad y la gran variedad de colores, formas, tamaños y estilos de vida, los loros conservan una apariencia general que los hace fácilmente reconocibles como tales (Rivera & Politi 2011). Al momento se reconocen 398 especies divididas en tres familias: Psittacidae con 374 especies, Cacatuidae con 21 y Strigopidae con tres (Olah et al. 2016). La distribución natural de este grupo de aves comprende varios continentes, abarcando principalmente regiones tropicales y subtropicales de Oceanía, el sur de Asia, el África subsahariana, América del Sur y Central, y el Caribe (Forshaw 2010). Allí ocupan diversos ecosistemas, desde selvas tropicales y bosques templados, hasta pastizales, sabanas y desiertos (Forshaw & Cooper 1989; Toft & Wright 2015).

Los psittaciformes se encuentran entre los órdenes de aves no passeriformes con el mayor número de especies en riesgo de extinción (Olah et al. 2016). Casi un tercio de los loros existentes (112 especies) están amenazados: 18 en peligro crítico, 39 en peligro y 55 vulnerables (Vergara-Tabares et al. 2020). Por un lado, la presión antrópica sobre las poblaciones de loros silvestres ha contribuido al declive de muchas de sus especies que, en gran medida, dependen de los bosques tropicales y subtropicales como fuentes de recursos alimenticios, espacios de nidificación y sitios para socializar y pernoctar. Desafortunadamente, estos ambientes se cuentan entre los más transformados y deteriorados por la actividad humana y por ende, las prácticas agrícolas y la continua deforestación representan unas de las principales amenazas a nivel global para este grupo de aves (Snyder et al. 2000; Wright et al. 2001; Pires 2012). Este escenario es

especialmente relevante en el Neotrópico, una de las áreas con más diversidad en especies, donde el 31% de las especies de psitacíformes se encuentran amenazadas (Berkunsky et al. 2017).

Por otro lado, los psitacíformes son frecuentemente el blanco de cazadores furtivos y comerciantes ilegales por el alto valor que tienen como mascotas, siendo capturados y criados en cautiverio por diferentes culturas del mundo, tanto para el mercado interno como internacional (Beissinger & Bucher 1992; Wright et al. 2001; Forshaw 2010; Carrascal et al. 2013; Balbiano et al. 2017). También se han extraído de la naturaleza durante cientos de años para el consumo, vestimenta y decoración (Rivera & Politi 2011). La captura de loros para el mascotismo, y su posterior tráfico internacional, fue una de las principales amenazas que impactó en este grupo de aves durante las décadas de 1980 y 1990, cuando millones de individuos fueron atrapados en el Neotrópico y exportados a los Estados Unidos, Oriente y Europa (Berkunsky et al. 2017).

Ante la creciente presión antrópica y el avance de las áreas urbanas, muchas especies del orden Psittacíformes han conseguido adaptarse y sobrevivir en las ciudades, donde con frecuencia replican sus hábitos silvestres. Al mismo tiempo, su contacto con estos hábitats modificados se vuelve cada vez más intenso, más frecuente y más extendido (Crowley 2021; Garrett 2022). Si bien para Murgui y Hedblom (2017) este grupo se encuentra subrepresentado en los ambientes antrópicos, este patrón global no parece repetirse tan claramente en el Cono Sur de América del Sur donde la presencia de psitácidos en las ciudades es citada con frecuencia (Haene 2006; Carrete & Tella. 2011; Ibañez et al. 2015; Scheffer et al. 2015; Zanotti 2022). La situación descrita resulta en un escenario de particular interés en esta región donde los psitacíformes parecen ser, al mismo tiempo, uno de los grupos de aves más afectados por las actividades humanas y un taxón particularmente propenso a establecerse en el ámbito urbano.

Los beneficios y los desafíos asociados con el establecimiento de especies nativas y exóticas de psitacíformes en las ciudades han sido poco estudiados en esta región (Bucher 2021), salvo en el caso de un pequeño conjunto de psitácidos cuya presencia en el ámbito urbano se percibe como particularmente conflictiva, como ocurre con la cotorra *Myiopsitta monachus* (Butler 2005; Davis et al. 2012; Diamond & Ross 2019; Aplin et al. 2021; Hernandez-Brito et al. 2021; Ferretti et al. 2022). El conocimiento acerca de las interacciones entre los psitácidos y el entorno antrópico es aún insuficiente y no ha sido sistematizado, en particular en la región Neotropical. Esto ocurre pese a que los centros urbanos son el territorio cotidiano compartido entre estas aves y la inmensa mayoría de quienes nos dedicamos a su estudio. Como consecuencia de esta convivencia, el volumen de conocimiento acumulado seguramente es significativo, pese a lo escaso de las contribuciones científicas formales al respecto. Esto plantea nuevos escenarios poco tradicionales donde se define la continuidad de las poblaciones silvestres, cuyo estudio es cada vez más necesario.

En este capítulo de la tesis se reúne la información obtenida a partir de consultas a informantes clave acerca de los psitacíformes silvestres que habitan ciudades de distinto tamaño en el Cono Sur de América del Sur, y se evalúan aspectos ecológicos y socio-culturales que ayudan a calificar el papel de los ambientes urbanos como posibles componentes de una estrategia de conservación de especies en declinación, así como su rol en la introducción de aves potencialmente perjudiciales para la biodiversidad regional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio abarca centros urbanos de Argentina (AR), Chile (CH), Paraguay (PY) y Uruguay (UY), y del estado de Rio Grande do Sul en Brasil (RS). El área estudiada corresponde al Cono Sur de América del Sur y se extiende sobre unos 4.417.454 km² entre los 19°17'40" y los 59°58'29" de latitud Sur, y desde los 75°37'18" hasta los 49°42'22" O, excluyendo el territorio Antártico. La región está habitada por más de 70 millones de personas y comprende una notable diversidad de biomas entre los que se incluyen el bosque atlántico, la pampa, el pastizal, la sabana, el desierto, el matorral, la selva, la estepa, el chaco, el cerrado y la cordillera (Ridgely & Tudor 1994). Los climas son diversos y van desde el tropical a subtropical en Paraguay y norte de Argentina, la aridez del desierto de Atacama, el clima frío al sur en la Patagonia y el polar en las altitudes más elevadas de la Cordillera, con predominio del clima templado en la mayor parte del territorio argentino, en Uruguay y en Rio Grande do Sul. Los extremos climáticos, con inundaciones y sequías provocadas por el exceso o la escasez de precipitaciones, son frecuentes en buena parte de este territorio (Fernández & Fernández 2000).

Fuente de datos

Se comenzó por elaborar un registro de posibles proveedores de datos, incluyendo ornitólogos y otros investigadores de universidades y organismos científicos relacionados con el estudio de las aves, observadores de aves, guardaparques, autoridades y técnicos de áreas protegidas, personal de agencias públicas de ambiente y educación ambiental de nivel nacional, provincial/regional/estadual y municipal,

autoridades y técnicos de museos de Ciencias Naturales y administradores de páginas web dedicadas a la difusión y conservación de aves silvestres, entre otros.

Se diseñó y distribuyó una encuesta dirigida a ellos utilizando la herramienta de Formularios de Google. Las encuestas fueron redactas y publicadas en español para AR, CH, PY y UY, y en portugués para RS. Cada versión incluyó la lista completa de psitácidos nativos y exóticos citados para el país o el estado, en el caso de RS, correspondiente, y cada especie fue presentada con su nombre común y científico y con una fotografía para facilitar su reconocimiento (Bernis et al. 1994; Narosky e Yzurieta 2006; Piacentini et al. 2015; BirdLife 2018a; UICN 2021). El listado incluyó 27 especies para AR, ocho para CH, 20 para PY, siete para UY y 18 para RS. El enlace del formulario correspondiente a cada jurisdicción se distribuyó por correo electrónico y por la red social *Facebook* a 3314 contactos individuales e institucionales, 1533 en AR, 535 en CH, 417 en PY, 261 en UY y 568 en RS.

Se pidió a los proveedores de datos que completaran un formulario por ciudad, incluyendo en él a todas las especies de psitácidos silvestres que supieran que la habitaban, pudiendo completar más de una encuesta en caso de tener información para más de un centro urbano. Se les solicitó que incluyeran en las encuestas solo a las especies que consideraban residentes urbanos, y que mencionaran por separado a aquellas que correspondían a observaciones ocasionales o dudosas. Además de los datos personales del proveedor de información, cada cuestionario interrogaba acerca de los ambientes y los recursos utilizados por cada especie para alimentación, anidación o descanso, los posibles eventos de reproducción en el ámbito urbano, la eventual relación entre la presencia de la especie, el comercio de animales de compañía, y los conflictos con los habitantes de las ciudades. Se incluyó, además, un espacio para incorporar especies que pudieran faltar en el listado original. La encuesta contenía veinte preguntas

para cada especie reportada en esa ciudad. Los formularios incluyeron preguntas de respuesta corta, preguntas de respuesta larga, selección múltiple, casillas de verificación y cuadrículas con varias opciones (Anexo 1).

Los centros urbanos de los distintos países y de RS se agruparon en siete categorías, según el número de habitantes: 1) ciudades con más de 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000 habitantes, 3) entre 500.000 y 100.000 habitantes, 4) entre 100.000 y 50.000 habitantes, 5) entre 50.000 y 10.000 habitantes, 6) entre 10.000 y 5000 habitantes y 7) menos de 5000 habitantes. El número de habitantes para cada ciudad se obtuvo de distintas fuentes: Indec (2010) para AR, INE (2017) para CH, INE (2012) para PY, INE (2011) para UY e IBGE (2010) para RS (Anexo 2). La información proveniente de distintas localidades y barrios del área metropolitana de Buenos Aires (AMBA) y de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) se agrupó como correspondiente a un mismo núcleo urbano, dada su continuidad territorial, y lo mismo se hizo para las respuestas obtenidas de las distintas comunas de la Región Metropolitana de Santiago de Chile. En adelante, para simplificar, denominaremos ciudades grandes a las categorías 1 y 2, ciudades medianas (categorías 3, 4 y 5) y ciudades pequeñas a las categorías 6 y 7.

Análisis estadísticos

Se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM; glm function from lme4 package of R) (Bates et al. 2015), para determinar si la latitud y el tamaño de las ciudades tienen un efecto sobre la riqueza de especies de loros, considerando que la variable presenta una distribución de Poisson. Para ello, se definieron tres categorías de latitudes expresadas en grados decimales: A= -54 a -40 (latitudes altas); M= -40 a -30 (latitudes medias); y B= -30 a -24 (latitudes bajas), abarcando todo el rango del área de estudio. Por otro

lado, como se mencionó anteriormente, los distintos tamaños de ciudades se diferenciaron en siete categorías según el número de habitantes. El mismo análisis se utilizó para determinar si estas variables afectan el número de especies de loros que se reproducen en las ciudades.

Las especies de psitácidos se clasificaron como nativas del área de estudio (AR-CH-PY-UY-RS), como nativas de otra región de América del Sur por fuera del área de estudio, o como extracontinentales. Dentro de la primera categoría, las especies de psitácidos se subdividieron en: especies presentes en ciudades incluidas en su área de distribución natural, especies que habitan centros urbanos del área de estudio pero por fuera de su área de distribución natural y, especies cuyos registros se asociaron con ambas situaciones. El área de distribución natural de cada especie se obtuvo a través de los mapas de rango geográfico de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN). Asimismo, la mayoría de las especies citadas se evaluaron en términos de la categoría de conservación asignada por la UICN (2021), excepto para tres casos particulares, *Phyrrura molinae* y *Phyrrura frontalis*, en los que se utilizó el sistema de BirdLife International (2022), y para *Cyanoliseus patagonus bloxami*, en cuyo caso se utilizó la categoría asignada por Chile (Barría et al. 2017). *Agapornis* sp, no se incluyó en este análisis ya que solo fue identificada a nivel de género, mientras que el híbrido *Ara ararauna* x *Ara chloropterus*, o Guacamayo Arlequín, se excluyó por no estar incluido en los sistemas de evaluación de estado de conservación.

Se utilizaron tablas de contingencia (Sokal & Rohlf 1981) para determinar la eventual relación entre la frecuencia de los conflictos asociados con los psitaciformes y el tamaño de las ciudades. Del mismo modo se evaluó la asociación entre las especies y los distintos ambientes urbanos. Para este análisis, en las categorías de tamaño de ciudad con más de 50.000 habitantes se consideraron las observaciones de psitaciformes

en ambientes urbanos, dominados por edificios altos, suburbanos, con predominio de casas o edificios bajos, y en parques y paseos públicos. Para las ciudades con menor cantidad de habitantes y edificios altos escasos o ausentes se contemplaron solo áreas dominadas por casas o edificios bajos y los parques y paseos públicos.

RESULTADOS

Datos de las encuestas

El total de respuestas recibidas superó apenas el 10% (369), respecto de las consultas enviadas. Se contó así con un total de 213 respuestas de 196 proveedores de datos en AR, 59 respuestas de 54 informantes de CH, 18 respuestas de 18 informantes de PY, 28 respuestas de 27 proveedores de UY y 51 respuestas de 49 informantes de RS. Las respuestas aportaron información sobre 187 ciudades que cubrieron entre el 29 y el 81% de las unidades administrativas de cada jurisdicción (provincias para AR, regiones para CH, departamentos en el caso de PY y UY, y microregiones para RS, Tabla 1). Se obtuvo una representación de datos que cubrió el rango completo de tamaños de ciudades considerado (Tabla 2, Figura 1).

País/Estado	Informantes consultados	Nivel de respuesta (%)	N° de Ciudades	Prov/ regiones/ dptos representados
AR	1533	12,78	97	78,26
CH	535	10,09	33	87,5
PY	417	4,31	7	29,41
UY	261	10,34	10	42,10
RS	568	8,62	40	62,85

Tabla 1. Número de respuestas recibidas y representatividad de los datos provistos en la encuesta online acerca de la presencia de psitácidos en ambientes urbanos del Cono Sur de América del Sur (AR: Argentina, CH: Chile, PY: Paraguay, UY: Uruguay y RS: Estado de Rio Grande do Sul, en Brasil).

País/Estado	Centros urbanos							Total
	1	2	3	4	5	6	7	
AR	53 ₍₂₎	17 ₍₅₎	49 ₍₁₅₎	18 ₍₁₂₎	41 ₍₂₉₎	13 ₍₁₃₎	22 ₍₂₁₎	213 ₍₉₇₎
CH	16 ₍₁₎	0	20 ₍₉₎	2 ₍₂₎	11 ₍₁₁₎	6 ₍₆₎	4 ₍₄₎	59 ₍₃₃₎
PY	0	11 ₍₁₎	4 ₍₃₎	1 ₍₁₎	2 ₍₂₎	0	0	18 ₍₇₎
UY	18 ₍₁₎	0	3 ₍₂₎	1 ₍₁₎	2 ₍₂₎	2 ₍₂₎	2 ₍₂₎	28 ₍₁₀₎
RS	9 ₍₁₎	0	4 ₍₂₎	3 ₍₃₎	11 ₍₁₁₎	9 ₍₈₎	15 ₍₁₅₎	51 ₍₄₀₎
Total	69₍₅₎	35₍₈₎	91₍₄₀₎	31₍₂₅₎	70₍₅₇₎	30₍₂₉₎	43₍₄₂₎	369₍₂₀₆₎

Tabla 2. Número de respuestas recibidas y, entre paréntesis, número de ciudades con distinto número de habitantes representadas en la encuesta online acerca de la presencia de psitácidos en ambientes urbanos del Cono Sur de América del Sur (AR: Argentina, CH: Chile, PY: Paraguay, UY: Uruguay y RS: Estado de Rio Grande do Sul, en Brasil). Los números 1 a 7 indican la categoría de tamaño de ciudad según el número de habitantes: 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes.

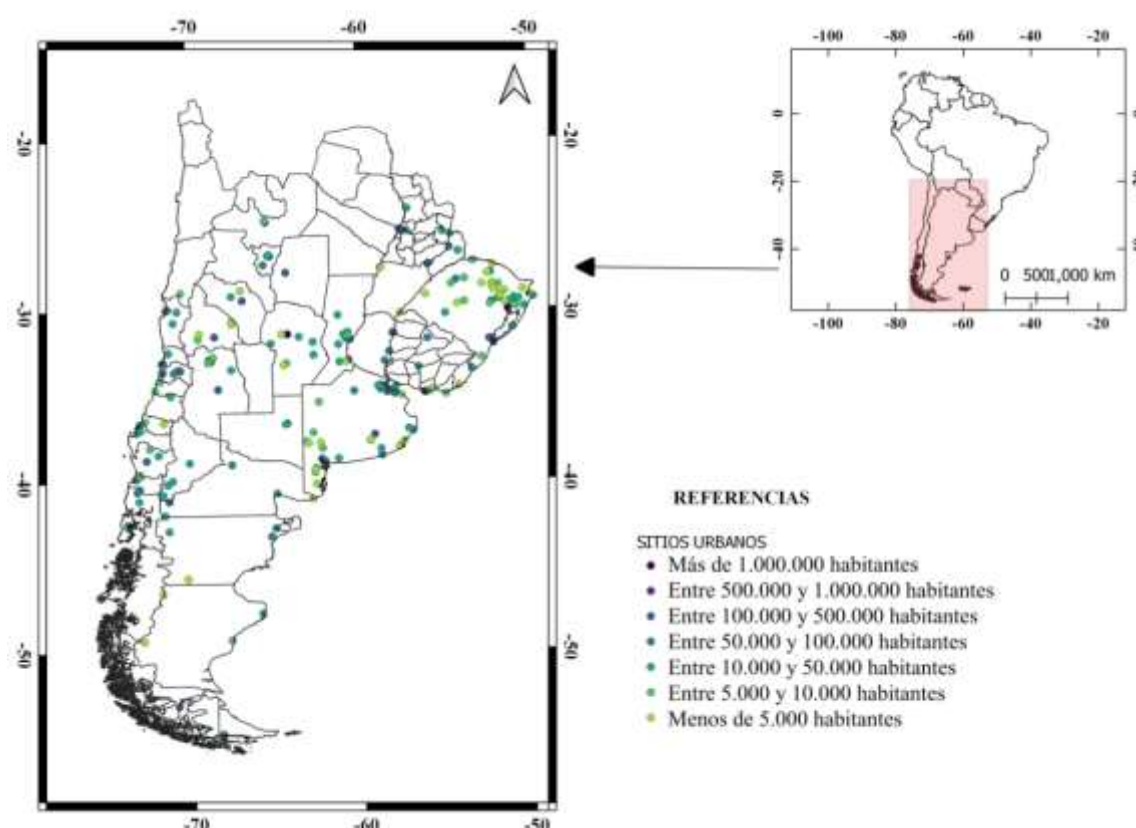


Figura 1. Distribución geográfica de las respuestas obtenidas en la encuesta online acerca de la presencia de psitácidos en ambientes urbanos del Cono Sur de América del Sur. Los puntos coloreados representan ciudades en los distintos rangos de tamaño de acuerdo con su número de habitantes.

Riqueza y distribución de especies

Los encuestados aportaron información sobre un total de 35 especies de psitácidos observadas en ambientes urbanos. Entre las especies reportadas, 27 (77,14%) son nativas del área de estudio (AR, CH, PY, UY, RS), cuatro registros (11,43%) corresponden a especies nativas de otras regiones de América del Sur, por fuera del área de estudio, y cuatro reportes (11,43%) a especies nativas de otros continentes. A su vez, de las 27 especies de psitácidos nativas del área de estudio, cinco reportes (18,52%) corresponden a especies observadas solo en ciudades que se solapan con sus áreas de distribución natural, cinco (18,52%) a especies reportadas en ciudades del área de estudio pero fuera de sus rangos de distribución histórica, y 17 (62,96%) a especies halladas en ambas situaciones.

Del total de 40 especies incluidas en el relevamiento para toda el área de estudio, 35 (87,5%) fueron reportadas en ambientes urbanos de distinto tamaño en uno o más de los países estudiados. Los datos para la República Argentina señalaron un total de 25 especies de psitácidos en áreas urbanas (89,3% del total de especies de loros conocidas para el país). En Chile, las respuestas indicaron un total de ocho especies urbanas (80%), en Paraguay 16 (67%), en Uruguay nueve (90%), y en Rio Grande do Sul 13 (68%). *Amazona aestiva* y *Myiopsitta monachus* fueron las especies de presencia más extendida, citadas en ciudades de los cuatro países y de RS (Tabla 3).

Las tres especies de psitácidos citadas para Argentina que no fueron reportadas en ámbitos urbanos son *Ara militaris*, *Primolius auricollis* y *Psilopsiagon aurifrons*, todas nativas del norte y del oeste del país. Por otro lado, la especie *Psilopsiagon aurifrons* citada para Chile no se encontró en las ciudades encuestadas. *Amazona pretrei*, *Amazona vinacea*, *Phyrrhura devillei*, *P. frontalis*, *Pionopsitta pileata*, *Primolius*

auricollis y *Primolius maracaná* citadas para Paraguay no aparecieron en ambientes urbanos, mientras que *Phyrrura frontalis*, especie autóctona citada para Uruguay tampoco fue reportada en áreas urbanas. Por último, dos especies citadas para el Estado de Río Grande do Sul: *Forpus xanthopterygius* y *Primolius maracana* no se observaron en las ciudades.

ESPECIE	AR	CH	PY	UY	RS
<i>Agapornis</i> sp.	5 ₍₃₎	1 ₍₁₎	0	0	0
<i>Amazona aestiva</i>	38 ₍₁₇₎	1 ₍₁₎	15 ₍₅₎	4 ₍₃₎	15 ₍₈₎
<i>Amazona brasiliensis</i>	0	0	0	0	2 ₍₂₎
<i>Amazona pretrei</i>	1 ₍₁₎	0	0	0	8 ₍₈₎
<i>Amazona tucumana</i>	2 ₍₂₎	0	0	0	0
<i>Amazona vinacea</i>	1 ₍₁₎	0	0	0	2 ₍₂₎
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	0	0	5 ₍₁₎	0	0
<i>Ara ararauna</i>	0	0	5 ₍₂₎	0	0
<i>Ara ararauna</i> x <i>Ara chloropterus</i>	0	0	3 ₍₁₎	0	0
<i>Ara chloropterus</i>	1 ₍₁₎	0	11 ₍₂₎	0	0
<i>Ara glaucogularis</i>	0	0	2 ₍₁₎	0	0
<i>Aratinga nenday</i>	19 ₍₂₎	0	12 ₍₅₎	5 ₍₁₎	0
<i>Brotogeris chiriri</i>	30 ₍₄₎	0	9 ₍₃₎	7 ₍₁₎	9 ₍₃₎
<i>Brotogeris tirica</i>	0	0	0	0	9 ₍₉₎
<i>Brotogeris versicolurus</i>	2 ₍₂₎	0	1 ₍₁₎	0	0
<i>Cyanoliseus patagonus bloxami</i>	0	6 ₍₆₎	0	0	0
<i>Cyanoliseus patagonus</i>	71 ₍₃₉₎	0	0	1 ₍₁₎	0
<i>Enicognathus ferrugineus</i>	22 ₍₇₎	17 ₍₁₁₎	0	0	0
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	0	19 ₍₁₁₎	0	0	0
<i>Eupsittula aurea</i>	1 ₍₁₎	0	1 ₍₁₎	0	1 ₍₁₎
<i>Forpus xanthopterygius</i>	2 ₍₂₎	0	7 ₍₄₎	0	0
<i>Melopsittacus undulatus</i>	8 ₍₆₎	4 ₍₂₎	2 ₍₂₎	4 ₍₃₎	0
<i>Myiopsitta monachus</i>	170 ₍₇₉₎	21 ₍₈₎	12 ₍₅₎	27 ₍₁₀₎	44 ₍₃₃₎
<i>Nymphicus hollandicus</i>	6 ₍₃₎	0	0	0	0
<i>Phyrrura frontalis</i>	15 ₍₃₎	0	0	0	10 ₍₈₎
<i>Phyrrura molinae</i>	2 ₍₁₎	0	0	0	0
<i>Platycercus eximius</i>	0	1 ₍₁₎	0	0	0
<i>Pionopsitta pileata</i>	2 ₍₂₎	0	0	0	1 ₍₁₎
<i>Pionus maximiliani</i>	14 ₍₇₎	0	4 ₍₂₎	0	7 ₍₇₎
<i>Primolius maracaná</i>	1 ₍₁₎	0	0	0	0
<i>Psilopsiagon aymara</i>	9 ₍₈₎	0	0	0	0
<i>Psittacara acuticaudatus</i>	32 ₍₂₁₎	0	3 ₍₂₎	1 ₍₁₎	0
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	30 ₍₈₎	0	3 ₍₂₎	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎

<i>Psittacara mitratus</i>	7 ₍₄₎	0	0	2 ₍₂₎	0
<i>Triclaria malachitacea</i>	0	0	0	0	3 ₍₃₎
Riqueza total para c/ país	25	8	16	9	13

Tabla 3. Especies de psitácidos reportadas habitando entornos urbanos en el Cono Sur de América del Sur (AR: Argentina, CH: Chile, PY: Paraguay, UY: Uruguay y RS: Estado de Rio Grande do Sul, en Brasil). Se indica el número de respuestas referidas a cada especie que se recibieron y, entre paréntesis, el total de ciudades para las que se las menciona.

Para las ciudades más grandes (categorías 1 y 2) se registró un total de 29 especies de loros, en las ciudades medianas (categorías 3, 4 y 5) se reportaron 30 especies y en las ciudades más pequeñas (categorías 6 y 7) se observaron 17 especies. Cinco especies se encontraron en ciudades de todos los tamaños. Se reportaron tres especies en seis de las siete categorías definidas para el estudio, y cinco especies en cinco de las categorías. *Ara chloropterus* (Figura 2) y *Phyrrura molinae* sólo se encontraron en ciudades grandes (cuatro ciudades en dos países), mientras que *Brotogeris tirica* sólo se registró en las ciudades más pequeñas (nueve ciudades, todas en RS; Tabla 4).

Especies	1	2	3	4	5	6	7
	AR	AR	AR	AR	AR	AR	AR
	CH	PY	CH	CH	CH	CH	CH
	UY		PY	PY	PY	UY	UY
	RS		UY	UY	UY	RS	RS
			RS	RS	RS		
<i>Amazona aestiva</i>	5 ₍₄₎	5 ₍₂₎	6 ₍₃₎	4 ₍₃₎	5 ₍₂₎	4 ₍₃₎	5 ₍₂₎
<i>Cyanoliseus patagonus</i>	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	4 ₍₁₎	5 ₍₁₎	10 ₍₂₎	6 ₍₁₎	13 ₍₁₎
<i>Myiopsitta monachus</i>	5 ₍₄₎	5 ₍₂₎	21 ₍₅₎	14 ₍₄₎	34 ₍₄₎	22 ₍₃₎	29 ₍₃₎
<i>Pionus maximiliani</i>	1 ₍₁₎	3 ₍₂₎	1 ₍₁₎	3 ₍₂₎	5 ₍₂₎	1 ₍₁₎	2 ₍₁₎
<i>Psittacara acuticaudatus</i>	2 ₍₁₎	2 ₍₂₎	5 ₍₃₎	1 ₍₁₎	3 ₍₁₎	4 ₍₁₎	7 ₍₁₎
<i>Enicognathus ferrugineus</i>	1 ₍₁₎	0	5 ₍₂₎	1 ₍₁₎	5 ₍₂₎	3 ₍₂₎	3 ₍₂₎
<i>Phyrrura frontalis</i>	2 ₍₂₎	0	1 ₍₁₎	2 ₍₁₎	3 ₍₂₎	1 ₍₁₎	2 ₍₁₎
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	2 ₍₂₎	4 ₍₁₎	0	1 ₍₁₎
<i>Brotogeris chiriri</i>	3 ₍₃₎	2 ₍₂₎	2 ₍₁₎	0	2 ₍₁₎	2 ₍₁₎	0
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	1 ₍₁₎	0	3 ₍₁₎	1 ₍₁₎	3 ₍₁₎	3 ₍₁₎	0
<i>Aratinga nenday</i>	2 ₍₂₎	1 ₍₁₎	3 ₍₂₎	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0	0
<i>Melopsittacus undulatus</i>	4 ₍₃₎	2 ₍₂₎	4 ₍₃₎	1 ₍₁₎	2 ₍₂₎	0	0
<i>Amazona pretrei</i>	1 ₍₁₎	0	0	3 ₍₁₎	2 ₍₂₎	1 ₍₁₎	2 ₍₁₎
<i>Ara chloropterus</i>	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0	0	0	0

<i>Phyrrura molinae</i>	1 ₍₁₎	0	0	0	0	0	0
<i>Brotogeris tirica</i>	0	0	0	0	1 ₍₁₎	4 ₍₁₎	4 ₍₁₎
<i>Amazona brasiliensis</i>	0	0	0	1 ₍₁₎	0	1 ₍₁₎	0
<i>Amazona tucumana</i>	0	0	0	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0	0
<i>Amazona vinacea</i>	0	0	0	1 ₍₁₎	2 ₍₂₎	0	0
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	0	1 ₍₁₎	0	0	0	0	0
<i>Brotogeris versicolurus</i>	1 ₍₁₎	0	0	0	0	0	1 ₍₁₎
<i>Cyanoliseus patagonus bloxami</i>	1 ₍₁₎	0	1 ₍₁₎	0	3 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0
<i>Eupsittula aurea</i>	0	1 ₍₁₎	0	0	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0
<i>Forpus xanthopterygius</i>	0	1 ₍₁₎	4 ₍₂₎	0	1 ₍₁₎	0	0
<i>Pionopsitta pileata</i>	1 ₍₁₎	0	0	0	2 ₍₂₎	0	0
<i>Primolius maracana</i>	0	0	0	0	1 ₍₁₎	0	0
<i>Psilopsiagon aymara</i>	0	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0	0	1 ₍₁₎	5 ₍₁₎
<i>Psittacara mitratus</i>	1 ₍₁₎	2 ₍₁₎	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0	0
<i>Triclaria malachitacea</i>	1 ₍₁₎	0	0	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0	0
<i>Nymphicus hollandicus</i>	1 ₍₁₎	0	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0	0	0
<i>Agapornis</i> sp.	1 ₍₁₎	0	0	2 ₍₂₎	1 ₍₁₎	0	0
<i>Ara ararauna</i>	0	1 ₍₁₎	1 ₍₁₎	0	0	0	0
<i>Platycercus eximius</i>	0	0	1 ₍₁₎	0	0	0	0
<i>Ara glaucogularis</i>	0	1 ₍₁₎	0	0	0	0	0
<i>Ara chloropterus</i> x <i>Ara ararauna</i>	0	1 ₍₁₎	0	0	0	0	0
Riqueza acumulada	22	18	20	19	25	15	12

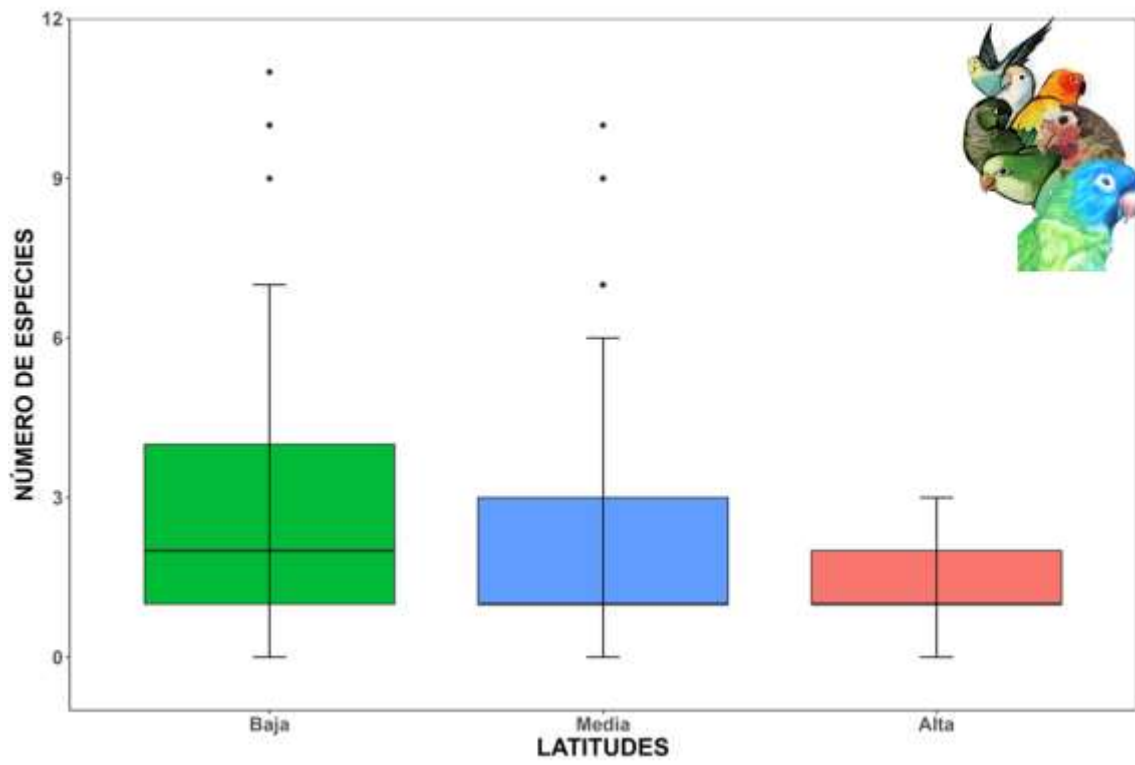
Tabla 4. Especies de psitácidos observados en centros urbanos de Argentina (AR), Chile (CH), Paraguay (PY), Uruguay (UY) y el Estado de Rio Grande do Sul en Brasil (RS). De 1 a 7 categorías de tamaño de las ciudades relevadas según el número de habitantes: 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes. Los números representan la cantidad de ciudades para las que se menciona la especie y, entre paréntesis, el número de países.



Figura 2. Registro de un ejemplar de guacamayo rojo (*Ara chloropterus*) en un parque urbano de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, seguramente escapado del cautiverio. Fotografía: Laura Borse.

El número de especies de loros para cada ciudad varió en un rango de 0 a 11. La riqueza máxima de especies loros se detectó en la ciudad de Asunción (11), seguido por la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y por Puerto Iguazú, en Argentina, y por Fernando de La Mora en Paraguay, las tres con diez especies. Todas estas ciudades ubicadas en el rango de latitudes medias y bajas. Se detectaron variaciones altamente significativas de la riqueza de especies de psitácidos en los distintos rangos de latitudes ($P < 0,01$). Las latitudes altas (A) se asociaron a un menor número de especies respecto de las latitudes medias y bajas y con las más australes (M y B; Figura 3A). En términos generales, la riqueza de especies de loros en las ciudades grandes (categorías 1 y 2) resultó significativamente mayor que en las ciudades medianas (3, 4, 5) y pequeñas (6 y 7) (Tabla 5).

A



B

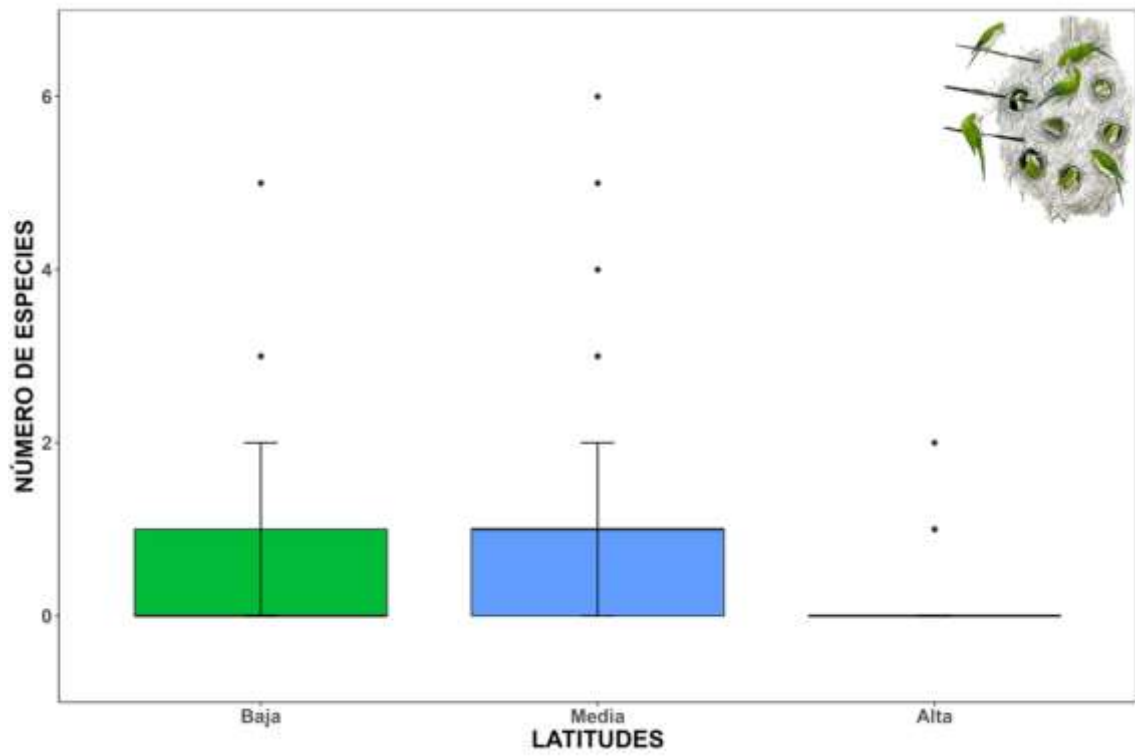


Figura 3. Riqueza de especies de psitácidos (A) y de psitácidos reproductores (B), en los tres rangos de latitudes definidos para el área de estudio. En el eje x se indican las categorías de latitudes, H: 54° a 40° S; M: 40° a 30° S; y L: 30° a 24° S, expresadas en grados decimales. Cada caja resume la información del total de respuestas recibidas. Se muestran los valores máximo y mínimo, y los cuartiles (primero, mediana y tercero). La línea negra dentro de caja representa la mediana.

Categorías de ciudades						
1	2	3	4	5	6	
2	z = 1.813 p = 0.06976					
3	z = -4.421 p = 9,84e ⁻⁰⁶	z = -5.120 p = 3,06e ⁻⁰⁷				
4	z = -1.520 p = 0.12846	z = -2.609 p = 0.009088	z = 1.497 p = 0.135			
5	z = -4.056 p = 4,98e ⁻⁰⁵	z = -4.840 p = 1,30e ⁻⁰⁶	z = 0.112 p = 0.911	z = -1.374 p = 0.16950		
6	z = -2.821 p = 0.00479	z = -3.739 p = 0.000185	z = 0.219 p = 0.826	z = -1.048 p = 0.29446	z = 0.130 p = 0.897	
7	z = -2.824 p = 0.00475	z = -3.815 p = 0.000136	z = 0.813 p = 0.416	z = -1.048 p = 0.416	z = 0.688 p = 0.491	z = 0.434 p = 0.665

Tabla 5. Comparación de la riqueza de especies de psitaciformes entre ciudades con distinto número de habitantes en el Cono Sur de América del Sur: 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes. Se indica en negrita los valores de p significativos.

Especies de loros que se reproducen en ambientes urbanos

Quince especies de loros anidan en zonas urbanas: 12 en AR, dos en CH, cinco en PY, una en UY y siete en RS. Las encuestas destacan a *Amazona aestiva*, *Aratinga nenday*, *Brotogeris chiriri*, *Cyanoliseus patagonus* y *Myiopsitta monachus* entre las especies con más observaciones de eventos de nidificación en zonas urbanas. *Myiopsitta monachus* fue la única especie reportada anidando en centros urbanos de toda el área de estudio y en todo el rango de tamaño considerado (Anexo 3). El número de especies reproductoras para una misma ciudad osciló entre 0 y 6. El número máximo de especies

reproductoras se detectó en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (6) y en Asunción (5). Ambas ubicadas en el rango de latitudes medias y bajas. Se encontraron diferencias significativas entre la latitud de cada una de las ciudades y el número de especies reportadas en ellas. Las latitudes altas se asociaron con menor número de especies reproductoras respecto de las latitudes medias y bajas (Figura 3B; $P < 0,05$). En términos generales, el número de especies de loros reproductores resultó significativamente mayor en las ciudades grandes (1 y 2) que en las ciudades medianas y pequeñas (3, 4, 5, 6 y 7; Tabla 6).

Categorías de ciudades						
	1	2	3	4	5	6
2	$z = -0.493$ $p = 0.62233$					
3	$z = -3.905$ $p = 9,43e^{-05}$	$z = -2.436$ $p = 0.01487$				
4	$z = -3.033$ $p = 0.00242$	$z = -2.394$ $p = 0.01665$	$z = -0.783$ $p = 0.4339$			
5	$z = -4.491$ $p = 7,09e^{-06}$	$z = -3.106$ $p = 0.00189$	$z = -0.970$ $p = 0.3322$	$z = 0.101$ $p = 0.91937$		
6	$z = -3.106$ $p = 0.00190$	$z = -2.378$ $p = 0.01739$	$z = -0.641$ $p = 0.5212$	$z = 0.159$ $p = 0.87398$	$z = 0.088$ $p = 0.92981$	
7	$z = -2.398$ $p = 0.01647$	$z = -1.482$ $p = 0.13845$	$z = 0.840$ $p = 0.4011$	$z = 1.309$ $p = 0.19061$	$z = 1.653$ $p = 0.0984$	$z = 1.212$ $p = 0.2254$

Tabla 6. Comparación de la riqueza de especies de psitacíformes reproductores entre ciudades con distinto número de habitantes en el Cono Sur de América del Sur: 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes. Se indica en negrita los valores de p significativos.

Las forestaciones urbanas predominaron como sitios elegidos para nidificar en toda el área de estudio (Figura 4). Se informó, además, el uso de estructuras tales como antenas de telefonía, construcciones y columnas de tendido eléctrico en todas las categorías de tamaño de ciudades, y de cavidades en barrancas y taludes antropogénicos en casi todas

ellas (Tabla 7). *Forpus xanthopterygius* utiliza nidos abandonados de *Furnarius rufus* en Argentina y en Paraguay, y *Brotogeris chiriri* en Paraguay. Se observó, además, que *Aratinga nenday* anida en cajas nido de *Falco sparverius* en Argentina. Se reportaron juveniles de 22 especies de psitácidos en zonas urbanas. Los juveniles de *Myiopsitta monachus* y *Cyanoliseus patagonus* estuvieron presentes en todo el rango de categorías de tamaño de las ciudades (Anexo 4).

Sustratos de nidificación	Categorías de ciudades						
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
Estructuras urbanas	14 ₍₃₎	5 ₍₁₎	9 ₍₁₎	3 ₍₁₎	10 ₍₃₎	3 ₍₁₎	4 ₍₂₎
Árboles	122 ₍₇₎	23 ₍₄₎	46 ₍₆₎	15 ₍₄₎	50 ₍₆₎	22 ₍₃₎	31 ₍₆₎
Cavidades de barrancas	2 ₍₂₎	2 ₍₁₎	4 ₍₂₎	2 ₍₁₎	0	4 ₍₁₎	5 ₍₁₎

Tabla 7. Especies utilizando sustratos de nidificación en áreas urbanas del Cono Sur de América del Sur, donde 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes. El número representa las observaciones reportadas para cada sustrato y para cada rango de tamaño de ciudad, entre paréntesis se indica el número de especies reportadas en cada caso.



Figura 4. Ejemplares de *Amazona aestiva* anidando en cavidades de árboles en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Fotografía: Laura Borse.

Estado de conservación y tendencias poblacionales

Del total de las especies reportadas (35), 16 (47,06%) tienen una tendencia poblacional decreciente según la IUCN (2022); 12 (35,29%) mantienen poblaciones estables, 6 (17,65%) presentan una tendencia poblacional creciente y una (*Agapornis* sp.) no cuenta con información de la categoría de amenaza ni de la tendencia poblacional. Entre las 27 especies nativas detectadas en áreas urbanas del área de estudio, según UICN una se categoriza como en peligro, dos como amenazadas, cuatro como vulnerables, 19 como de preocupación menor y una, *Ara chloropterus* x *Ara ararauna* o Guacamayo Arlequín, no cuenta con información. Entre las cinco especies que provienen de otras regiones de América del Sur, una se encuentra en peligro crítico, una amenazada y tres se categorizan como de preocupación menor. Tres de los cuatro psitacíformes

originarios de otros continentes están clasificados en sus áreas nativas como de preocupación menor, mientras que, como se mencionó anteriormente, no se obtuvo información de la categoría de amenaza ni de la tendencia poblacional para *Agapornis* sp.

Ara glaucularis, incluida en la categoría en peligro crítico por la UICN, se observó en una de las 187 ciudades reportadas (Asunción, Paraguay). *Amazona vinacea*, categorizada como en peligro, se reportó en tres ciudades (San Pedro, en Argentina, y Carazinho y Gramado, en Rio Grande do Sul). Las tres especies clasificadas como amenazadas se observaron en 34 ciudades de AR, CH, PY, UY y RS. Las cuatro especies vulnerables se informaron para 18 ciudades de AR, CH, PY y RS, y las 25 especies categorizadas como de preocupación menor para 164 ciudades de todas las jurisdicciones consideradas (Figura 5; Tabla 8).

Entre las cinco especies listadas en los formularios, todas ellas nativas del área de estudio, que no fueron reportadas para ninguna de las ciudades incluidas en el análisis, *Alipiopsitta xanthops* y *Ara militaris*, están clasificadas como amenazada y vulnerable, respectivamente, y *Primolius auricollis*, *Psilopsiagon aurifrons* y *Pyrrhura devillei* como de preocupación menor, todo según las categorías de la IUCN (2021).

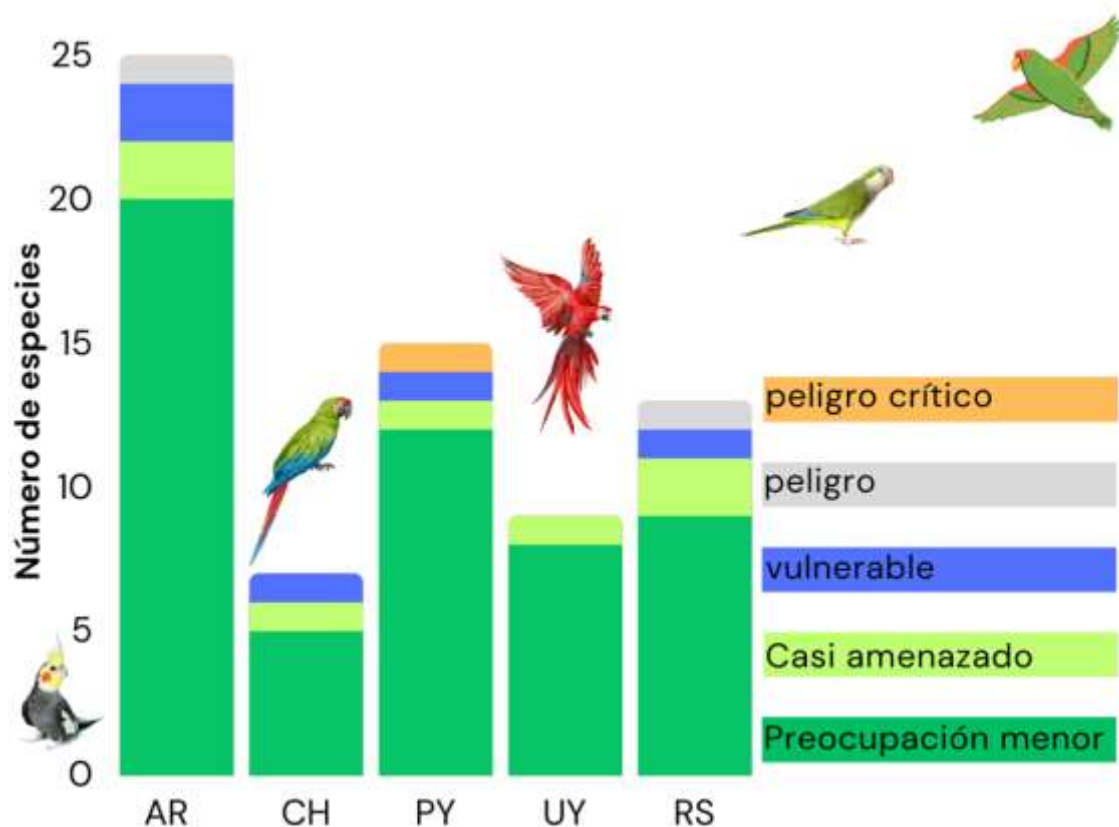


Figura 5. Número de especies de Psitaciformes citadas para ciudades de Argentina (AR), Chile (CH), Paraguay (PY), Uruguay (UY) y el estado de Rio Grande do Sul en Brasil (RS) según su estado de conservación de acuerdo con la UICN (2021).

Especies	Dist	Categ IUCN	Tend UICN	AR	CH	PY	UY	RS	Ciu
<i>Ara glaucogularis</i>	OSA	PC	EST			1			1
<i>Amazona vinacea</i>	SSA	P	DEC	1				2	3
<i>Amazona aestiva</i>	SSA	CA	DEC	17	1	5	3	8	34
<i>Amazona brasiliensis</i>	OSA	CA	CRE					2	2
<i>Primolius maracana</i>	SSA	CA	DEC	1					1
<i>Amazona pretrei</i>	SSA	V	DEC	1				8	9
<i>Amazona tucumana</i>	SSA	V	DEC	2					2
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	SSA	V	DEC			1			1
<i>Cyanoliseus patagonus bloxami</i>	SSA	V	CRE		6				6
<i>Ara chloropterus</i>	SSA	PM	DEC	1		2			3
<i>Ara ararauna</i>	OSA	PM	DEC			2			2
<i>Aratinga nenday</i>	SSA	PM	CRE	2		5	1		8
<i>Brotogeris chiriri</i>	SSA	PM	DEC	4		3	1	3	11
<i>Brotogeris tirica</i>	SSA	PM	EST					9	9
<i>Brotogeris versicolurus</i>	OSA	PM	EST	2		1			2

<i>Cyanoliseus patagonus</i>	SSA	PM	DEC	39			1		40
<i>Enicognathus ferrugineus</i>	SSA	PM	EST	7	11				18
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	SSA	PM	EST		11				11
<i>Eupsittula aurea</i>	SSA	PM	EST	1		1		1	3
<i>Forpus xanthopterygius</i>	SSA	PM	EST	2		4			6
<i>Melopsittacus undulatus</i>	OC	PM	CRE	6	2	2	2		12
<i>Myiopsitta monachus</i>	SSA	PM	CRE	79	6	5	10	33	133
<i>Nymphicus hollandicus</i>	OC	PM	EST	3					3
<i>Phyrrura frontalis</i>	SSA	PM	EST	3				8	11
<i>Phyrrura molinae</i>	SSA	PM	DEC	1					1
<i>Pionopsitta pileata</i>	SSA	PM	DEC	2				1	3
<i>Pionus maximiliani</i>	SSA	PM	DEC	7		2		7	16
<i>Platycercus eximius</i>	OC	PM	CRE		1				1
<i>Psilopsiagon aymara</i>	SSA	PM	EST	8					8
<i>Psittacara acuticaudatus</i>	SSA	PM	DEC	21		2	1		24
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	SSA	PM	DEC	7		2	1	1	11
<i>Psittacara mitratus</i>	SSA	PM	EST	4			2		6
<i>Triclaria malachitacea</i>	SSA	PM	DEC					3	3
<i>Agapornis sp</i>	OC	Sd	Sd	3	1				4
<i>Ara chloropterus x Ara ararauna</i>	SSA	Sd	Sd			1			1

Tabla 8. Especies detectadas en áreas urbanas de Argentina (AR), Chile (CH), Paraguay (PY), Uruguay (UY) y el estado de Rio Grande do Sul en Brasil (RS), tendencias poblacionales y categorización según IUCN (2021). Las siglas indican el área nativa de distribución (Dist): SSA (Área de estudio, Sur de Sudamérica), OSA (otra región de Sudamérica) y OC (otro continente fuera de Sudamérica). PC: en peligro crítico, P: en peligro, CA: casi amenazado, V: vulnerable, PM: preocupación menor, EST: estable, DEC: decreciente, CRE: creciente y Sd: sin datos. El número indica la cantidad de ciudades en las que fue observada cada especie en cada país/estado.

Recursos urbanos

Las observaciones indican que 29 de las 35 especies de psitácidos evaluadas hacen uso de los parques y paseos públicos de las ciudades. Solo una de ellas se encontró asociada exclusivamente a estos espacios verdes, el resto se observaron también en áreas suburbanas y en áreas de alta densidad poblacional. Once especies (41,38%) estuvieron asociadas con ambientes suburbanos, de media a baja densidad poblacional, faltando en áreas más densamente pobladas, 16 (55,17%) se observaron tanto en ambientes suburbanos como en áreas de alta densidad poblacional, dominadas por edificios.

Finalmente una sola especie (*Phyrrura molinae*), se reportó asociada exclusivamente con los sectores más intensamente urbanizados (Anexo 5). La asociación de las especies con los distintos ambientes urbanos varió con el tamaño de las ciudades ($X^2 = 24.9$; $gl = 12$; $P = 0.015$; Figura 6).

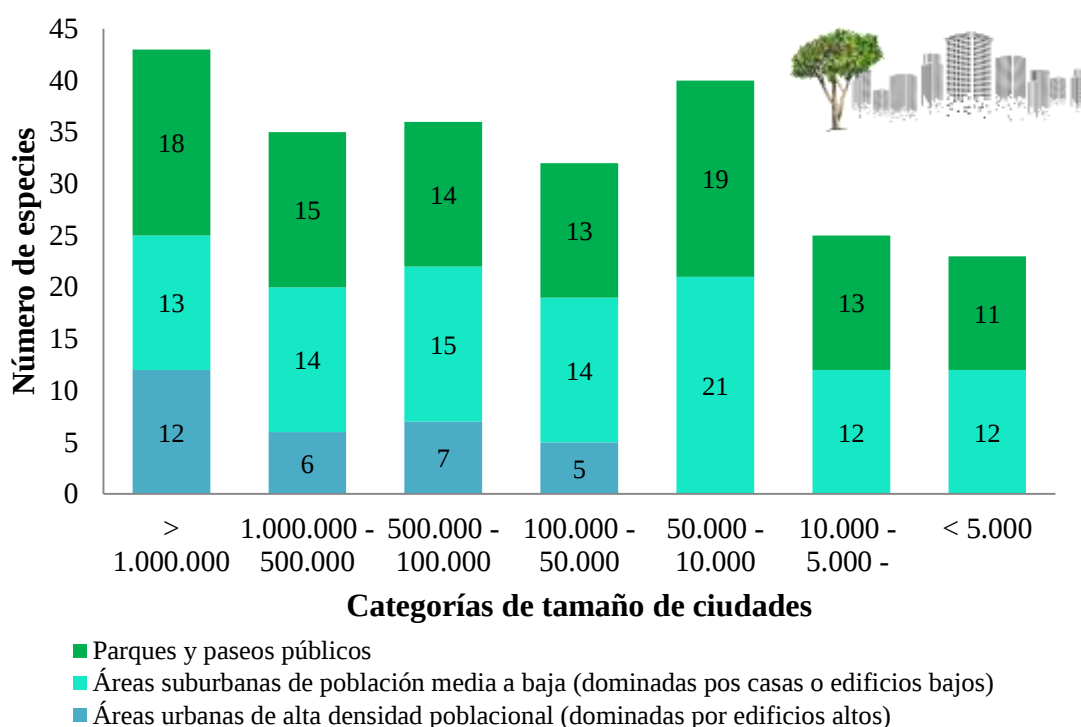


Figura 6. Número de especies de psitaciformes observados en los distintos tipos de ambientes de ciudades del Cono Sur de América del Sur. Se excluyen las especies consideradas ocasionales.

La totalidad de las especies observadas en áreas urbanas del área de estudio utiliza como lugares de pernocte o como posaderos arboledas implantadas (Figura 7), principalmente de especies de los géneros *Pinus*, *Platanus*, *Peltophorum*, *Populus* y/o *Eucalyptus*. El 62% aprovecha, además, edificios y otras estructuras urbanas (Figura 8), entre las que se mencionaron tendidos eléctricos y otros cableados, columnas de alumbrado público y techos de viviendas y tinglados, como posaderos, huecos de postes de luz como refugio, y antenas como sitios de anidación. Los tanques ubicados sobre techos de casas y edificios proporcionan fuentes de agua para una de las especies reportadas (*Cyanoliseus patagonus*). El 77% (27 especies) se reportaron consumiendo recursos alimenticios en

el ámbito urbano, destacándose *Myiopsitta monachus* que consume restos de comida desechados por las personas y semillas, frutos, flores y brotes provenientes de los parques y jardines de 90 ciudades a lo largo de todo el rango de tamaños y en todas las jurisdicciones estudiadas. Para el total de las especies se señaló el consumo de semillas de cinco especies de coníferas, dátiles de cinco especies de palmeras, frutos, partes florales y brotes de 28 especies de árboles y arbustos, cultivados en el casco urbano. Además, algunos aportes señalaron el consumo de cereales volcados en bordes de rutas y caminos, restos de comida que las personas desechan en los parques y plazas, y restos orgánicos que extraen directamente de los cestos de basura (Anexo 6).



Figura 7. Ejemplares de *Aratinga nenday* y *Pionus maximiliani* en arboleda de un parque urbano de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Fotografía: Laura Borse.



Figura 8. Ejemplares de *Pionus maximiliani* y *Aratinga nenday* posados sobre un caño en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Fotografía: Laura Borse.

Mascotismo y conflictos con humanos

Los informantes asociaron la presencia de 27 de las especies detectadas en ambientes urbanos de la región con el comercio de animales de compañía. Para AR este número fue de 18 (69%), para CH seis (75%), para PY 13 (81%), para UY cuatro (44%) y para RS cinco (38%, Anexo 7). Asimismo, se aportó información específica sobre la presencia de ejemplares solitarios encontrados en ambientes antropizados producto de liberaciones y escapes que aún no resultaron en el establecimiento de poblaciones. Este es el caso del híbrido *Ara chloropterus* x *Ara ararauna* o Guacamayo Arlequín (PY) y de cinco especies exóticas: *Ara glaucogularis* originaria de Bolivia (PY), *Agapornis* sp., originaria de África (AR y CH), y *Nymphicus hollandicus* (AR), *Platycercus eximius* (CH) y *Melopsittacus undulatus* (AR, CH, PY, UY), originarias de Australia.

Del total de 369 respuestas, 231 refirieron situaciones conflictivas entre 18 especies de psitácidos y la población. El conflicto más frecuentemente citado (41% de las observaciones, 14 especies, 82 ciudades) fueron las quejas por ruidos molestos

asociados con los sonidos emitidos por las especies. Le siguieron las quejas por el consumo de frutos (26% de los reportes, 15 especies, 64 ciudades), los reclamos por la suciedad en veredas, paseos y otros espacios públicos (16% de las respuestas, ocho especies, 46 ciudades), las quejas asociadas con la percepción de riesgo sanitario (9%, cinco especies, 29 ciudades) y los reclamos por cortes de electricidad (8%, cinco especies, 25 ciudades; Figura 9).



Figura 9. Causas de conflicto entre psitácidos urbanos y la población mencionadas para ciudades del Cono Sur de América del Sur.

Las especies con mayor número de reportes como aves conflictivas fueron *Myiopsitta monachus* y *Cyanoliseus patagonus*. En el primer caso, 146 de las 274 encuestas que reportan la presencia de esta especie identifican situaciones problemáticas para un total de 82 ciudades en todo el rango de tamaños y en toda el área de estudio. Los conflictos

más frecuentemente mencionados para *Myiopsitta monachus* fueron los ruidos y el consumo de frutos, en ese orden. Para *Cyanoliseus patagonus*, 40 de las 77 encuestas que reportan su presencia en ambientes urbanos de AR y CH mencionan situaciones problemáticas para un total de 25 ciudades en todos los rangos de tamaño por debajo de los 500.000 habitantes. Los conflictos reportados con mayor frecuencia fueron los ruidos y los cortes de electricidad asociados con el uso de cables del tendido eléctrico como posaderos. No se detectó una relación significativa entre la frecuencia de los distintos tipos de conflicto y el tamaño de las ciudades para las que se citan ($X^2 = 36,41$; $gl = 24$; $P = 0,7$; Figura 10).

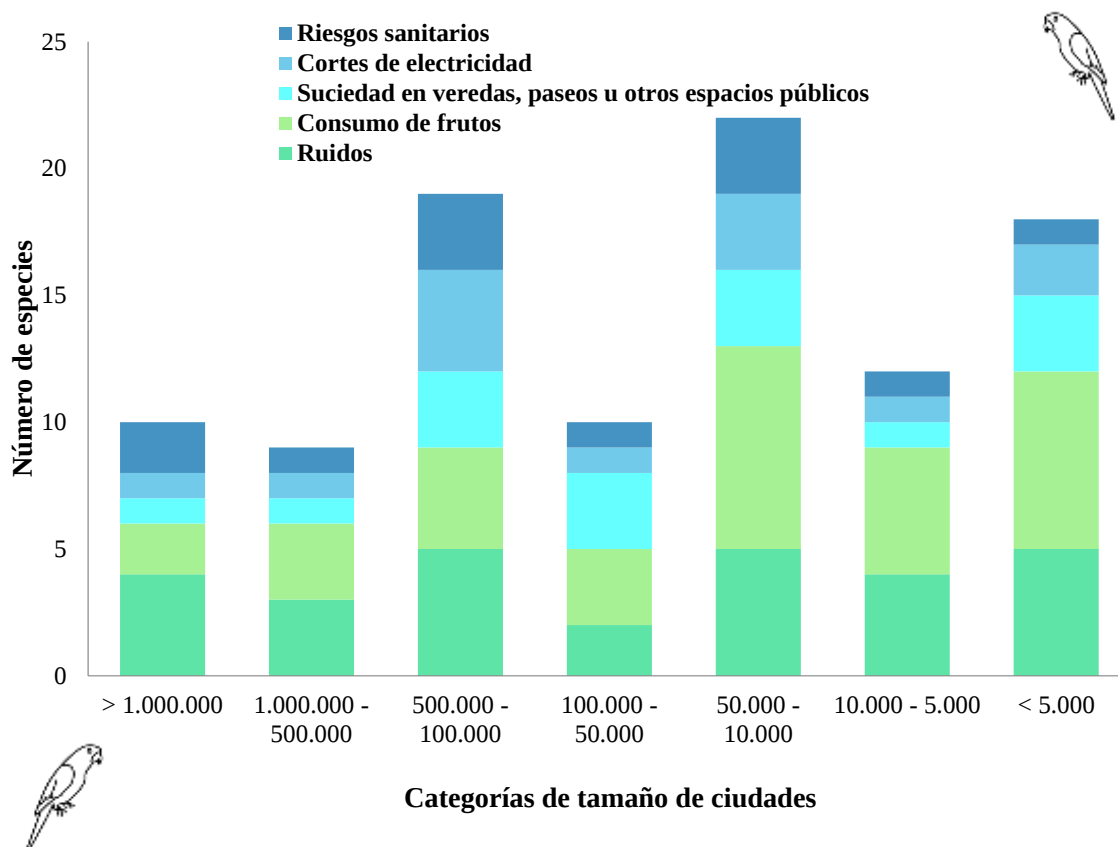


Figura 10. Número de especies de psitácidos asociadas con diferentes tipos de conflictos en ciudades con distinto número de habitantes en el Cono Sur de América del Sur.

DISCUSIÓN

Este capítulo de la tesis se ocupa, por primera vez, de recopilar y sistematizar el conocimiento de profesionales y aficionados a la ornitología acerca de la interacción entre los psitácidos y los ambientes urbanos en el Cono Sur de América del Sur. Alrededor del 70% de las especies de psitácidos conocidas para Paraguay y para el estado de Rio Grande do Sul, en Brasil, han probado su capacidad para habitar áreas urbanas, y estos valores escalan hasta el 90% en el caso de Argentina, Chile y Uruguay. Los aportes recibidos muestran que si bien la riqueza de especies de psitaciformes es mayor en las ciudades grandes y en los rangos latitudinales medios y bajos definidos para el área relevada, abarca además, ciudades de diferentes tamaños, incluyendo pequeños poblados en el ámbito rural, en un rango de latitudes que va desde los 54°48'57.6"S a los 24°05'24.0"S, y desde las costas del Pacífico al litoral Atlántico. Estos resultados definen un escenario particularmente interesante en esta región donde los psitaciformes parecen ser un taxón especialmente propenso a establecerse en el ámbito urbano.

El 77% de las especies de loros urbanos del Cono Sur de América del Sur son nativas de la región. Estos valores llevan a preguntarse acerca de la contribución potencial de las ciudades a la conservación de estas aves. ¿Pueden los ámbitos urbanos ayudar a sostener poblaciones de especies amenazadas y, al mismo tiempo, favorecer el contacto de las personas con este grupo de aves, promoviendo su valoración? Al respecto es importante notar que el 25% de los psitácidos reportados en hábitats urbanos en esta investigación se incluyen en alguna categoría de amenaza según UICN, y casi el 50% tienen tendencias poblacionales decrecientes. El éxito de las especies de loros en las ciudades de distinto tamaño se debe en gran parte a su plasticidad ante los cambios antropogénicos y a la elevada variabilidad interindividual en el miedo a los humanos

(Carrete & Tella 2011; Mori et al. 2017; Pruett-Jones et al. 2021), y así, la contribución potencial de las ciudades al mantenimiento de las poblaciones de estas aves dependerá del balance entre las ventajas y los desafíos que les plantea el ámbito urbano. En cualquier caso es fundamental reconocer que la presencia de estas especies en las ciudades, más allá de contribuir a la reducción de sus chances de extinción poblacional, no garantiza sus funciones ecológicas en los ambientes naturales (Luna et al. 2018).

A las especies nativas que consiguen habitar las ciudades se suman los psitácidos introducidos desde fuera del área de estudio. Así, alrededor del 23% de las especies observadas en centros urbanos del Cono Sur son especies nativas de otras regiones de América del Sur y/o provienen de otros continentes. Esta situación se atribuye casi mayoritariamente al transporte activo en asociación con el comercio de fauna silvestre, y a posteriores escapes o liberaciones voluntarias (Cassey et al. 2016; Berkunsky et al. 2017). Generalmente, los ejemplares capturados son trasladados a las grandes ciudades producto de la mayor demanda y oferta de aves. En este sentido, dos grandes metrópolis como la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, en Argentina, y Asunción, capital de Paraguay, reflejaron el mayor número de especies de loros observadas en libertad. De este modo, algunas especies provenientes de las selvas y del bosque chaqueño sudamericanos han encontrado áreas de alimentación, dormideros y sitios de cría en las grandes ciudades, por fuera de sus áreas históricas de distribución, donde ya se consideran residentes de parques y ambientes suburbanos (Haene 2006).

Asimismo, la elevada riqueza de loros reportada en centros urbanos medianos como San Pedro y Puerto Iguazú (Argentina) simplemente puede atribuirse a la rica biodiversidad que caracteriza a la ecorregión, mientras que para Fernando de la Mora (Paraguay) puede explicarse por su cercanía con las ciudades de Asunción y San Lorenzo, ambas reconocidas por sus ferias y mercados de comercio ilegal de loros silvestres nativos y

exóticos (Mendoza 2015). En Asunción, además, se registraron dos observaciones inusuales de *Ara glaucogularis*, especie endémica de Bolivia y en peligro crítico según UICN (2021). Si bien no se pudo verificar la precisión de estos reportes, su presencia se explicaría por escapes del comercio ilegal, ya que una modalidad del tráfico de fauna para este país, contempla a psitácidos de mayor porte, generalmente a individuos del género *Ara*, cuya captura se ve dificultada por la escasez de los individuos en el hábitat silvestre (Mendoza 2015). Lo mismo ocurre con *Agapornis* sp., originaria de África, y con *Nhymphicus hollandicus*, *Platycercus eximius* y *Melopsittacus undulatus*, nativas de Australia. Solo ésta última se había citado previamente en espacios urbanos de la región (Agnolin et al. 2014). En ninguno de estos cuatro casos existen evidencias de establecimiento exitoso en ciudades del área de estudio, donde su supervivencia parece estar limitada a ejemplares en cautiverio en aviarios, centros de exhibición y de rehabilitación de fauna silvestre (Pinto et al. 2018; Origlia et al. 2022) y su presencia en libertad resultaría, hasta el momento, solo eventual.

En otros casos resulta menos simple decidir en qué medida las especies han sido capaces de ampliar espontáneamente sus áreas de distribución, favorecidas por las modificaciones y los cambios en el uso de la tierra, y cuál ha sido el aporte del comercio de fauna a esa expansión (Menchetti & Mori 2014). Este es el caso de *Amazona aestiva* y *Myiopsitta monachus*, que se distribuyen en zonas de influencia antrópica de distintas partes del mundo (Menchetti & Mori 2014; Mori et al. 2017). La primera, cuya distribución en Sudamérica abarca el norte y este de Brasil, el norte de Argentina y el sur de Paraguay (Darrieu 1983), ya es considerada una especie residente de la región metropolitana de la ciudad de Buenos Aires, en Argentina (Haene 2006), lo cual coincide con los reportes obtenidos en esta tesis, en la que, además, se documenta la presencia de un dormitorio comunal en un parque urbano. El papel de las ciudades como

centros de comercio y liberación de psitácidos exóticos podría representar una contracara de los aportes de los ambientes urbanos a la conservación, dependiendo de la capacidad de estas aves de expandirse hacia ambientes naturales o seminaturales aledaños. Este problema, que ha sido extensamente estudiado a nivel global (Lever 1987; Russello et al. 2008; Mori et al. 2017, Souviron-Priego et al. 2018; Pruett-Jones 2021), podría encontrarse en una fase inicial en el área de estudio, donde los núcleos poblacionales de psitácidos urbanos exóticos aún no parecen haberse expandido de manera conspicua por fuera de esos ambientes. Más allá de eso debería considerarse como un peligro latente, en función de la potencial expansión, y como una amenaza actual por la eventual co-introducción de patógenos (Fogell et al. 2018, La Sala et al. 2021).

En cuanto al uso de los ambientes urbanos por parte de los psitácidos, se detectaron asociaciones significativas de las especies de loros con los parques y paseos públicos a lo largo de todo el rango de tamaño de los centros urbanos estudiados, aun considerando que se trata de espacios que tienen una representación areal minoritaria en el ámbito urbano. Los espacios verdes se han mencionado como sitios clave para este grupo de aves por aportar recursos alimenticios a lo largo de todo el año (Haene 2006; Davis et al. 2012, 2015; Berkunsky et al. 2017).

Entre los recursos tróficos que las ciudades proveen a las especies incluidas en este análisis se destacaron una gran variedad de frutos, semillas, flores y polen de diferentes especies cultivadas en áreas verdes y de la vegetación nativa aledaña a las ciudades. Parte del éxito de los psitaciformes en las ciudades se asocia con una dieta generalista que les permite variar su alimentación en función de la disponibilidad estacional de recursos (Davis et al. 2012; Martens et al. 2013; Álvarez-Castillo et al. 2022; Blanco et al. 2022). Los reportes señalan, además, la adaptación de algunas especies de loros a

nuevas oportunidades de forrajeo tales como los residuos domiciliarios. En este sentido, estudios recientes de Klump et al. (2021, 2022) documentaron el surgimiento de un conjunto de comportamientos adquiridos mediante aprendizaje social en las cacatúas en Australia, como respuesta a los recursos generados por humanos, específicamente en la apertura de contenedores de basura.

Por otra parte, la actividad reproductiva de los loros se asoció principalmente con las grandes ciudades y al rango de latitudes medias y bajas dentro del área de estudio. El 42% de las especies reportadas en las encuestas hallaron lugares propicios para la nidificación en los centros urbanos del Cono Sur de América del Sur, destacándose la importancia de huecos en el arbolado público, fundamentalmente sobre árboles exóticos. Los reportes de *Psittacara leucophthalmus*, *Pionus maximiliani* y *Phyrrura frontalis* nidificando en árboles de parques urbanos son coincidentes con lo reportado por Ibañez y colaboradores (2015). Asimismo, los intentos de anidación de *Amazona aestiva* en cavidades de árboles y la presencia de juveniles de esta especie en ciudades de Argentina, fueron observados previamente por Haene (2006). Los huecos de árboles se convierten en un recurso particularmente escaso en ambientes naturales debido a la eliminación de ejemplares añosos, y el arbolado urbano podría ofrecer una alternativa frente a la escasa disponibilidad de sustratos de anidación para muchas especies de psitácidos. Sin embargo, estas interacciones son mucho más complejas y algunos estudios destacan la importancia de aumentar la investigación sobre la disponibilidad de cavidades en el ámbito urbano, las preferencias específicas de cada especie y la información sobre el éxito reproductivo de los loros en estos ambientes (Davis et al. 2013, 2014).

Los reportes de anidación de *Myiopsitta monachus* se asociaron frecuentemente con arboledas y estructuras urbanas tales como antenas, construcciones, edificios, torres,

columnas de tendido eléctrico, transformadores, postes de luz, tanques de agua y molinos. Algunos de estos sustratos han sido mencionados también por diferentes autores (Domènech et al. 2003; Marigliano et al. 2009; Briceño et al. 2022; Hernandez-Brito et al. 2022 a) y se han expuesto posibles estrategias ante eventuales daños ocasionados por la ubicación de los nidos en estructuras encargadas del suministro de electricidad en las distintas ciudades (Marone et al. 1992; Torres 2020). *Myiopsitta monachus* fue la única especie exótica registrada nidificando en parques urbanos de Chile. A su vez, los sustratos de nidificación señalados para *Cyanoliseus patagonus* fueron cavidades en barrancas rurales, urbanas y periurbanas, en su mayoría en canteras formadas por la extracción de áridos para la construcción, ubicadas por lo general en inmediaciones del ejido urbano, a lo que se suman registros de anidación en huecos de paredes de edificaciones, como había sido reportado por distintos autores (Masello & Quillfeldt 2002 ; Tella et al. 2014; Hernández et al. 2015; Romero-Vidal et al. 2023).

La presencia de loros en áreas urbanas involucra interacciones positivas y negativas con los humanos (Bucher 2021; Pruett-Jones 2021). En algunos casos, la adaptación de algunos psitácidos silvestres a los ambientes urbanos ha ocasionado problemas de convivencia con los habitantes de las ciudades. Uno de los casos más frecuentemente reportado corresponde a *Myiopsitta monachus*. Se trata de un ave originaria de Sudamérica comercializada como animal de compañía en diferentes partes del mundo, particularmente durante la década de 1980 que mediante escapes y liberaciones logró establecerse con éxito en nuevos territorios y actualmente es responsable de impactos ambientales y económicos negativos en distintas partes del mundo (Avery et al. 2002; Domènech et al. 2003; Senar et al. 2016). En el área de estudio de esta tesis se la vincula con diferentes conflictos, entre ellos el consumo de frutos y los daños sobre infraestructura, incluyendo cables, torres de telecomunicaciones y postes de energía

eléctrica, por el establecimiento de sus nidos comunales (Bucher & Martin 1987; Reed et al. 2014; Briceño et al. 2022). En Chile la especie fue liberada en 1972 producto del comercio (Iriarte et al. 2005) y de acuerdo con los resultados obtenidos se ha establecido en al menos 133 centros urbanos de entre más de un millón y menos de cinco mil habitantes. Se ha sugerido también que su avance podría verse favorecido por la disponibilidad de especies exóticas cultivadas en el arbolado urbano que sirven de soporte para la construcción de sus nidos (Briceño et al. 2022).

Otro de los casos conflictivos reportados por los encuestados es el de *Cyanoliseus patagonus*. Su distribución abarca Argentina, Chile (Rojas Martínez 2008; Masello et al. 2011) y ocasionalmente Uruguay (Bucher & Rodríguez 1986). En este sentido, es interesante destacar su presencia en un ambiente suburbano de Colonia del Sacramento (Uruguay), donde un informante observó un ejemplar solitario, posiblemente escapado del cautiverio, pernoctando junto a un grupo de *Myiopsitta monachus* durante aproximadamente dos meses del invierno de 2018. El loro barranquero es una especie amenazada en Argentina, cuya población ha disminuido por causas como el mercado de mascotas, la pérdida y degradación de hábitats y la persecución histórica por ser declarada plaga agrícola (Masello & Quillfeldt 2002). Pese a esto, en los últimos años, se ha señalado un aparente aumento estacional de su abundancia en áreas urbanas de Argentina y crecientes conflictos con los habitantes de las ciudades, ante la llegada de las bandadas a los dormideros urbanos (Lera et al. 2022). Las encuestas señalan conflictos asociados con daños en cableados aéreos, cortes de suministro de energía, ruidos molestos y suciedad por excrementos.

Los resultados obtenidos en esta tesis destacan la presencia de un gran número de especies de psitaciformes formando parte de la avifauna urbana del Cono Sur de América del Sur y la importancia de ampliar los estudios locales y regionales para

comprender el comportamiento, la biología, y las interacciones positivas y negativas que se establecen entre los psitácidos y estos ambientes. Esta información puede generarse mediante la combinación de registros de ciencia ciudadana, como en este caso, junto con observaciones de campo realizadas por ornitólogos, aprovechando la abundancia y la constancia de la presencia de estas aves en las ciudades (Calzada Preston & Pruett-Jones 2021). Al mismo tiempo, se vuelve evidente la importancia de mantener estimaciones objetivas de su abundancia en ambientes urbanos y naturales, ya que la concentración de estas especies en ambientes antropizados podría llevar a falsas conclusiones acerca de sus tendencias poblacionales (Lera et al. 2022).

Los loros urbanos representan así un desafío para la búsqueda de modelos urbanos sustentables que permitan mantener ciudades biológicamente ricas que se transformen en herramientas educativas poderosas, y para diseñar estrategias de conservación innovadoras que respondan a los nuevos desafíos que plantea una población humana en constante crecimiento, incluyendo la consideración de ámbitos tradicionalmente poco o nada tenidos en cuenta, como las ciudades. Cualquier estrategia que enfoque el manejo de los psitacíformes urbanos debería tener en cuenta al menos tres ejes principales: 1- el papel de las ciudades para sostener poblaciones viables de especies vulnerables, 2- su rol como puntos de contacto y concientización entre estas aves y la mayoría de la población humana de la región, y 3- el riesgo eventual asociado con la introducción de aves y de sus patógenos, y sus impactos dentro y fuera de los centros urbanos. Para ello es fundamental profundizar el conocimiento de las relaciones particulares de cada especie con los distintos ámbitos urbanos.

El próximo capítulo de la tesis introduce el caso del loro barranquero en una ciudad del sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina, la descripción de la especie, su

distribución, su estado de conservación, sus hábitos urbanos y las características del ambiente en que se encuentra.

CAPÍTULO 3.

LA POBLACIÓN URBANA DE *CYANOLISEUS PATAGONUS* EN EL SUDOESTE DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA



DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE

El loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) es un psitácido Neotropical que habita Argentina y Chile (Rojas Martínez 2008; Masello et al. 2011), llegando ocasionalmente a Uruguay (Bucher & Rinaldi 1986). La especie ha sido introducida como ave de compañía en distintos países y se reportan poblaciones espontáneas en Hawaii (VanderWerf & Kalodimos 2021) y México (Romero Figueroa et al. 2023). Este taxón fue descrito originalmente por Louis Jean Pierre Vieillot en el año 1818 con el nombre de *Psittacus patagonus*. En Argentina se encuentra fundamentalmente en regiones de climas áridos a semiáridos, con temperaturas anuales promedio por sobre los 8°C y precipitaciones anuales inferiores a 600 milímetros. En este país, sus poblaciones se asocian a la Provincia Fitogeográfica del Monte, a la Estepa Patagónica, el Espinal, el Pastizal Pampeano y el Chaco Seco (Masello et al. 2011).

Se han propuesto cuatro subespecies de loro barranquero. La subespecie nominal *Cyanoliseus patagonus patagonus* (Vieillot 1818) se distribuye en el sur de la provincia de Buenos Aires y la Patagonia. *Cyanoliseus patagonus andinus* (Dabbene & Lillo 1913) se encuentra en el noroeste argentino, llegando hasta el centro de Mendoza, San Luis y Córdoba, mientras que la subespecie *Cyanoliseus patagonus conlara* (Nores & Yzurieta 1983) se distribuye en el centro del país (Nores & Yzurieta 1979; Darrieu 1980; Bucher & Rinaldi 1986; Di Iorio et al. 2010; Masello et al. 2011). En Chile habita la subespecie conocida como *Cyanoliseus patagonus bloxami* (Olson 1995) o loro trichahue, distribuida principalmente en ambientes cordilleranos (Galaz 2005; Rojas Martínez 2008; Barría et al. 2017).

Las subespecies que habitan en Argentina son descendientes de una población que cruzó la Cordillera de los Andes desde la vertiente del Pacífico hace alrededor de 120.000

años, en el Pleistoceno tardío. Se cree que un solo cruce en un área de gran altitud cerca del Aconcagua, probablemente a través de un pasaje de unos 3000 metros de altitud, fue suficiente para que esta especie se expandiera con éxito desde Chile hasta la Patagonia Argentina y las costas del Atlántico (Masello et al. 2011). Las subespecies *C. patagonus andinus*, *C. patagonus bloxami* y *C. patagonus patagonus* se distinguen fácilmente por características de su morfología, siendo la subespecie chilena la que presenta una mayor diferencia con respecto a las demás, con una talla mayor y con la presencia de una banda pectoral completa (Rojas Martínez 2008). Un estudio realizado por Masello y colaboradores (2011), mediante el uso de genética molecular, confirma que la subespecie *C. patagonus conlara* es un híbrido entre *C. patagonus andinus* y la *C. patagonus patagonus*, y además, señala que individuos catalogados fenotípicamente como *C. patagonus patagonus*, genotípicamente no siempre lo son, no siendo el caso de *C. patagonus andinus*, el cual presenta similitud tanto genotípica como fenotípicamente.

En general, *C. patagonus patagonus* presenta un tamaño que va desde 42 a 46 cm y pesa de 225 a 300 g. El flanco del pecho es blanquecino mientras que la rabadilla y el abdomen son de color amarillo intenso con una mancha abdominal roja, grande y definida. Las plumas primarias y secundarias, visibles en vuelo, son dorsalmente azules y presenta cola verde con las plumas centrales más largas. La zona periocular carece de plumas y es de color blanco, la pupila es negra y el iris blanco a celeste; el pico es gris oscuro con la maxila característicamente curvada hacia abajo. Las patas son cortas, robustas, rosáceas con cuatro dedos zigodáctilos (Narosky & Yzurieta 2010; López–Lanús 2022; Figura 11).

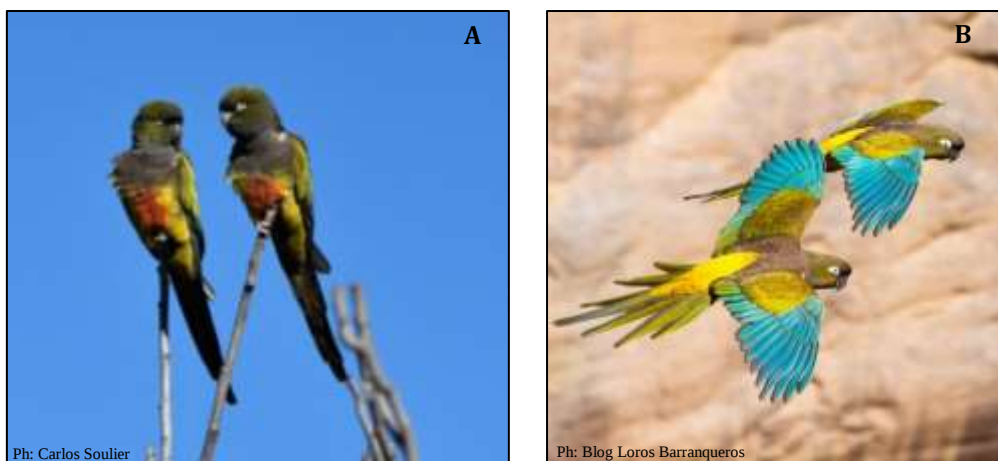


Figura 11. Pareja de *Cyanoliseus patagonus patagonus*. A- Se aprecia coloración del plumaje, con banda pectoral incompleta, cabeza verde oliváceo, garganta y pecho grisáceo, abdomen amarillo con mancha central roja, pico gris oscuro y patas zigodáctilas. B - plumas primarias y secundarias dorsalmente azules. Cola verde con las plumas centrales más largas. Zona periocular desnuda y de color blanco.

DISTRIBUCIÓN, ABUNDANCIA Y ESTADO DE CONSERVACIÓN

La distribución actual de loro barranquero es fragmentada y su abundancia varía mucho entre regiones y entre las subespecies. Entre 2007 y 2008, Masello et al. (2011) visitaron todas las colonias de loro barranquero conocidas hasta esa fecha, censando un total de 43.330 nidos de la subespecie *C. patagonus patagonus* distribuidos en 51 colonias principales, la mayoría con 40 a 50 nidos. El 79% de esta subespecie se concentra en la colonia del balneario El Cóndor, en la provincia de Río Negro, y representa, a su vez, el 71% del total de individuos de toda la especie, siendo actualmente la mayor colonia conocida de psitácidos a nivel mundial (Masello et al. 2006). Para la subespecie *C. patagonus andinus* se registraron 2000 nidos y para *C. patagonus conlara* 1700 individuos. La considerable variación en los tamaños poblacionales de las tres subespecies argentinas podría estar asociada con la disponibilidad de alimento y agua, que se reduce en las zonas áridas de Cuyo, a la escases de barrancos y acantilados donde nidificar y a la presión diferencial de captura, dada la mayor accesibilidad de los nidos de *C. patagonus andinus* en los barrancos

pequeños donde anida. En Chile, para la subespecie *C. patagonus bloxami* se estimó una población total de 5.000/6.000 individuos, distribuidos en 37 colonias (Masello et al. 2011).

Desde principios del siglo XIX las poblaciones de loro barranquero han sufrido una notable retracción en su área de distribución en Chile y en Argentina, principalmente en la región Pampeana, en el sur de la Patagonia y en la provincia de Córdoba (Masello et al. 2011). Esta situación se atribuye principalmente a la captura para el mercado nacional e internacional de mascotas, la conversión de su hábitat natural en tierras agrícolas y la persecución por considerarse especie plaga para los cultivos (Failla et al. 2008; Masello et al. 2006, 2011; Sanchez et al. 2016). Actualmente, en Argentina, el loro barranquero se considera amenazado a nivel nacional por (Aves Argentinas, 2017) y por la Resolución 795/17 de la Ley de Conservación de la Fauna N° 22.421 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS). Según los criterios de tendencia y tamaño de la población, para la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza la especie se evalúa como “de preocupación menor”, pero con una evidente retracción del tamaño poblacional (UICN 2021).

Para explicar el estado actual de conservación de la especie se deben considerar diferentes acontecimientos sucedidos a lo largo del tiempo. En Argentina, el loro barranquero fue declarado plaga por medio de la Ley 4863 del año 1935, posteriormente ratificada por la Ley Nacional de Sanidad Vegetal (Decreto - Ley 6704, 12 de agosto de 1963; Régimen de Defensa Sanitaria de la Producción Agrícola, Disposición 116, 15 de junio de 1964). En el año 2012, en la provincia de Buenos Aires, la especie aún se enmarcaba en la categoría de especie susceptible de caza plaguicida definida por el Decreto Provincial 110/81, mientras que en la provincia de La Pampa era susceptible de caza deportiva menor, al menos hasta el año 2016 (Grilli et al. 2012).

Según Voitzuk (1975), las campañas para su control en Buenos Aires se intensificaron a partir de la década de 1970, y aunque sus poblaciones no fueron llevadas a un número crítico de individuos (Bisheimer 2001), se utilizaron técnicas de control sin adecuada evaluación previa, que implicaron la fumigación letal en el interior de los nidos de las colonias de nidificación, y el empleo de cebos envenenados en los cultivos. Estas prácticas provocaron la drástica reducción de la colonia más grande conocida hasta ese momento, en el Río Quequén Salado, con aproximadamente 45.000 nidos (Voitzuk 1975). La intensa transformación del ambiente y el uso indiscriminado de estas técnicas pudo haber llevado a la disminución de las poblaciones que en invierno migraban hacia el noreste de la provincia de Buenos Aires (Grilli et al. 2012).

De modo similar, la colonia más grande del mundo situada en los acantilados de El Cóndor (41° 3S, 62° 48O), 30 km al sudeste de Viedma, en la provincia de Río Negro, también se ve amenazada por las actividades humanas. Durante varios años, justificando la protección a los cultivos locales, se rociaron sectores de la colonia con venenos como Endrin (o DDT), en un intento por reducir la cantidad de loros nidificando. Este método de control finalizó a comienzos de la década de 1980 (Masello & Quillfeldt 2004 a). Además, un sector del acantilado fue dinamitado durante la década de 1990 para construir un acceso que permitió el estacionamiento de vehículos en la playa cercana a la colonia, y se han constatado casos de personas que atacaron a ejemplares con armas de fuego. Esta práctica también se llevó a cabo por los productores locales que, en algunos casos, utilizaron también cebos envenenados para matar a los individuos de la especie (Masello & Quillfeldt 2004 a).

Otro aspecto a considerar se relaciona con su captura para el mercado de mascotas, a nivel nacional e internacional. Según Goldfeder (1991), en Argentina existen registros de exportación de al menos 11 especies de psitácidos que superaron los 25.000

individuos entre 1985 y 1989. El loro barranquero fue una de las tres especies más exportadas desde 1990 (Bisheimer 2001; Cardador et al. 2017). Los años de mayor volumen de exportación fueron 1989, con alrededor de 11.532 individuos y, 10.275 individuos en el año 2000 (Guix et al. 1997; Masello & Quillfeldt 2005). El manejo del loro barranquero como especie asociada al comercio de mascotas y como plaga de la agricultura no se apoyó en información técnica, dejando expuesto un enorme vacío de información en lo referido a su estado de conservación (Failla et al. 2008; Grilli et al. 2012). Este conjunto de factores ha derivado en la reducción del área de distribución de la especie, pudiendo ser abundante en algunos sectores de su área de distribución y rara e incluso ausente en otros (Bucher & Rinaldi 1986; Masello & Quillfeldt 2012).

Las poblaciones de la subespecie presente en Chile también se han reducido drásticamente debido al tráfico de mascotas, a la pérdida del hábitat, y a la persecución producto de conflictos con actividades humanas (Vargas & Squeo 2014). En el pasado la distribución del loro trichahue se extendía entre Atacama y Valdivia (Martínez & González 2004; Corvalán & Jiménez 2010), pero luego fue catalogada como “En Peligro” en las regiones de Atacama y Coquimbo (Norte chico), y Vulnerable en las regiones de O’Higgins y del Maule (zona centro-sur) donde se concentraba cerca del 85% de la población total de la especie (Rojas Martínez 2008; Barría et al. 2017). Recientemente se reportó su presencia en la zona sur de la Región Metropolitana (González et al. 2017; Lera et al. in prep). Actualmente, gracias a diversas acciones e iniciativas de protección del loro trichahue, se han reducido varias de las presiones históricas que afectaron a esta subespecie en el pasado y se ha observado un aumento de su abundancia (Ricci et al. 2018; Foncea & Escobar 2020).

HÁBITOS URBANOS DEL LORO BARRANQUERO

El loro barranquero encuentra en los ambientes urbanos y periurbanos árboles de gran altura, redes de tendido eléctrico de media y baja tensión, estructuras o galpones en construcción y otros sustratos antropogénicos que utiliza como refugios o como sitios de anidación. Además, aprovecha la vegetación urbana y las semillas derramadas en caminos y rutas de acceso como alimento, así como fuentes de agua en los tanques de techos de casas y edificios (Obs. Pers.) La ciudad de Bahía Blanca, en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina, cuenta con una importante población de loro barranquero que brinda una oportunidad única para estudiar la ecología de aves que pueden vivir tanto en ambientes rurales como urbanos (Tella et al. 2014). En el radio céntrico se destacan tres sitios de gran interés para la observación y el estudio de esta especie: las barrancas de Avenida Cabrera, el bosquecillo de chañares declarado Patrimonio Urbano del Partido de Bahía Blanca (Ordenanza Municipal N° 9114 del 26 de abril de 1996), ubicado en el sector lindante a la intersección de las calles Sarmiento y Fortaleza Protectora, y las plantaciones de eucaliptos del Parque de Mayo, uno de los principales espacios verdes de la ciudad. El primer sitio constituye el lugar de nidificación de la primera y única colonia urbana de loros reconocida en el mundo, el segundo un relicto asociado a un área de alimentación de la especie en su ambiente natural, y por último, el parque urbano es el sitio de descanso nocturno de la especie en Bahía Blanca y congrega miles de individuos a lo largo de todo el año.

ÁREA DE ESTUDIO

La ciudad de Bahía Blanca se encuentra en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (38° 44' S, 62° 16' O; Figura 12). Es cabecera del partido homónimo que limita con los partidos de Villarino, Tornquist, Coronel Pringles y Coronel Rosales.

Según el último Censo Nacional realizado por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de La República Argentina, cuenta con una población de 335.190 habitantes (INDEC 2022). La región en la que se ubica la ciudad se extiende desde el piedemonte de Sierra de la Ventana hasta la costa Atlántica (Paoloni 2010) y se enmarca dentro de los climas templados con veranos e inviernos intensos y primaveras y otoños moderados, con temperaturas medias anuales de entre 14°C y 20°C (Ferrelli 2016). Las lluvias se concentran en otoño y primavera, con valores medios anuales que rondan los 600 milímetros, y con una variación interanual considerable. Los vientos predominantes en la ciudad provienen del cuadrante norte, noroeste y oeste con velocidades medias máximas de 70 km/hora (Campo de Ferreras et al. 2004; Ferrelli 2016).



Figura 12. Ubicación del partido de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, donde se encuentra el área de estudio. En la imagen superior se observa la ubicación de una colonia urbana de loro barranquero en la ciudad de Bahía Blanca y en la inferior se muestra el dormitorio comunal de la especie en la misma ciudad.

En cuanto a su hidrografía, el partido de Bahía Blanca está atravesado, de oeste a este, por los cursos de los arroyos Saladillo de García, Saladillo de Montoya, Napostá Grande y Napostá Chico, mientras que los ríos Sauce Chico y Sauce Grande definen sus límites SO y E, respectivamente. Entre estos solo tienen trascendencia en la provisión del recurso hídrico el Sauce Chico, Napostá Grande y Sauce Grande, con zonas de aporte en el Sistema Serrano de Ventania (Paoloni 2010). La vegetación autóctona está compuesta por especies de las provincias fitogeográficas del Espinal, la Pampeana y en menor medida del Monte (Cabrera 1976). Esta situación ecotonal, sumada a la cercanía al mar y a la zona serrana, confiere al enclave en que se encuentra la ciudad una complejidad biológica muy relevante (Sanhueza et al. 2014). La vegetación nativa predominante de los alrededores de la ciudad está formada principalmente por estepa de gramíneas, estepa arbustiva xerófila, sammófila o halófila y bosque xerófilo (Burkart et al. 1999).

Sin embargo, la ciudad está rodeada de grandes extensiones dedicadas a la agricultura y la ganadería, encontrándose sólo áreas relictuales de vegetación nativa. El arbolado urbano es discontinuo y en ciertas arterias inexistente. La ciudad posee tres parques principales con vegetación arbórea, el Parque de Mayo, atravesado por el arroyo Napostá que en ciertos sectores ha sido entubado (de Steffens et al. 2005), el Parque Independencia y el Parque de La Ciudad.

CAPÍTULO 4.

PATRONES ESTACIONALES Y VARIACIONES INTERANUALES EN LA ABUNDANCIA DEL LORO BARRANQUERO



INTRODUCCIÓN

Abundancia de aves y métodos de conteo

Detectar los patrones y entender los procesos que determinan la distribución y abundancia de los seres vivos se encuentran entre los objetivos principales de la ecología (Townsend 2008). Dada la inmediatez de muchas iniciativas de conservación, la estimación del tamaño de las poblaciones silvestres es fundamental para cuantificar la dinámica de la población y el impacto de las diferentes amenazas, para identificar las especies que requieren protección y para desarrollar planes de gestión eficaces (Dénes et al. 2018). Si bien se conocen diferentes métodos que permiten estudiar la abundancia de las poblaciones de aves silvestres, tales como los transectos lineales, transectos fijos, transectos en carreteras, conteos en ríos, métodos bioacústicos y censos de dormidero, entre otros (Matuzak & Brightsmith 2007; Ibañez et al. 2015; Dénes et al. 2018; Bostal 2022), la eficacia de cada uno de estos métodos difiere por el comportamiento de las especies.

Por lo general, en el caso de los loros, éstos suelen asociarse a grandes áreas de acción y realizan desplazamientos diarios de larga distancia entre las zonas de alimentación, descanso y nidificación. Estos movimientos afectan la cobertura espacial de los estudios porque normalmente el área de muestreo es pequeña en relación con los movimientos de las especies y los individuos pueden utilizar regularmente un determinado sitio pero estar ausentes al momento de su estudio (Dénes et al. 2018). Esta “ausencia temporal” puede generar falsas ausencias en los recuentos ya que los loros suelen hacer un seguimiento de la disponibilidad estacional de sus recursos alimenticios o de los sitios de nidificación (Renton et al. 2015). Además, si bien algunas especies usan las mismas áreas de descanso durante décadas, otras pueden cambiar de ubicación los dormideros

comunales o su ocupación puede variar estacionalmente (Casagrande & Beissinger 1997; Zulian et al. 2020).

Algunos investigadores han realizado estudios sobre la abundancia de loros para comprender diferentes aspectos asociados con la comprensión del uso del hábitat (Marsden et al. 2000; Nunes & Galetti 2007), las proporciones entre poblaciones reproductoras y no reproductoras (Tella et al. 2013), y la dinámica de la población (Beissinger et al. 2008), entre otros. A pesar de ello, la información sobre el tamaño y las tendencias poblacionales de la mayoría de las especies de este grupo siguen siendo difíciles de obtener y los datos sobre como varía la abundancia en el espacio también son escasos (Marsden & Royle 2015). Esta falta de conocimiento es de una preocupación particular dado que los psitaciformes destacan por tener el mayor número de especies amenazadas de todos los órdenes de aves no passeriformes (Olah et al. 2016).

Dormideros y predormideros comunales rurales y urbanos

Beauchamp (1999) define como dormidero comunal a un grupo de más de dos individuos que se reúnen para descansar. Estas agregaciones de individuos que descansan son comunes en murciélagos (Sagot & Chaverri 2015), primates (Brividoro 2018) y se encuentra muy difundido en aves (Girini et al. 2014; Mitchell & Clarke 2019; Camacho Zúñiga 2021). El tamaño de los dormideros puede variar desde unos pocos hasta varios cientos de miles de individuos y estos pueden ser muy fieles al sitio utilizando regularmente el mismo lugar de descanso (Eiserer 1984; Winkler 2006; Dhondt et al. 2007). Algunos de los factores que pueden alterar el tamaño y la ubicación de estas áreas son los cambios estacionales en la distribución espacial de los recursos alimenticios, las condiciones climáticas desfavorables y la temporada reproductiva (Cougill & Marsden 2004; Matuzak & Brightsmith 2007).

Una forma clásica de comprender la evolución de estos sitios es a través de los análisis de costo-beneficio (Danchin et al. 2008). Algunos de los costos pueden interpretarse como una mayor probabilidad de detección por parte de los depredadores y la transmisión de patógenos y parásitos (Eiserer 1984; Kulkarni & Heeb 2007). Entre los beneficios asociados con este comportamiento, se han propuesto una mayor detección de depredadores y la protección frente a factores climáticos adversos (Eiserer 1984; Lambertucci 2013), una menor demanda energética para la termorregulación (Eiserer 1984), la búsqueda de pareja (Blanco & Tella 1999) y una mayor eficiencia de forrajeo, es decir, que estas áreas de pernocte podrían actuar como centros donde los individuos comparten activamente información sobre la distribución de fuentes de alimentos (Ward & Zahavi 1973). Sin embargo, a pesar de los estudios realizados hasta el momento, el origen evolutivo de los dormideros comunales sigue sin resolverse, probablemente porque no existe un beneficio único que conduzca a su evolución (Beauchamp 1999; Bijleveld et al. 2010). Al igual que ocurre con los sitios de dormidero, los predormideros son lugares de intensa actividad y se les han atribuido distintas funciones como áreas de intercambio de información (Ward & Zahavi 1973), áreas suplementarias de alimentación (Caccamise & Morrison 1986), sitios seguro frente a la predación (Weatherhead 1983; Moore & Switzer 1998) o resguardo ante condiciones climáticas adversas (Yom-Tov et al. 1977).

El uso de dormideros comunales urbanos constituye un escenario cada vez más recurrente para el loro barranquero en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Sorprendentemente, los dormideros urbanos de muchas especies suelen estar situados en árboles de zonas muy urbanizadas, como cruces de grandes carreteras, centros comerciales y zonas adyacentes a estadios deportivos (Jaggard et al. 2015). A pesar de los altos niveles de perturbación humana, el ruido del tráfico y la intensa iluminación

característica de estas áreas, una gran cantidad de aves se congregan en estos lugares por las noches, causando, en algunos casos, conflictos con los habitantes de las ciudades asociados en general con daños en la infraestructura urbana, ruido excesivo, defoliación de los árboles, y suciedad de espacios públicos y vehículos, así como demandas de control y gestión (Fitzsimons et al. 2003; Temby 2007; Massam & Mawson 2009; Jaggard et al. 2015; López et al. 2023). Si bien aún no está claro por qué distintas especies de aves seleccionan áreas con alta actividad antrópica como sitios de dormitorio, se cree que en las ciudades y pueblos el efecto de “islas de calor”, la luz, el aumento de fuentes alternativas de alimento para los depredadores y los espacios abiertos podrían brindar mayor protección a las aves urbanas (Sewell & Catterall 1998; Low 2002; Williams et al. 2006).

La información sobre el hábito de usar dormitorios comunales por los psitácidos es escasa, a pesar de que se ha registrado este comportamiento para muchas de sus especies. En Argentina, además del caso del loro barranquero (Grilli et al. 2012), se menciona el uso de dormitorios comunales en loros del género *Amazona*, guacamayos (*Ara* spp.), y en el calancate (*Thectocercus acuticaudatus*) (Canevari et al. 1994; Fernandez et al. 1997; Rivera et al. 2012; Segovia & Cockle 2012; Zulian et al. 2020). En particular, el uso que hacen los loros de dormitorios en el ámbito urbano es un área que ha sido poco explorada en el Neotrópico, aunque en los últimos años ha tomado importante relevancia en distintas partes del mundo, sobre todo ante la potencial necesidad de gestionar su presencia en las ciudades (Jaggard et al. 2015; Daoud-Opit & Jones 2016; Wang & Chu 2021).

Conteos de abundancia en dormitorios comunales

El conteo en los dormitorios, es un método tradicional especialmente útil para estimar el tamaño poblacional local, e incluso global, cuando las especies se congregan estacionalmente en unas pocas áreas de dormitorio (Fernandez et al. 1997; Cougill & Marsden 2004; Tella et al. 2013; Pacífico et al. 2014). Si bien el diseño de los conteos puede variar, siempre requiere de un trabajo previo para localizar estas áreas y elegir el momento más apropiado para contar (Casagrande & Beissinger 1997). Normalmente, estos conteos se desarrollan con la presencia de varios observadores, situados en uno o varios puntos de observación, y los individuos se cuentan cuando ingresan o cuando salen de estos sitios durante el amanecer o el atardecer. De esta manera, se registra el horario de arribo o de salida de los individuos, el tamaño de las bandadas y la dirección de vuelo de las aves cuando entran o salen de los dormitorios para evitar o reducir el doble recuento (Dénés et al. 2018).

Dormitorios urbanos de loro barranquero

En Bahía Blanca, los loros barranqueros utilizan desde hace décadas un área de dormitorio ubicada en un parque urbano, que constituye el espacio verde más amplio de la ciudad y uno de los lugares de esparcimiento y recreación más concurridos por la población local. Diariamente los loros arriban en bandadas al dormitorio, estimulados por la disminución de luminosidad que se produce entre la puesta de sol y el crepúsculo vespertino (Pérez 2004). Cada atardecer, antes de dirigirse al área de dormitorio, los loros se congregan en distintos sectores de la ciudad, denominados sitios de ensamble o predormitorios, desde los cuales se dirigen luego al dormitorio comunal (Canale 2015).

Las últimas estimaciones objetivas sobre la abundancia de loro barranquero en el extremo sur de la provincia de Buenos Aires fueron publicadas hace diez años por Grilli

y colaboradores (2012), quienes destacaban la concentración de la especie en cercanías de la ciudad de Pedro Luro, Partido de Villarino, provincia de Buenos Aires. En los últimos años, se ha reportado un incremento aparente de su abundancia en esta y en otras ciudades y pequeñas localidades de la región, acompañado de denuncias sobre daños en el tendido eléctrico y otros servicios, acumulación de suciedad en parques y paseos públicos y sonidos molestos, especialmente al atardecer, cuando los loros arriban a estas áreas urbanas para pernoctar en árboles o cableados, usando estos sitios como dormitorios comunales (Sanchez Angonova 2019). El escenario de aparente incremento de las poblaciones de loro barranquero cobró relevancia regional, reflejándose en diferentes medios de comunicación que informaron aumentos de abundancia sin datos objetivos y sin considerar explicaciones alternativas, como modificaciones en el uso del hábitat o desplazamientos regionales de la especie (Bermúdez 2018; Diario La Tercera 2018; González 2018).

Este capítulo de la tesis propone determinar los cambios en el número de individuos de la especie en el dormitorio local entre 2014 y 2022 y evaluar las fluctuaciones estacionales en su abundancia, identificar las direcciones predominantes de arribo al dormitorio y sus variaciones entre años, como indicador de posibles patrones en el uso de los ambientes urbanos y rurales circundantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Parque de Mayo, localizado en el sector norte de la ciudad de Bahía Blanca fue inaugurado en 1960 (Rosake & Ercolani 2012). Este espacio recreativo es considerado una de las principales áreas verdes de la ciudad y es un sector de tránsito peatonal y vehicular intenso. Su superficie cubre más de 60 ha rodeadas por barrios residenciales

con predominio de construcciones de una planta o de pocos pisos. El parque ha sido forestado con diversas especies como eucaliptus colorado (*Eucalyptus camaldulensis*), pino tosquero (*Pinus halepensis*), tuya oriental (*Thuja orientalis*), casuarina (*Casuarina cunninghamiana*), olmo siberiano (*Ulmus pumila* v. *pendula*), aguaribay (*Schinus molle*), sófora (*Styphnolobium japonicum*), maclura (*Maclura pomífera*), palmera (*Phoenix canariensis*), álamo plateado (*Populus alba*) y ciprés, principalmente en sus formas horizontal (*Cupressus sempervirens* f. *horizontalis*) y piramidal (*Cupressus sempervirens* f. *stricta*) (Speake 2015).

Dentro del parque, los loros barranqueros utilizan como dormitorio las ramas de eucaliptus (*E. camaldulensis*) que forman arboledas en varios sectores del predio (Canale 2015). Con excepción de un par de sitios muy menores, este dormitorio concentra cada noche, y a lo largo de todo el año, a casi la totalidad de los individuos en un radio de no menos de 20 km (Tella et al. 2014).

Diseño de estudio y censos de abundancia en el dormitorio

El uso constante del parque urbano como área de pernocte, permite el desarrollo de conteos a largo plazo para la estimación de la abundancia de la especie. Para eso se desarrollaron censos de loros en primavera, verano y otoño-invierno de los años 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022. Previo al cierre de los espacios públicos por la pandemia de Covid-19, desde julio de 2018 y hasta febrero de 2020, los conteos se repitieron cada aproximadamente veinte días, y cada mes desde diciembre de 2021 hasta julio de 2022. Estos censos de abundancia se combinaron y analizaron junto con datos previos obtenidos en 2014 por Canale (2015) siguiendo la misma metodología. A lo largo de los años de muestreo de esta tesis participaron de los conteos más de 40 voluntarios rotativos (Figura 13) que trabajaron en grupos de dos o tres, distribuidos en seis puntos

fijos de observación ubicados a distancias de entre 300 y 1200 m en torno al dormitorio. Los observadores utilizaron binoculares para el desarrollo de los conteos y recibieron un entrenamiento previo.



Figura 13. Equipo de observadores voluntarios que participaron en los conteos de abundancia de loro barranquero en el dormidero local de la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, entre 2018 y 2022.

Cada grupo de observadores cubrió una transecta relativamente perpendicular a las direcciones de arribo de los loros, de forma tal que todos ellos completaban un polígono de observación cerrado alrededor del parque (Tabla 9, Figura 14). Se registró el número total de loros que volaron en dirección al dormidero comunal en franjas horarias consecutivas de 15 min de duración. Cada censo se extendió entre 45 y 60 min, desde el periodo previo a la puesta de sol hasta pasado el crepúsculo vespertino. Los grupos de observadores se mantenían comunicados y cesaban las tareas luego de pasados unos 15 minutos sin observaciones, lo que solía variar entre censos y resultaba en variaciones en su duración. Se evitaron días de lluvia y de viento intenso que pudieran reducir la visibilidad y/o interferir con el horario de arribo de los loros.

Punto de observación	Ubicación	Dirección de arribo
1- Agronomía	38°41'41,68"S 62°15'11,17"O	S-SE
2- Agronomía	38°41'41,68"S 62°15'11,17"O	NE
3- Carrindanga	38°41'30,27"S 62°15'42,36"O	
4- Batallón	38°41'27,43"S 62°16'3,48"O	N y NO
5- Cuyo y La Falda	38°41'22,52"S 62°16'23,00"O	
6- Cuyo y Rosario	38°41'47,58"S 62°16'56,34"O	O, S y SO

Tabla 9. Puntos de conteo y principales direcciones de arribo al dormidero del Parque de Mayo en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, para los censos de loro barranquero desarrollados entre 2018 y 2022.

Para evaluar las variaciones interanuales y estacionales del número de individuos que usaron el dormidero comunal de la ciudad de Bahía Blanca, comparamos los valores de abundancia de los censos mediante el test no paramétrico de Kruskal Wallis (Zar 1999). Utilizando la misma técnica se analizaron los valores de abundancia de individuos por sitio de muestreo y por estaciones con el objetivo de detectar posibles diferencias en las

direcciones predominantes de arribo entre años. Los valores se expresan como promedios $\pm$ desvío estándar. Trabajamos con un nivel de significancia de 0,05.

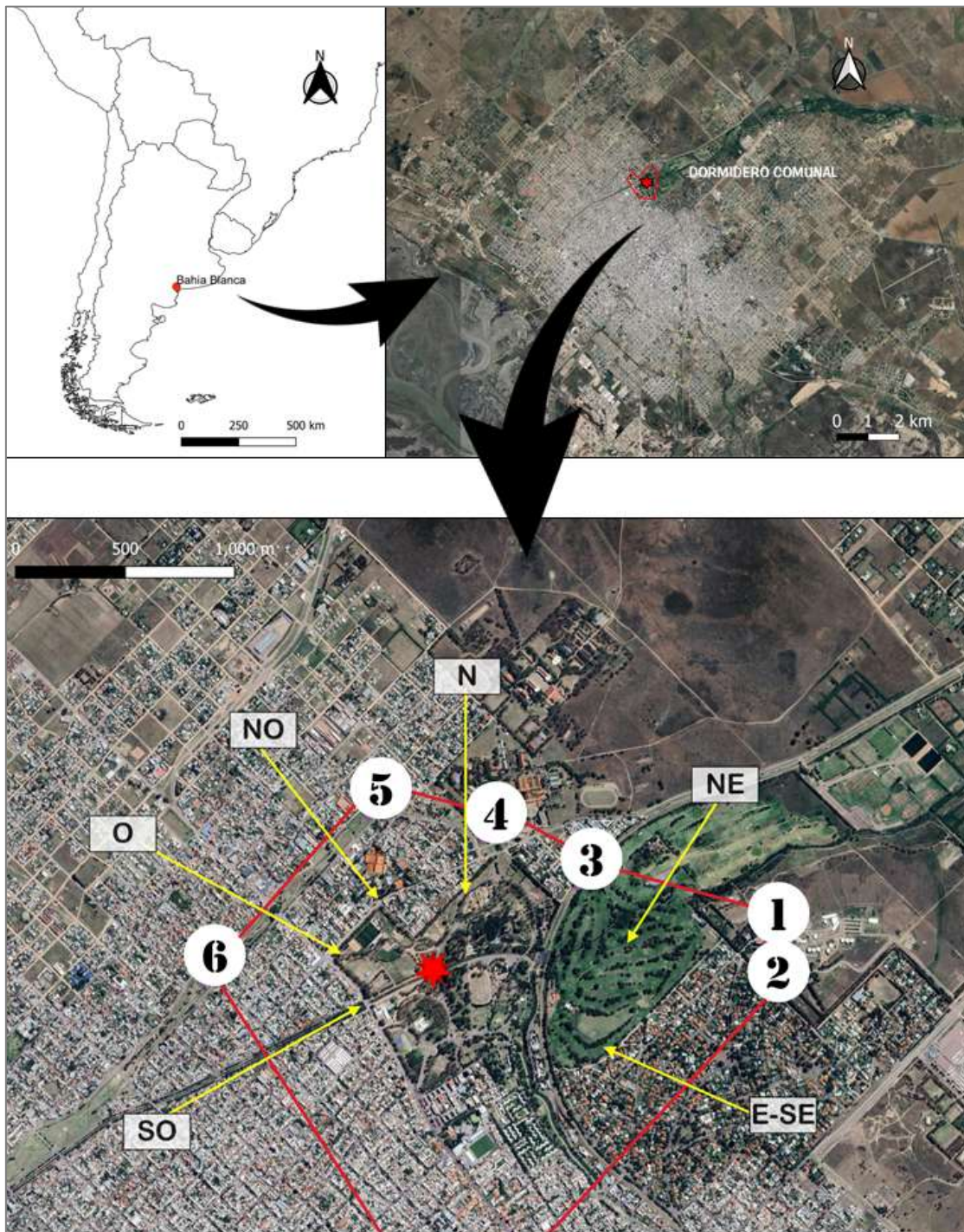


Figura 14. Dormidero de loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina. La estrella marca el centro del área usada por la especie para pernoctar, los números señalan los puntos de observación de los conteos: 1- Agronomía 1, 2- Agronomía

2, 3- Carrindanga, 4- Batallón, 5- Cuyo y La Falda, 6- Cuyo y Rosario. Las líneas rojas indican las transectas de intercepción y las flechas las direcciones de arribo de los loros.

RESULTADOS

Entre 2018 y 2022 se desarrollaron 35 conteos de abundancia en el dormitorio comunal del parque urbano (Tabla 10). Los resultados se compararon con 17 censos realizados en 2014. Se reflejó una marcada correspondencia entre el patrón de arribo de los loros y los horarios de puesta de sol y de crepúsculo vespertino. En todos los censos, las primeras bandadas arribaron antes de la puesta de sol, aumentando el número de individuos por bandada así como el número de bandadas al acercarse el horario del crepúsculo vespertino. Los últimos individuos en bandadas aisladas se registraron luego del crepúsculo, ya con muy escasa visibilidad natural.

Fecha (mes-año)	E-SE 1	NE 2	3	N-NO 4	5	O-S-SO 6	Total
12-jul-18	1192	530	839	4550	1142	1350	9603
02-ago-18	1365	897	2310	3015	1421	1814	10.822
22-ago-18	1193	1826	2196	3553	1511	1560	11.839
12-sep-18	309	184	373	1304	1622	1654	5446
01-oct-18	711	264	143	764	635	1549	4066
23-oct-18	1204	213	532	218	866	601	3634
14-nov-18	1109	137	400	748	327	148	2869
04-dic-18	1411	985	766	1659	769	212	5802
22-ene-19	368	43	621	4108	2969	584	8693
18-feb-19	219	1334	1395	6186	3115	444	12.693
12-mar-19	821	1078	784	4622	2490	1356	11.151
01-abr-19	466	2485	2884	4270	1492	1783	13.380
23-abr-19	734	2074	1520	2184	2513	340	9365
13-may-19	2508	1875	843	3465	2083	250	11.024
03-jun-19	459	606	2958	3457	2608	862	10.950
19-jun-19	272	1550	3241	4568	2730	761	13.122

11-jul-19	1390	2493	3654	5036	3423	700	16.696
06-ago-19	1042	8390	3263	4133	3274	1002	21.104
26-ago-19	1833	6399	2155	5166	3349	906	19.808
13-sep-19	1278	2240	1054	2064	1881	1069	9586
03-oct-19	1277	345	1579	1377	1238	377	6193
24-oct-19	947	267	180	297	723	483	2897
14-nov-19	608	547	321	1215	625	262	3578
11-dic-19	1265	305	2208	528	454	350	5110
29-ene-20	781	1867	1716	4100	3140	726	12.330
27-feb-20	243	1930	2157	4855	3060	727	12.972
06-dic-21	1556	567	1603	1408	563	148	5845
15-dic-21	1108	633	1047	735	246	183	3952
16-feb-22	678	150	1172	2455	3038	246	7739
25-feb-22	524	686	1207	1499	992	920	5828
22-mar-22	440	825	1470	3065	992	924	7716
18-abr-22	1279	486	289	1100	1154	1029	5337
13-may-22	2475	4900	1763	2488	1570	118	13.314
10-jun-22	2941	902	1904	4142	1316	626	11.831
04-jul-22	3683	1808	2951	5782	1537	703	16.464

Tabla 10. Número de ejemplares de loro barranquero que arribaron al dormidero del Parque de Mayo en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, entre 2018 y 2022. Los datos resumen la información de cada censo desarrollado en los seis puntos simultáneos de observación: 1- Agronomía 1, 2- Agronomía 2, 3- Carrindanga, 4- Batallón, 5- Cuyo y La Falda, 6- Cuyo y Rosario.

El mínimo de individuos (1767 loros) se contabilizó en el censo del 31 de octubre de 2014 (primavera) mientras que el valor máximo (21.104 loros) se registró durante el conteo del 6 de agosto de 2019 (invierno, Tabla 11). Al comparar la totalidad de los censos, se detectaron diferencias marginalmente significativas en el número de loros que arribaron al dormidero comunal del Parque de Mayo a lo largo de todo el periodo de estudio ($H = 11,03$; $gl = 5$; $P = 0,051$).

Año	Estación	Conteo mínimo	Conteo máximo	Promedio de los conteos
2014	Verano (5)	2684	8762	6870
2014	Otoño-Invierno (9)	5082	13926	8733
2014	Primavera (4)	1767	4012	2736
2018	Otoño-Invierno (4)	5446	11839	9427
2018	Primavera (4)	2869	5802	4092
2019	Verano (3)	8693	12693	10.845
2019	Otoño-Invierno (9)	9365	21104	13.892
2019	Primavera (4)	2897	6193	4444
2020	Verano (2)	12330	12972	12.651
2021	Primavera (2)	3952	5845	4898
2022	Verano (2)	5828	7739	6783
2022	Otoño-Invierno (5)	5337	16464	10.932

Tabla 11. Número de ejemplares de loro barranquero que arribaron al dormitorio del Parque de Mayo en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, entre febrero de 2014 y julio de 2022. Entre paréntesis se indica el número de censos correspondientes a cada período.

Las comparaciones interanuales no reflejaron diferencias significativas de la abundancia de loros entre las distintas primaveras ($H = 3,85$; $gl = 3$; $P = 0,27$), entre los veranos ($H = 7,19$; $gl = 3$; $P = 0,065$), ni entre las temporadas de otoño-invierno de los diferentes años estudiados, salvo para el otoño-invierno de 2019, que casi duplicó los valores correspondientes al mismo periodo del año 2014 ($H = 6,02$; $gl = 3$; $P = 0,021$).

La abundancia media por estación a lo largo de todo el periodo de trabajo fue de 10.693 ± 4248 loros (rango = 5082- 21.104 loros) para otoño-invierno, la de la primavera de 3921 ± 1390 loros (rango = 1767-6193 loros) y la del verano de 8813 ± 3108 loros (rango = 2684 – 12.972 loros; Figura 15). En todos los años la abundancia siguió un mismo patrón estacional, con máximos en otoño-invierno y caídas en la primavera que resultaron estadísticamente significativas en 2014 y 2019 ($P = 0,006$; Figura 16) y marginalmente significativas para la primavera de 2018 ($P < 0,06$; Figura 17).

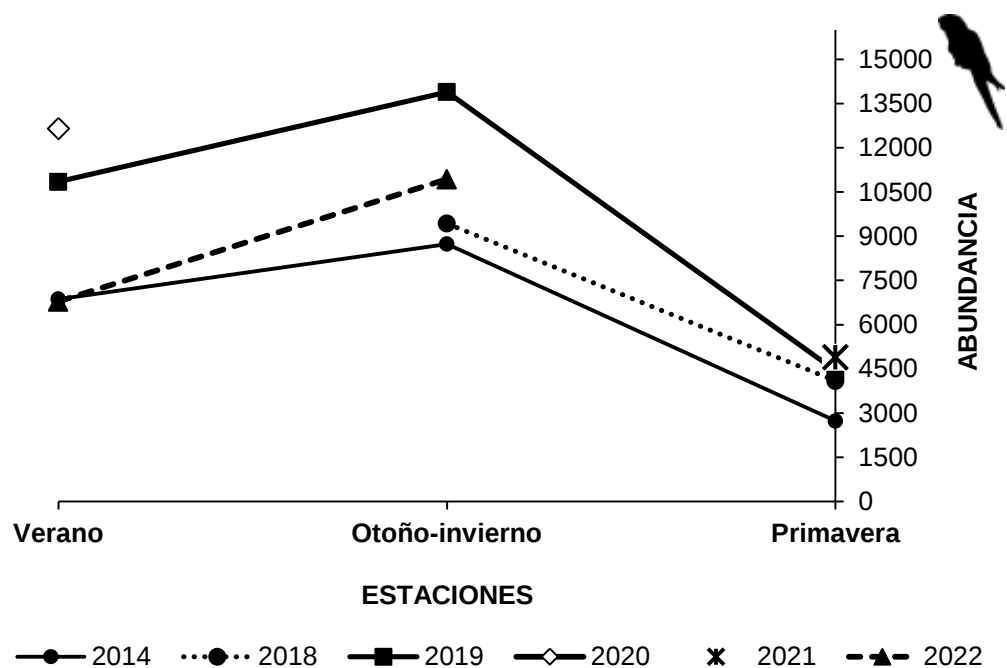


Figura 15. Abundancia estacional promedio de loros barranqueros arribando al dormitorio comunal del Parque de Mayo, Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, entre 2014 y 2022.

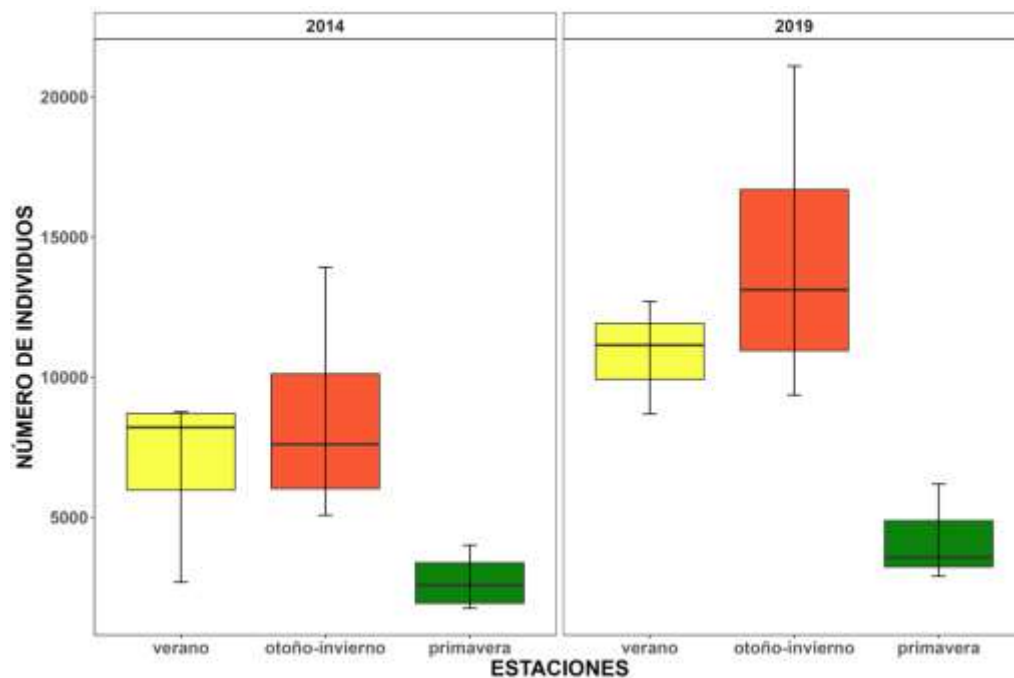


Figura 16. Número de loros barranqueros que arribaron al dormitorio del Parque de Mayo, Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, en 2014 y en 2019. Cada caja resume la información del total de censos desarrollados para la estación correspondiente de cada año. Se muestran los valores máximo y

mínimo y los cuartiles (primero, mediana y tercero). La línea negra dentro de cada caja representa la mediana correspondiente.

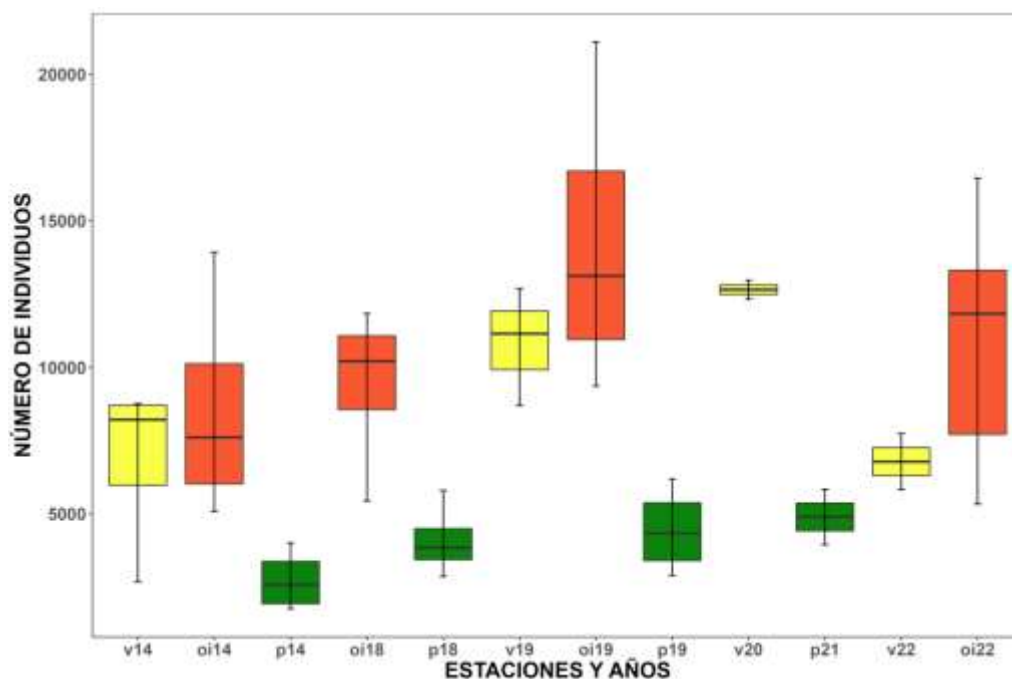
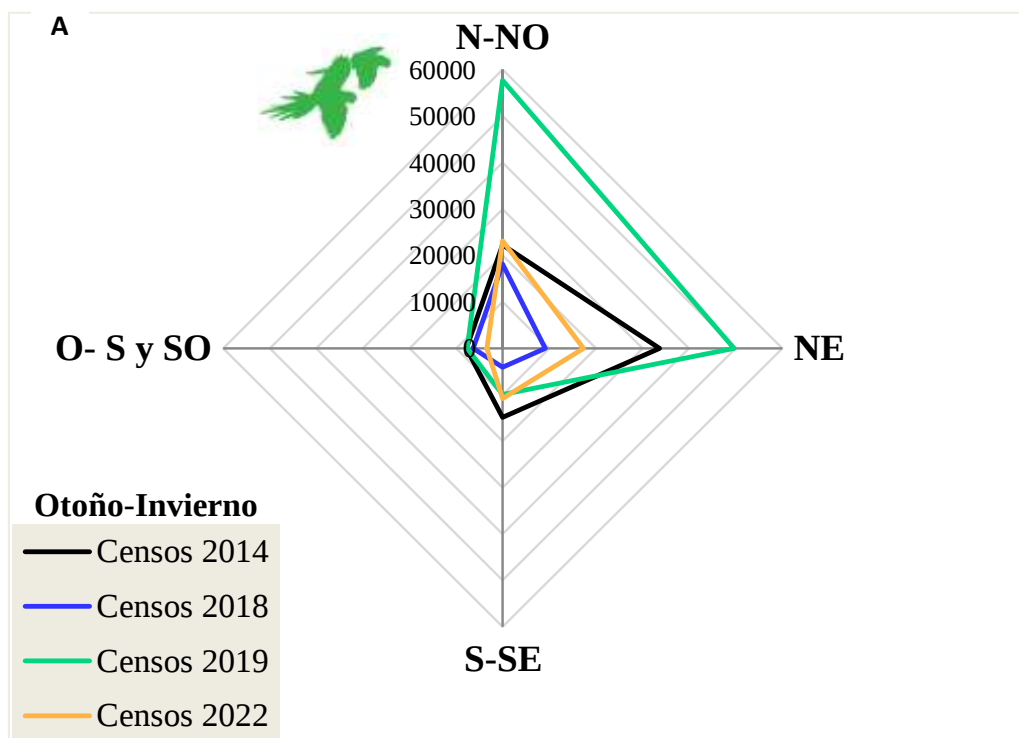


Figura 17. Número de loros barranqueros que arribaron al dormidero del Parque de Mayo, Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, entre febrero de 2014 y julio de 2022. En el eje X se indican las estaciones, v: verano, p: primavera, o-i: otoño-invierno, y el año correspondiente. Cada caja resume la información del total de censos desarrollados para la estación de cada año. Se muestran los valores máximo y mínimo y los cuartiles (primero, mediana y tercero). La línea negra dentro de cada caja representa la mediana correspondiente.

El número de loros arribando desde la dirección N-NO varió de manera significativa entre los periodos de muestreo, para todas las estaciones ($P < 0,01$), sin embargo, el número de loros registrados no mostró variaciones entre años y estaciones para la dirección S-SE ($P < 0,84$). En otoño-invierno de 2019 se registró un incremento significativo en el número de loros que arribó al dormidero desde las direcciones NE ($H = 8,69$; $P = 0,03$) y N-NO ($H = 20,03$; $P = 0,0002$). La abundancia media proveniente del NE fue de $(2760,19 \pm 1918,06)$ loros y del N-NO fue de $(3205,33 \pm 1100,98$; Figura 18 A). En primavera de 2018, 2019 y 2021, se observó un incremento significativo en el número de loros arribando desde las direcciones N-NO ($H = 10,98$; $P = 0,01$) y O-S-SO ($H = 9,53$; $P = 0,02$) respecto de la primavera de 2014 (Figura 18 B). En verano, las

direcciones de arribo predominantes se correspondieron con las observadas en otoño-invierno. Se registraron marcados incrementos en la abundancia media de loros provenientes de la dirección NE en 2020 ($1917,5 \pm 183,18$; $P = 0,01$) y N-NO en 2019 ($3915 \pm 1360,89$) y 2020 ($3788,75 \pm 853,56$), respecto de los demás períodos de muestreo ($P = 0,001$; Figura 18 C).



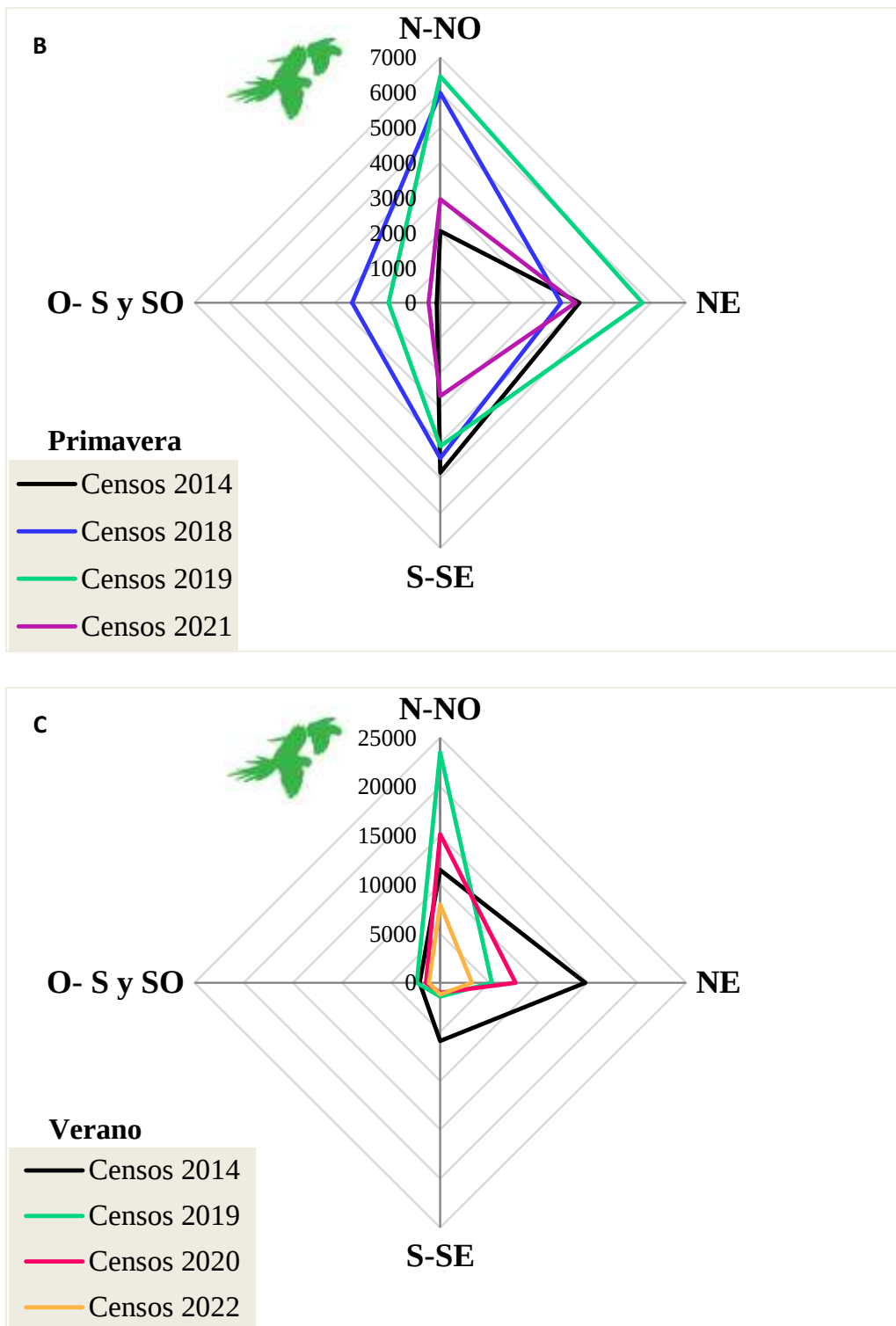


Figura 18. Número de loros barranqueros arribando al dormitorio comunal de la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, desde distintas direcciones en los años 2014, 2019, 2020 y 2022. A- otoño-invierno, B- primavera, C- verano.

DISCUSIÓN

Este capítulo reúne estimaciones de abundancia de loro barranquero en un período de casi diez años. El número de loros que arribó al dormidero comunal en Bahía Blanca durante el otoño invierno de 2019 representa el máximo valor registrado hasta el momento en ese sitio, duplicando los valores correspondientes al mismo periodo del año 2014, y superando en unas ocho veces al que reportan Grilli y colaboradores (2012) para un dormidero comunal en la ciudad de Pedro Luro, también en la provincia de Buenos Aires. Este valor inusualmente alto coincidió con un aumento en la frecuencia de noticias locales publicadas por los medios de comunicación durante 2018, 2019 y 2020 que reportaron problemas relacionados con daños sobre instalaciones eléctricas, contaminación sonora y complicaciones sanitarias, así como la aplicación de métodos para ahuyentar a los ejemplares de las áreas pobladas en distintas localidades del sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Guercio 2019; La Nueva 2020), y con un reporte técnico sobre opciones para la mitigación de conflictos en la misma región (Sanchez Angonova 2019). Algunas notas periodísticas en la misma época incluso reportaron interrupciones en el suministro eléctrico y eventos de tráfico ilegal de loro barranquero, en ambientes urbanos de otras provincias incluyendo Catamarca, Córdoba y San Juan (Puntal 2020; El Ancasti 2021; Quiroga 2021).

Los resultados publicados en este capítulo y las observaciones menos sistemáticas citadas en el párrafo anterior parecerían apoyar la idea de un desplazamiento reciente de loros hacia el dormidero urbano de la ciudad de Bahía Blanca, y eventualmente a los de otros centros urbanos de su área de distribución. Según los últimos censos realizados en la temporada otoño-invierno de 2022, esta situación se mantendría en la ciudad de Bahía Blanca, aunque con valores de abundancia ligeramente inferiores. Resulta complejo

postular cuál o cuáles podrían ser las causas de ese cambio, así como calificar su carácter como temporario o permanente.

En primer término, es muy razonable descartar un verdadero incremento en el tamaño poblacional de la especie, en tanto que los factores responsables de su retracción histórica no han hecho sino intensificarse en los últimos años. Las prácticas agrícolas son responsables de la pérdida de grandes extensiones de monte nativo (Pezzola et al. 2004; Sánchez 2011; Zeberio 2012; Gabella 2015), de cuya vegetación autóctona dependen las poblaciones de loro barranquero y otras especies silvestres (Masello et al. 2011). Es mucho más probable, en cambio, que el aumento en la abundancia de loros utilizando el dormitorio comunal de Bahía Blanca en 2019 respecto de la situación cinco años antes, y los posibles incrementos en otras localidades de la zona reflejados en los medios de comunicación, obedezcan a desplazamientos regionales asociados, por ejemplo, con la búsqueda de los recursos alternativos o complementarios que les pudieran proveer las ciudades, especialmente en periodos críticos. Allí podrían encontrar alimento, sitios de pernocte y refugio particularmente seguros frente a los depredadores, como son las arboledas, redes de tendido eléctrico, luminarias y otras estructuras antrópicas (Masello 2021).

Para algunas especies de loros, se ha demostrado un incremento en la abundancia dentro del paisaje urbano durante las épocas de sequía (Burgin & Saunders 2007; Davis et al. 2011; Davis 2013). En este caso, el desmonte, las temporadas cíclicas de sequía y la consecuente baja disponibilidad de alimentos podrían estimular a las bandadas de loro barranquero a buscar frutos y semillas de la flora urbana (Masello et al. 2006; Masello & Quillfeldt 2012), aprovechando además los granos de cereales derramados en los bordes de ruta y accesos a las ciudades (Sanchez et al. 2016). En particular durante las épocas de sequía, que resultan recurrentes en la región (Andrade et al. 2009; Casado &

Campo 2019; Ferrelli 2020), los loros podrían aumentar su abundancia en áreas urbanas contiguas a zonas de regadío (Masello et al. 2011, 2015).

Al respecto resulta interesante notar que el incremento local del número de loros que se reporta en este capítulo coincide con precipitaciones extremadamente bajas para la región (GBA 2022). La rigurosidad de los efectos de la sequía y del desmonte son consistentes con eventos de mortandad masiva registrados durante las temporadas reproductivas 1998-1999 (Masello & Quillfeldt 2012) y 2020-2021 (Masello & Balbiano 2021), en la principal colonia reproductiva de la especie ubicada en El Cóndor, provincia de Río Negro. No debe descartarse en este punto la posibilidad de que la disponibilidad y/o la configuración de los remanentes de hábitats naturales para el loro barranquero estén alcanzando umbrales que disparen procesos demográficos o comportamentales (Fahrig 2002, 2013; Swift & Hannon 2010; Melo et al. 2018) y representen un nuevo estadio en la tendencia de declinación de la especie, aumentando la preocupación acerca de las perspectivas para su conservación.

A este escenario se suman las acciones de ahuyentamiento desarrolladas en 2018, 2019 y 2020 en los dormideros de distintas localidades de la región, como Pedro Luro y Médanos, ésta última ubicada al oeste del área de estudio (Infocielo 2018; La Arena 2020), que podrían influir sobre los desplazamientos de la especie. En este punto es importante destacar el desafío que representa la conservación de una especie que, pese a su retracción histórica, muestra variaciones regionales y locales de abundancia que la hacen ver como un ave abundante y con poblaciones en aumento frente a la población general, situación que se refleja claramente en los medios de comunicación locales.

En cuanto a los cambios estacionales de abundancia de la especie en Bahía Blanca, resulta particularmente interesante observar cómo se complementan con las

fluctuaciones registradas en El Cóndor, donde el número de loros alcanza sus valores máximos durante la temporada reproductiva (Masello et al. 2006). Se podría pensar que la disminución de la abundancia en el dormidero local durante los meses de primavera-verano coincide con la época reproductiva, cuando los individuos migrantes retornarían a su población de origen para criar allí (Masello & Quillfeldt 2002). En esta época del año, Bahía Blanca y el resto de las ciudades y localidades del sudoeste bonaerense, donde las barrancas naturales y los sitios antrópicos aptos para anidar resultan limitantes, registran un descenso en la cantidad de individuos (Tella et al. 2014; Canale 2015). En igual sentido, el aumento en el número de individuos registrado en otoño-invierno podría obedecer a la llegada de bandadas provenientes de colonias de cría más australes. Estas bandadas migrarían hacia el norte en otoño y principios de invierno buscando probablemente temperaturas más altas y mayor disponibilidad de recursos (Bucher & Rinaldi 1986). Estos cambios estacionales en la abundancia se han reportado también para otras especies de loros urbanos parcialmente nómades, que regresan a sus áreas de reproducción durante la primavera mientras que en la temporada no reproductiva realizan desplazamientos relacionados principalmente con los recursos alimenticios que proporcionan las ciudades (Saunders et al. 1982; Davis 2013).

Respecto de las direcciones de arribo, es claro el predominio de los frentes N- NO desde donde llega la mayor proporción de individuos durante casi todo el año. La mayor abundancia relativa de loros ingresando desde el S-SE durante las primaveras muestreadas no se debe a un aumento en el arribo de individuos desde ese sector, sino a una marcada disminución del número de loros en los otros sitios de conteo. De hecho, como demuestran los análisis realizados, la abundancia de loros que llegan al dormidero desde el S-SE parece ser homogénea a lo largo de los años. Esta dirección de arribo se corresponde con áreas urbanas y podría plantearse la posibilidad de que una porción de

la población utilice los recursos asociados al arbolado público y a las quintas y jardines, tal como reportan muchos vecinos que mencionan la presencia de loros consumiendo frutos de almendros, cipreses y otras especies del arbolado urbano (Canale 2015). Tal como indican otras investigaciones, el ámbito urbano proporciona mayor cantidad de recursos alimenticios y por períodos más prolongados que los disponibles en el hábitat natural (Davis 2013).

Además, gran parte de las colonias de cría se ubican al S y SE del dormidero, excepto unas pocas de ubicación N y NE y NO. En la época reproductiva, cuando los migrantes retornarían a anidar a sus colonias de cría por fuera del área de estudio, la abundancia local de loros está representada en una alta proporción por los individuos residentes que concentran la mayor parte de su actividad diaria entre las colonias de cría y las áreas de forrajeo, y por esto el arribo se produce mayoritariamente desde las áreas de anidación (Canale 2015).

Desde el punto de vista metodológico, los conteos en dormideros están asociados con una serie de limitaciones a la hora de estimar la abundancia (Bibby et al. 1992; Casagrande & Beissinger 1997; Dénes et al. 2018; Zulian et al. 2020, 2022). Para minimizar los posibles efectos que estos pudieran tener sobre nuestros resultados, se tomaron una serie de decisiones que podrían ayudar a estandarizar esfuerzos similares con esta y con otras especies de comportamiento y características similares. Por un lado, se ubicaron los puntos de observación en áreas abiertas, de alta visibilidad, claramente delimitadas a partir de elementos salientes del paisaje, de manera de reducir el riesgo de dobles conteos entre grupos de observadores. Se evitaron días de lluvia y de viento intenso para eludir condiciones climáticas que pudieran reducir la visibilidad y/o interferir en el horario de arribo de los loros. Se ajustó el inicio de los censos mediante observaciones en los días previos, comenzando 15 min antes de la aparición de los

primeros individuos. Para evitar errores por diferencias en el entrenamiento de los observadores, cada grupo contó con al menos un observador con experiencia previa y en la mayoría de las ocasiones los conteos fueron realizados por dos o más voluntarios por punto. Más allá de eso, el tamaño de los animales (42 cm; Narosky e Yzurieta 2010), el vuelo bajo (entre 15 y 50 m por encima de los observadores) y su comportamiento ruidoso en vuelo, facilitó la tarea y ayudó a evitar posibles omisiones. Cabe destacar, que el foco de este capítulo fue determinar variaciones estacionales e interanuales en la abundancia de la especie, por lo que el esfuerzo se concentró en la precisión de los conteos, más que en su exactitud.

Se destaca la importancia de mantener evaluaciones objetivas de la densidad de la especie que comprendan ambientes naturales y antrópicos en temporadas de cría y de invernada para discriminar entre cambios en el uso del territorio y variaciones reales en su abundancia poblacional. Se observa también la relevancia de completar la identificación de los dormideros de la región, estandarizando los métodos de conteo para aumentar la eficiencia de estas estimaciones. Resulta prioritario además, la caracterización de los dormideros urbanos ubicados en el área de distribución de la especie, comparando las características generales de los lugares de descanso, como los niveles de perturbación humana, el ruido del tráfico, las redes de tendido eléctrico y la iluminación. También es necesario el estudio de las características de los árboles individuales utilizados por la especie, que al momento, para los dormideros urbanos de Médanos, Pedro Luro, Stroeder y Puerto Madryn parecen limitarse a los eucalyptos colorados (Obs. Pers.), al igual que en Bahía Blanca.

Es de especial interés conocer la regularidad del uso de estas áreas de pernocte en las ciudades. A lo largo de este estudio se pudo confirmar, mediante visitas bimensuales entre febrero de 2022 y abril de 2023, que los dormideros de las localidades de

Médanos y Stroeder, congregan individuos a lo largo de todo el año. Comprender esta dinámica será de suma importancia para la gestión de los conflictos relacionados con la especie y los dormideros en zonas urbanas. Finalmente, y si bien está clara la imperiosa necesidad de conservar y restaurar los ambientes naturales que proveen recursos clave para esta especie, estos esfuerzos deben complementarse con estrategias de convivencia que reduzcan las interacciones negativas que derivan de su asociación con los centros urbanos.

El próximo capítulo de la tesis se enfoca en otro aspecto clave de la relación entre la ciudad y los requerimientos de hábitat del loro barranquero como es la disponibilidad de sitios apropiados para la reproducción. Se estudia la variación interanual de la fracción reproductora de la población, la productividad media anual, el tamaño medio de la puesta, el éxito de eclosión, la supervivencia de los nidos, el éxito aparente de cría y el éxito reproductivo de la especie anidando en barrancas de origen antropogénica. Por último, se analiza el efecto de la ubicación de las cuevas individuales sobre el éxito reproductivo. Los resultados se comparan con antecedentes conocidos de parejas anidando en sustratos naturales.

CAPÍTULO 5.

BIOLOGÍA REPRODUCTIVA Y ÁREAS DE NIDIFICACIÓN



INTRODUCCIÓN

Colonias de cría, nidos y fenología reproductiva del loro barranquero

El loro barranquero es una especie monógama y uno de los pocos loros excavadores de cavidades primarias. Depende de barrancas y acantilados de arenisca y de tierra para anidar (de allí su nombre), y las parejas se agrupan formando colonias de tamaño variable (Voitzuk 1975; Masello et al. 2002, 2006; Rojas Martínez 2008; Tella et al. 2014). La mayor parte del conocimiento acerca de la biología reproductiva de la especie proviene de trabajos desarrollados en ambientes naturales, principalmente en los acantilados del noreste de la Patagonia, en la provincia de Río Negro, Argentina, donde se concentra la mayor colonia de la especie, que a su vez es considerada la mayor colonia de psitaciformes del mundo (Masello & Quillfeldt 2002, 2012; Llanos et al. 2011).

De estos estudios se sabe que los nidos son excavados de modo aproximadamente perpendicular a la pared del acantilado, en las capas más blandas del depósito sedimentario, y son alargados cada temporada reproductiva por la misma pareja, participando incluso los pichones en esta labor. La entrada de la cavidad es elíptica, con el eje mayor en sentido horizontal. La profundidad varía entre 60 cm a más de 3,5 metros, aunque la mayoría de los nidos tienen una profundidad de alrededor de 1,5 metros y terminan en una cámara de incubación donde los huevos se depositan en el suelo desnudo (Masello & Quillfeldt 2002; Rojas Martínez 2008; Vargas & Squeo 2014).

Las parejas llegan a las colonias durante el mes de agosto, entre uno y dos meses antes de la puesta de huevos, y dejan el sitio gradualmente, a medida que los respectivos pichones comienzan a volar. Durante el ciclo reproductivo, cada nido es ocupado por

una sola pareja y sus pichones. Las hembras tienen una única puesta asincrónica de dos a cinco huevos por temporada. Los huevos son incubados por la hembra durante 24 días y en este periodo el macho provee de alimento a su pareja. La eclosión también se da de manera asincrónica y las crías son altriciales (Masello & Quillfeldt 2002, 2012).

Según los datos recopilados en la colonia de cría de El Cóndor, los pichones nacen entre el finales de octubre y finales de noviembre. Durante el período de nidificación son frecuentes las tareas de limpieza del nido, de las cuales participan tanto la hembra como el macho. Estas tareas incluyen la remoción de pichones muertos, restos fecales y cáscaras de huevos. Debido al asincronismo en el nacimiento de los pollos, se genera una jerarquía de tamaños en la nidada, donde los que nacen primero por lo general reciben más alimento, y estas diferencias determinan que tengan mayor probabilidad de supervivencia (Masello & Quillfeldt 2002, 2004). Los pichones abandonan los nidos entre el 21 de diciembre y el 23 de enero, y, continúan siendo alimentados por los padres durante unos cuatro meses más (Masello & Quillfeldt 2002, 2012). Durante este período, los juveniles se distinguen del adulto por el color negro del iris y por la coloración blanca marfil del pico, que se vuelve negro después de los cuatro meses de edad (Masello & Quillfeldt 2012).

Reproducción en sustratos antrópicos

Al igual que sucede con otras especies de aves que anidan en ambientes de ribera, la reproducción del loro barranquero está limitada por la disponibilidad de sustratos de nidificación (García-Lau et al. 2019; García-Lau & Vives 2016). Es por eso que el uso que hace de los sustratos antropogénicos resulta particularmente relevante. Pese a eso se trata de una componente de su biología que ha sido poco o nada estudiada.

Las barrancas antropogénicas, incluidas canteras que pueden estar o no en actividad, los bordes de camino en sectores rurales y urbanos y los frentes asociados a obras públicas proveen lugares adicionales de nidificación, especialmente en zonas con pocos acantilados naturales (Castillo et al. 2008; Tella et al. 2014). Se han observado, además, intentos de nidificación en sustratos poco usuales como edificios de campos abandonados, particularmente de adobe, paredes de galpones urbanos, jágüeles, huecos de árboles y entre las brácteas de palmeras en áreas verdes urbanas (Masello & Quillfeldt 2005; Tella et al. 2014; Ramirez-Herranz et al. 2017; Lopez et al. 2018; Romero-Vidal et al. 2023).

Si bien se han realizado algunos estudios sobre la abundancia y biología reproductiva del loro barranquero (Masello & Quillfeldt, 2002, 2012; Grilli et al. 2012; Ramirez-Herranz et al. 2017), aún se sabe poco sobre la productividad, el éxito de cría y las fracciones reproductora y no reproductora de la especie, especialmente en ambientes urbanos (Canale 2015). De hecho, al momento, estos parámetros han sido muy poco estudiados en otras especies de loros y aves (Tella et al. 2013; Pacífico et al. 2014; Marsden & Royle 2015; Berkunsky et al. 2017; Herzog et al. 2023), a pesar de su importancia para comprender la relación entre la ecología reproductiva de una especie y su capacidad de persistencia a largo plazo. En este sentido, aunque se ha registrado la presencia de individuos no reproductores de loro barranquero en las áreas de cría (Masello et al. 2006), existe poca información sobre la fracción no reproductora y la abundancia e importancia de los *floaters*, es decir, individuos capaces de reproducirse pero que no lo hacen (Canale 2015). Hasta donde se sabe, estos rasgos poblacionales solo han sido estimados entre psitácidos para dos especies de guacamayos (Tella et al. 2013; Pacífico et al. 2014; Herzog et al. 2023), aun cuando existe un amplio consenso

sobre su importancia teórica y aplicada (Hunt 1998; Penteriani et al. 2011; Robles & Ciudad 2017; Katzenberger et al. 2021).

La abundancia de individuos no reproductores puede responder a diferentes razones, que van desde la restricción de parejas o de lugares de nidificación, hasta la "decisión" de los individuos de evitar reproducirse en lugares que reducen su aptitud (Moreno 2016; Huck & Fernandez-Duque 2017). Estos pueden amortiguar el riesgo de extinción de la población, aunque su interacción con las parejas reproductoras también podría interferir en su éxito reproductivo (Robles & Ciudad 2017). El conocimiento adecuado de los cambios en la proporción de individuos no reproductores y sus causas, es clave para diseñar políticas de conservación eficaces (Penteriani et al. 2011; Tanferna et al. 2013; Moreno 2016).

Como se ha dicho en los capítulos precedentes, la ciudad de Bahía Blanca aloja una población de loro barranquero que cría fundamentalmente en nidos excavados sobre canteras y bordes de caminos urbanos y rurales (Tella et al. 2014; Lera et al. 2023). El avance del paisaje urbano y rural, y la capacidad demostrada de esta especie de convivir con hábitats altamente modificados, resaltan la importancia de evaluar la estructura poblacional y el desempeño reproductivo del loro barranquero en estos ambientes, para así valorar de manera adecuada cuánto pueden sumar o restar las ciudades al balance de la conservación de la especie.

Los objetivos de este capítulo comprenden el relevamiento de las áreas naturales de anidación del loro barranquero y el monitoreo de los sitios de nidificación antropogénicos urbanos y rurales (canteras y bordes de camino) en el área de estudio, así como la estimación de la densidad de nidos en los sustratos antropogénicos, de la fracción reproductora y no reproductora de la población, y de la productividad de la

especie en las temporadas 2018-2019, 2019-2020, 2021-2022 y 2022-2023. Además, se propone estimar el tamaño medio de la puesta, el éxito de eclosión, el éxito reproductivo y el éxito aparente de cría para las últimas tres temporadas, y las tasas de supervivencia diaria y la productividad en las últimas dos, evaluando las variaciones de estos parámetros en función de las características intrínsecas y extrínsecas de los barrancos antropogénicos, y comparando estos resultados con los reportados para los acantilados naturales de El Cóndor y de Las Grutas (Provincia de Río Negro, Argentina), a 300 y 420 km del área de estudio, respectivamente (Masello et al. 2002; Amione et al. 2022).

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas de nidificación

Se identificaron los sitios donde se concentra la actividad reproductiva del loro barranquero en la ciudad de Bahía Blanca y en las zonas rurales aledañas en un radio de unos 30 km. Todos los individuos que crían en esta área se congregan diariamente, y a lo largo de los años, en un único dormidero comunal urbano (Tella et al. 2014). Para el relevamiento, se utilizaron datos previos obtenidos en las temporadas reproductivas entre 2003 y 2013 (Tella et al. 2014) y 2013-2014 (Canale 2015). Esta información fue complementada con registros de canteras proporcionados por la Dirección de Minería de la Municipalidad de Bahía Blanca, y con la colaboración de vecinos del área de estudio que aportaron información sobre otras posibles áreas de nidificación. Además, se analizaron imágenes de *Google Earth* en busca de canteras abandonadas y barrancas compatibles con la actividad reproductiva, y se realizaron recorridos en vehículo por rutas y caminos vecinales. Se consideraron así, todos los sitios en los que se observó la presencia de individuos exhibiendo comportamiento reproductivo, y cada colonia fue georreferenciada.

Aunque las aves reproductoras de diferentes colonias pueden compartir zonas de alimentación y dormitorios comunales, las particularidades de cada sitio de nidificación pueden afectar fuertemente el éxito reproductivo y la dinámica de la colonia (Serrano et al. 2005) por lo que en esta tesis se utilizó una definición funcional de colonia desde el punto de vista reproductivo. Se definió así como colonias a aquellos sitios de nidificación bien delimitados, como canteras y barrancos en bordes de camino, donde la especie se reproducía. Esta identificación se realizó independientemente del número de nidos activos en cada sitio. La superficie disponible para la nidificación, la accesibilidad a los depredadores y la presencia humana variaban mucho de un lugar a otro. En unos pocos casos las canteras ofrecían varios barrancos antropogénicos ocupados por loro barranquero en un radio de 400 m pero, siguiendo a Brown y Brown (1996), estos conjuntos de núcleos reproductores se consideraron colonias únicas dado que todos los individuos reaccionaban juntos frente a la presencia humana o de depredadores. Cada colonia fue asignada a uno de dos tipos de ambientes: urbano o rural. Los sitios con viviendas agregadas ubicadas a una distancia no mayor de 1000 m de la colonia (media = 295,72 m; rango = 23,58 m - 764, 16 m) se clasificaron como urbanos, y las áreas rurales eran aquellas ubicadas a distancias mayores de 1000 m (media = 4851,35 m; rango = 1498 m – 14.303 m) de la urbanización más próxima. Esta distancia fue definida ad hoc, tratando de establecer un parámetro que reflejara las características de los sectores de transición urbano-rural en las afueras de la ciudad.

En cada sitio de anidación se midió la superficie del o de los tramos de barranca ocupados por los nidos activos en cada temporada. Para eso se consideraron las cuevas ocupadas más extremas y se tomaron fotografías con una cámara celular de 48 megapíxeles, utilizando una varilla de calibración de 120 cm de longitud dividida cada diez centímetros, dispuesta sobre la base de la barranca, para obtener la altura promedio

del sector ocupado por los nidos (Figura 19). Cada foto se tomó de frente, a la misma altura y por la misma persona para evitar cometer errores de paralaje. En cada barranca las fotografías se tomaron cada diez, y en algunos casos cada 20 metros, en un horario del día que permitió observar con nitidez los nidos y los bordes de los barrancos. La mínima cantidad de medidas considerada para calcular la altura promedio por frente fue de tres. Cada imagen se procesó con el software *ImageJ* (Ferreira & Rasband 2012) y posteriormente se promediaron los valores de altura obtenidos. La longitud en metros se obtuvo a través de *Google Earth*, tomando previamente las coordenadas de inicio y de fin del sector de la barranca con presencia de cavidades activas. Se estimó así, para cada sitio y para cada temporada, la superficie ocupada por nidos, multiplicando la longitud de cada barranco con presencia de nidos, por el valor de su altura media.



Figura 19. Frente de un barranco con nidos excavados por loro barranquero en inmediaciones de la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, con una varilla de calibración de 120cm apoyada en su base. Fotografía: Daiana Lera.

Densidad de nidos activos y censos de parejas reproductoras

La densidad de nidos se calculó para cada uno de los 23 sitios de cría y para cada temporada reproductiva como el cociente entre el número de nidos activos, equivalente al número de parejas reproductoras, y el área en metros cuadrados de sustrato utilizado para anidar. Para estimar el número de nidos activos, se realizaron 79 censos de parejas reproductoras en cuatro temporadas de cría: 18 en 2018-2019, 22 en 2019-2020, 21 en 2021-2022 y 18 en 2022-2023. Se identificaron como parejas reproductoras aquellas que entraban repetidamente en el nido y cuya proximidad a la cavidad y permanencia en el lugar superaba los 15 minutos (Figura 20 A-B). Para confirmar esta identificación también se tuvieron en cuenta los eventos de provisión de alimento entre los miembros de una pareja en las proximidades del nido.

Los recuentos se realizaron entre las 7:00 y las 13:00 horas, siendo éste el rango horario de mayor actividad detectado en las pruebas piloto. Cada sección de un barranco con actividad reproductora se censó durante 40 minutos, registrando el número de nidos activos cada diez minutos (cuatro veces por censo; Figura 20 C-D). Para evitar una sobreestimación de parejas por el recuento de individuos no reproductores que buscan cavidades pero que finalmente no logran reproducirse (Bonilla 2007), los censos se realizaron en octubre y noviembre, cuando tiene lugar la puesta de huevos y el cuidado parental. Para los análisis se consideró el número máximo de nidos por censo.



Figura 20. Pareja de loro barranquero (A) e individuo de una pareja (B) posados en el ingreso de cavidades activas en Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina. Nidos activos de la especie sobre una barranca urbana (C) y una barranca rural (D); Fotografías: A y B Carlos Soulier, C y D: Daiana Lera.

Como se cumplieron los supuestos estadísticos y el test de Levene demostró homogeneidad de varianza para los parámetros, se utilizaron análisis de varianza de una vía para evaluar cualquier posible cambio interanual en la densidad de nidos, así como diferencias entre entornos urbanos y rurales. También se buscaron diferencias en la densidad de nidos entre canteras y bordes de camino, canteras urbanas vs. canteras rurales, canteras activas vs. canteras sin actividad, bordes de camino urbanos vs. bordes de camino rurales, todo para cuatro temporadas reproductivas: 2018-2019, 2019-2020, 2021-2022 y 2022-2023, utilizando un ANOVA bifactorial no balanceado con interacciones.

Por otra parte, se realizó un análisis de varianza de una vía para detectar posibles variaciones interanuales en el número de parejas reproductoras. Siguiendo las mismas combinaciones de variables independientes detalladas con anterioridad, se aplicaron pruebas del tipo ANOVA bifactorial no balanceado con interacciones para evaluar los efectos que pudieran tener los años y los distintos ambientes de nidificación sobre el número de parejas reproductoras. La significación se estableció en $P < 0,05$, y se realizaron comparaciones *post hoc* corregidas por Bonferroni para las diferencias significativas.

Fracción reproductora, no reproductora y tamaño total de la población

Para estimar el porcentaje de la población que se reproduce, se combinaron los datos del número de parejas reproductoras en las áreas de anidación, con los censos realizados en los mismos periodos en el dormidero comunal ubicado en el parque urbano de la ciudad, donde toda la población se congrega cada noche (Tella et al. 2014; Canale 2015). Los conteos se desarrollaron en el mes de diciembre, antes de la incorporación de los juveniles a las bandadas. Se completaron seis censos: uno en 2018, uno en 2019, dos en 2021 y dos en 2022. Dado que los pichones permanecían aún en sus nidos, pero sus padres retornaban cada atardecer al dormidero, los individuos contados en los censos correspondieron al total de los adultos reproductores y no reproductores (es decir, el tamaño total de la población), presentes en el área de estudio cada año. La fracción no reproductora se calculó restando del tamaño total de la población el número de adultos reproductores estimado de los censos de las colonias. Se utilizó una tabla de contingencia (Sokal & Rohlf 1981) para evaluar las posibles diferencias en la fracción reproductora entre las temporadas reproductivas estudiadas.

Proporción de juveniles y productividad media anual

Los conteos en el dormitorio comunal se repitieron en febrero de cada año, para estimar el número de juveniles que se incorporan a la población al final de la temporada de cría (un censo en 2019, uno en 2020, dos censos en 2022 y dos en 2023). Para estimar la proporción de juveniles, se realizaron en total 61 censos durante el mes de febrero en las diferentes temporadas de cría: ocho en febrero de 2019, 17 en 2020, 21 en 2022 y 15 en 2023. En 2019 los conteos se realizaron en áreas de alimentación y en áreas de predormitorio (áreas urbanas donde se registraron concentraciones de individuos minutos antes de volar al dormitorio comunal; Figura 21), mientras que en febrero de 2020, 2022 y 2023 los censos se concentraron en áreas de predormitorio. Para estos censos sólo se consideraron los grupos con un mínimo de 20 loros.

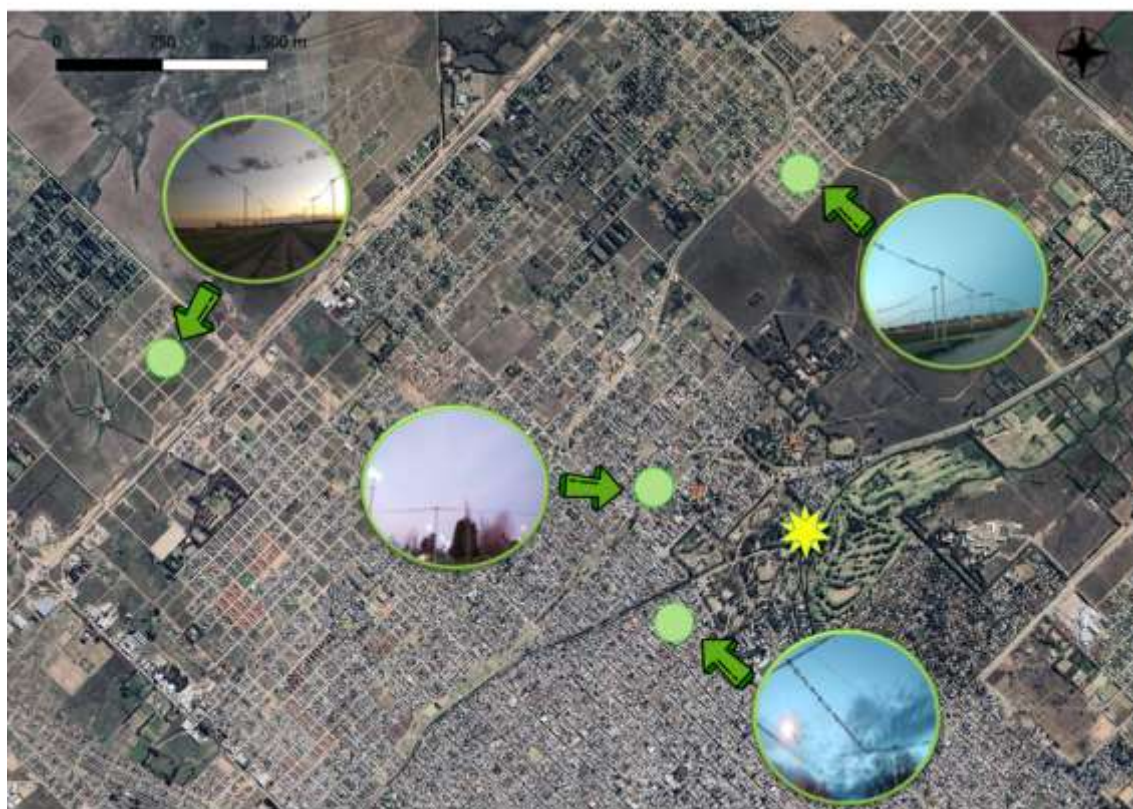


Figura 21. Áreas de predormitorio de loro barranquero en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina. En color amarillo se indica la ubicación del dormitorio comunal en el parque urbano. Los círculos verdes muestran los predormitorios censados.

Los individuos se observaron con binoculares o con telescopio desde distancias de 10 a 50 metros. Los juveniles se identificaron fácilmente a distancia por el color blanco marfil de sus picos, en contraste con el gris oscuro de los adultos, y por el iris oscuro, en contraste con el iris casi blanco de los adultos, diferencias que desaparecen al cabo de unos meses (Figura 22). La proporción entre ambos estadios de desarrollo se calculó como el número de juveniles respecto del número total de loros detectados en cada oportunidad. Para evaluar posibles variaciones en la proporción de juveniles entre años se realizó un test de análisis de la varianza de una vía y las diferencias que resultaron significativas fueron comparadas mediante el test de Scheffé (Sokal & Rohlf 1981). Por último, la productividad anual se calculó como el número medio de juveniles por pareja reproductora. Para ello, el número de juveniles en cada temporada de cría se estimó como el producto del tamaño total estimado de la población en febrero (tras la incorporación efectiva de juveniles) multiplicado por la proporción de juveniles estimada en los muestreos correspondientes, y dividido a continuación por el número total de parejas reproductoras.

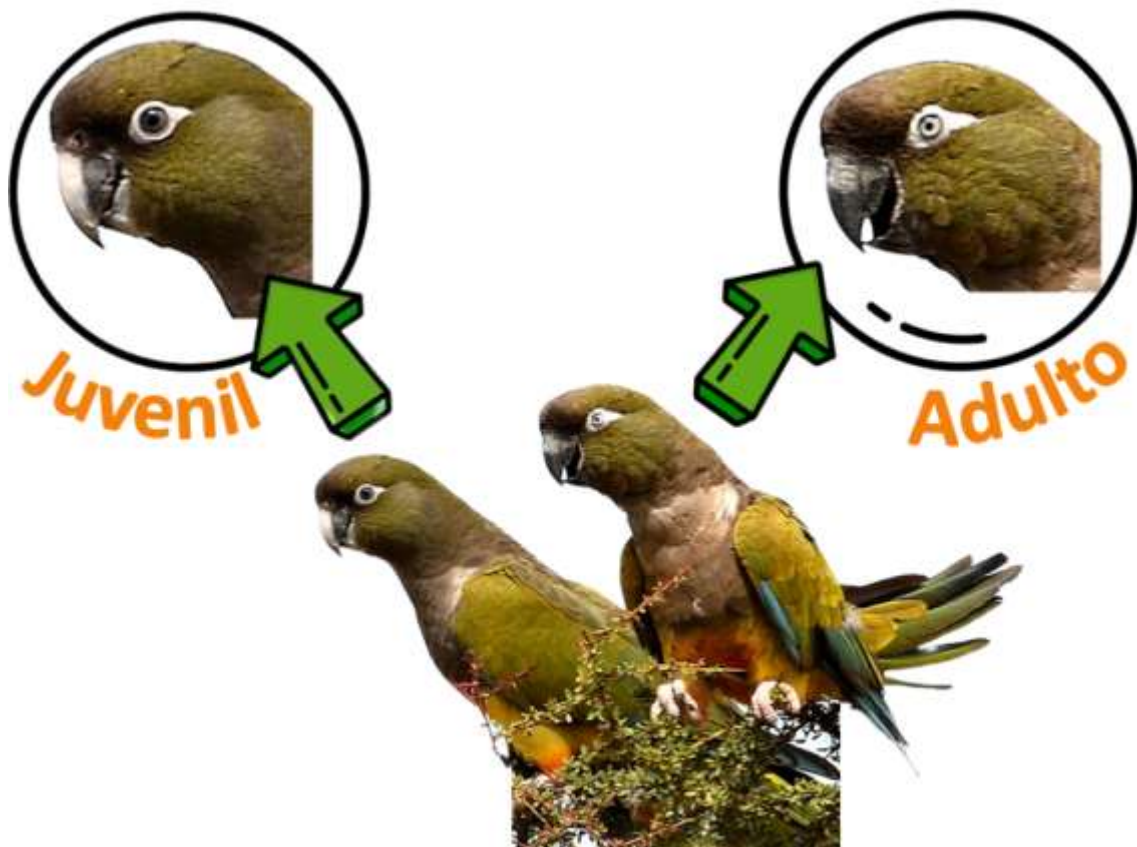


Figura 22. Diferencias entre adultos y juveniles de loro barranquero, con picos oscuros en el caso de los primeros y de color marfil en los segundos y con iris de coloración oscura en los juveniles y blanco en los adultos. Fotografía: José L. Tella.

Supervivencia de los nidos y parámetros reproductivos

Los monitoreos se realizaron en tres estaciones reproductivas (de noviembre a febrero de 2019-2020 y 2021-2022, y de octubre a enero de 2022-2023) en diez sitios de nidificación antropogénicos de loro barranquero. Durante 2019-2020 se visitaron cuatro colonias, dos ubicadas en sitios de anidación urbanos y dos en rurales. Los dos primeros correspondientes a canteras sin actividad antropogénica y los últimos dos a canteras en actividad. Durante la segunda temporada se visitaron seis colonias, dos ubicadas en sitios de anidación urbanos y cuatro en rurales. Los dos primeros correspondientes a una cantera sin actividad antrópica y a un borde de camino y los últimos cuatro ubicados en dos bordes de camino y en dos canteras (una con actividad y otra sin actividad de

extracción de áridos). En 2022-2023 los muestreos se concentraron en dos colonias monitoreadas durante la temporada previa, en un borde de camino urbano y sobre un borde de camino rural, ambos taludes asociados con obras de infraestructura en actividad. Todos ellos estaban ubicados a una distancia no mayor de 30 km respecto del parque urbano en que duermen cada noche los individuos de la población.

Se registró la orientación de cada barranco utilizando una brújula digital y se calculó su longitud y altura media con la metodología detallada con anterioridad. El área de uso efectivo de anidación para cada barranco se calculó multiplicando la longitud por el valor de la altura media. Se seleccionaron entre cuatro y 21 nidos al azar en cada barranca, y cada uno de ellos fue fotografiado e identificado, utilizando el editor de imágenes *Adobe Sketch*. Además, para las temporadas 2021-2022 y 2022-2023 se midieron la altura del nido (desde la base del barranco) y su profundidad.

Para los monitoreos se conformaron equipos de dos personas. Los nidos fueron revisados periódicamente, utilizando una escalera extensible para alcanzar la entrada, ubicada a una altura de entre 1,50 y 3,50 m. Durante la etapa de incubación (octubre a noviembre), las visitas se realizaron con una frecuencia de 15 días, con el fin de minimizar la interferencia con las actividades de cría. Avanzado el ciclo reproductivo, y hasta el mes de febrero, los monitoreos tuvieron una frecuencia de diez días. En muy pocas oportunidades, la profundidad del nido permitió observaciones directas del interior de la cavidad, en el resto de los casos se utilizó una cámara digital endoscópica de 7 mm de diámetro y distancia focal de 3 - 8 cm y una fuente de iluminación asociada. Se requirió, además, de un celular y de una aplicación compatible con la cámara endoscópica. La cámara se introdujo cuidadosamente dentro del nido, por un lapso de tiempo no mayor a cinco minutos mientras el otro integrante del equipo observaba el

contenido de la cavidad por la pantalla del celular. Cada nido fue grabado para su posterior análisis (Figura 23).



Figura 23. Monitoreo de nidos de loro barranquero en la ciudad de Bahía Blanca e inmediaciones, provincia de Buenos Aires, Argentina.

Algunos nidos fueron inspeccionados desde la etapa de puesta e incubación, y otros, detectados más tarde, luego de la eclosión de los huevos (Figura 24). Todos los nidos se observaron hasta que los pichones volaron o hasta que el nido fracasó. Se consideró que un nido era exitoso si al menos un pichón completaba el período de crianza y abandonaba exitosamente el hueco. Mientras que un nido era considerado fallido si los huevos eran abandonados o depredados, o si todos los pichones morían en el interior de los huecos. Un nido se consideraba depredado o saqueado si los pichones desaparecían entre dos visitas consecutivas sin que hubiera transcurrido el tiempo esperado para que completaran su maduración en función del estado en que se encontraban en la visita previa.

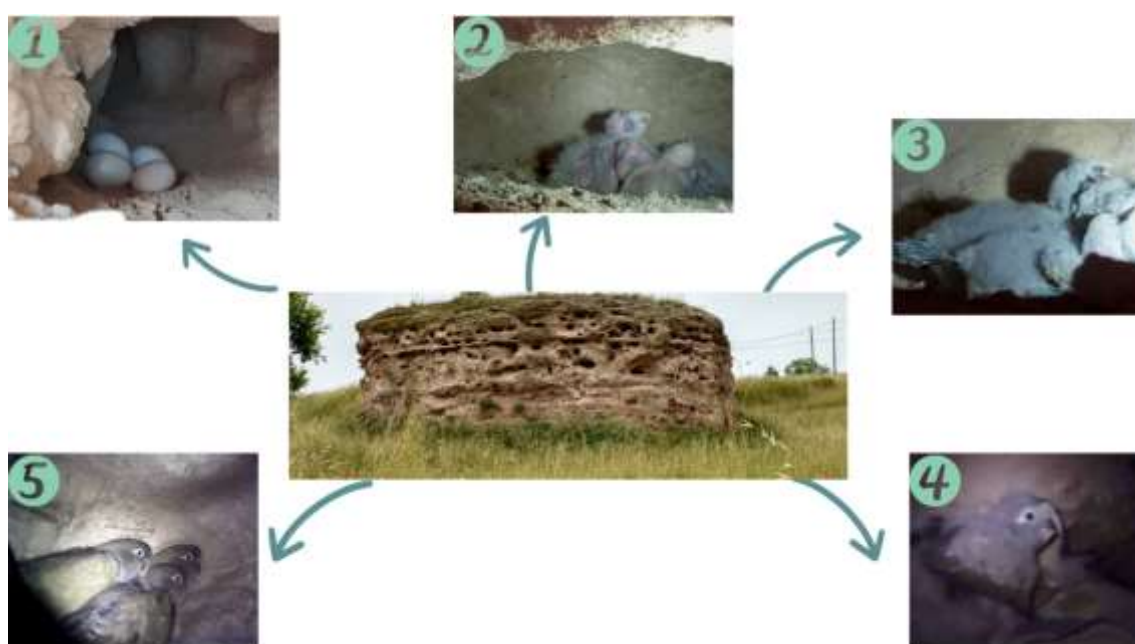


Figura 24. Barranca con actividad reproductiva de loro barranquero en la ciudad de Bahía Blanca e inmediaciones, provincia de Buenos Aires, Argentina. De 1 a 5 se indican los diferentes estadios de maduración de loro barranquero detectados en los nidos: 1) huevos; 2) pichones a pocos días de nacer, cuerpo con áreas desnudas y cubierto con plumón; 3) pichones con plumón y canutos en cola y alas; 4) pichón con restos de plumón y desarrollo de plumas; 5) estadio avanzado de maduración, pichones con la totalidad del cuerpo cubierto por plumas, pico blanco marfil e iris negro.

Para cada temporada reproductiva se estimaron el éxito aparente de cría (número de nidos exitosos / número de nidos monitoreados) y el éxito de eclosión por nido (número de huevos eclosionados / tamaño de la puesta). Para estimar la tasa diaria de supervivencia de nidos (TDSN) y el éxito reproductivo se utilizó el programa MARK, salvo para la temporada 2019-2020 cuando no se alcanzó el número mínimo de nidos requeridos por el programa (White & Burnham 1999). Este software trabaja con valores de tasas diarias de supervivencia de nidos (*DSR daily survival rate*) que se definen como la probabilidad de que un nido sobreviva de un día al siguiente. La supervivencia del nido se calcula como la probabilidad de que al menos un volantón salga del nido al final del ciclo reproductivo. Para obtener el valor de supervivencia del nido a lo largo de todo el periodo, la tasa diaria de supervivencia se eleva a la potencia del número de días

que transcurren entre la puesta y el abandono del nido por parte de los pichones de la especie para la cual se realiza el cálculo. Siguiendo a Masello y colaboradores (2012), este valor se fijó en 60 días. Se realizaron corridas con el programa MARK para el total de los nidos detectados. A diferencia del precursor método de Mayfield (1961), MARK se independiza del supuesto de que la tasa de supervivencia diaria debe ser constante a lo largo del periodo reproductivo y que el fracaso del nido ocurre en la mitad del intervalo entre visitas.

Se analizaron también cambios en la supervivencia dentro de cada temporada de cría, comparando el modelo nulo (B0), que supone una tasa de supervivencia constante, con uno que incorpora el efecto del avance de la estación reproductiva. En MARK los análisis se basan en “historias de encuentro” (*encounter occasions*), considerando los resultados del monitoreo de cada nido. La historia de encuentro requiere al menos cinco datos básicos acerca del nido: (1) el día en que el nido fue hallado, sea en estadio de huevo o de pichón; (2) el último día que se vio al nido en perfecto estado; (3) el último día que el nido fue chequeado; (4) el destino del nido (exitoso o no exitoso) y (5) la frecuencia de nidos con la misma historia. No es necesario conocer el día exacto de falla del nido y, el intervalo entre visitas puede ser variable. El modelo es seleccionado en base al valor del Criterio de Información de Akaike corregido para un bajo número de muestras, AICc (Anderson & Burnham 2002). El modelo elegido será el que mejor explique las variaciones en el éxito de cría en función de las variables consideradas. Cada modelo es comparado también con el modelo nulo (B0). El valor $\Delta AICc$ es la diferencia entre AICc de un determinado modelo y el modelo con menor AICc. Los modelos con $\Delta AICc \leq 2$ se consideran buenos predictores, mientras aquellos con $\Delta AICc \geq 4$ tienen escaso soporte. Los pesos normalizados de Akaike (w) son una estimación de

la probabilidad de que un determinado modelo sea el de mejor ajuste (Blums et al. 2005).

El modelo de supervivencia de nidos de MARK permite evaluar variaciones en el destino de los nidos en función de variables definidas por el investigador. En los modelos considerados para esta tesis se incorporaron tres variables correspondientes a los barrancos: el área de cría (m^2), la altura media y la longitud (m). Como variables intrínsecas de los nidos se incluyeron la altura desde el suelo a la que estaban contruidos (m), su orientación y profundidad (m). Además, para las dos últimas temporadas, se analizaron posibles variaciones interanuales y efectos del ambiente (urbano y rural) sobre el tamaño medio de la puesta, el éxito de eclosión, el tamaño de la nidada (*brood size*), el éxito reproductivo y la productividad, mediante la prueba estadística no paramétrica de Wilcoxon (Zimmerman et al. 1993).

RESULTADOS

Áreas de nidificación

En total se identificaron 23 colonias de loro barranquero en el área relevada (Figura 25). La distancia media de los sitios de anidación al parque urbano utilizado como dormitorio fue de 14,5 km (DE = 5,6 km; rango = 1,88 km - 30 km). Alrededor del 50% de las colonias se ubicaban a menos de 10 km del dormitorio comunal, y todas ellas se encontraban en sustratos de origen antrópico. El 57% de los sitios de nidificación se encontraban en ambientes urbanos, y el resto en áreas rurales.

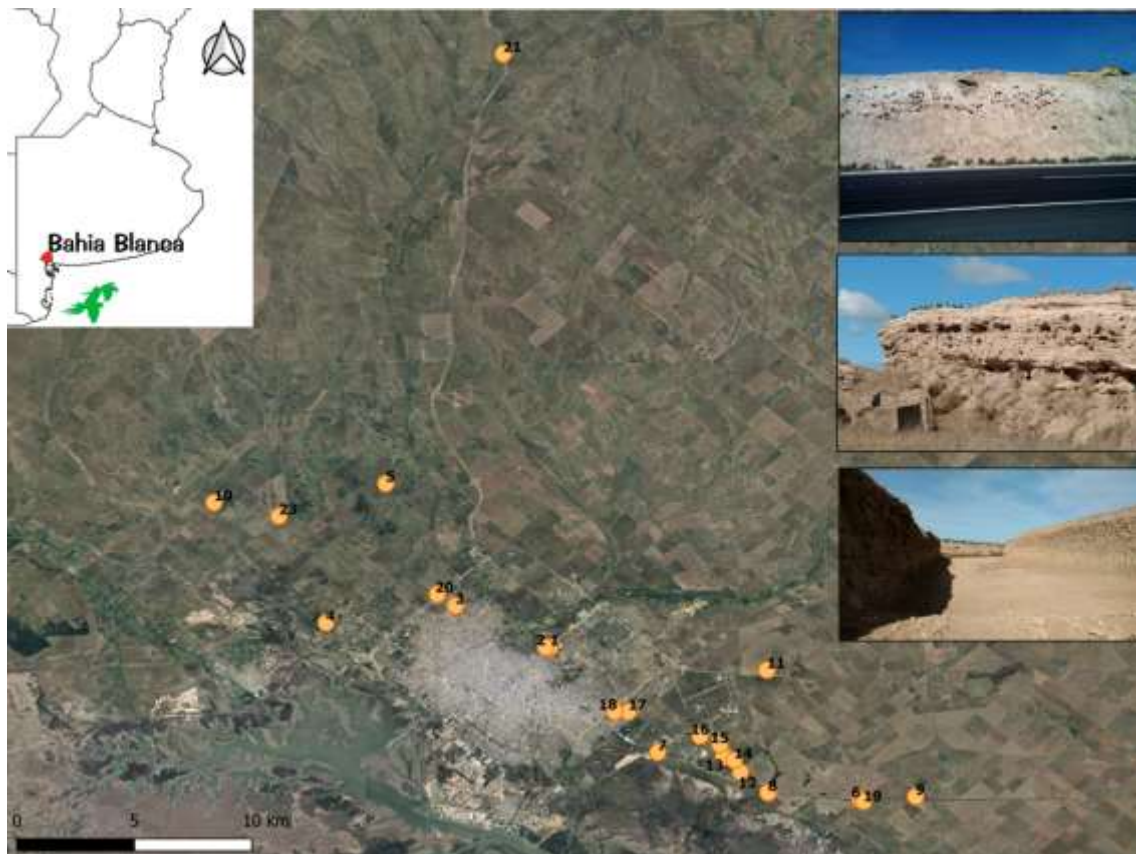


Figura 25. Sitios de nidificación de loro barranquero en áreas urbanas y rurales de la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina.

A lo largo del estudio se detectaron, además, cuatro colonias de anidación ubicadas sobre sustratos naturales, todas ellas dispuestas sobre tramos de barranca junto a cursos de agua, y en su mayoría localizadas dentro de campos privados (Figura 26). Considerando la dificultad que implicaba acceder a estos sitios para contabilizar a las parejas anidando y para estimar la superficie de estos bordes de arroyos, y teniendo en cuenta su aporte minoritario a la población reproductora (menos de 40 parejas anuales en total) se las excluyó de los análisis. Por razones similares tampoco se consideraron dos colonias ubicadas sobre sustratos antropogénicos, una cantera sin actividad y un borde de camino.



Figura 26. Colonias de loro barranquero detectadas en ambientes naturales en las inmediaciones de la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina. Se indica el ambiente, sustrato y su localización.

El 74% de los sitios de anidación correspondió a canteras y el 26% a taludes en bordes de camino (Figura 27). Todas las canteras y todos los taludes visitados y que tenían una altura mayor a dos metros estaban colonizados por la especie o lo estuvieron prontamente después de su apertura. De las 17 canteras relevadas, el 59% se ubicó en áreas urbanas, mientras que el 41% se asoció con ambientes rurales. Once de las 17 canteras en las que se detectó actividad reproductiva (65%) se encontraban abandonadas al momento de los relevamientos, mientras que el resto estaban en uso, con maquinaria dedicada a la extracción de áridos. El porcentaje de colonias asociadas con canteras activas en simultáneo con la actividad reproductiva de los loros varió entre el 18,7% en 2018 y el 29,4% en 2021. Mientras la mayoría de las canteras se mantuvieron en la misma condición de explotación durante todo el periodo de estudio, tres de ellas

alternaron la actividad e inactividad entre años sucesivos (colonias 5, 14 y 15), considerándolas en la categoría de canteras activas al momento de calcular los porcentajes antes mencionados. De los seis perfiles cortados para la construcción de caminos o rutas, tres se ubicaron en áreas urbanas y tres correspondieron a bordes de camino rurales. Dos de estos perfiles fueron abiertos como parte de la construcción de rutas en el año 2018 y fueron colonizados al año siguiente (colonias 20 y 21).

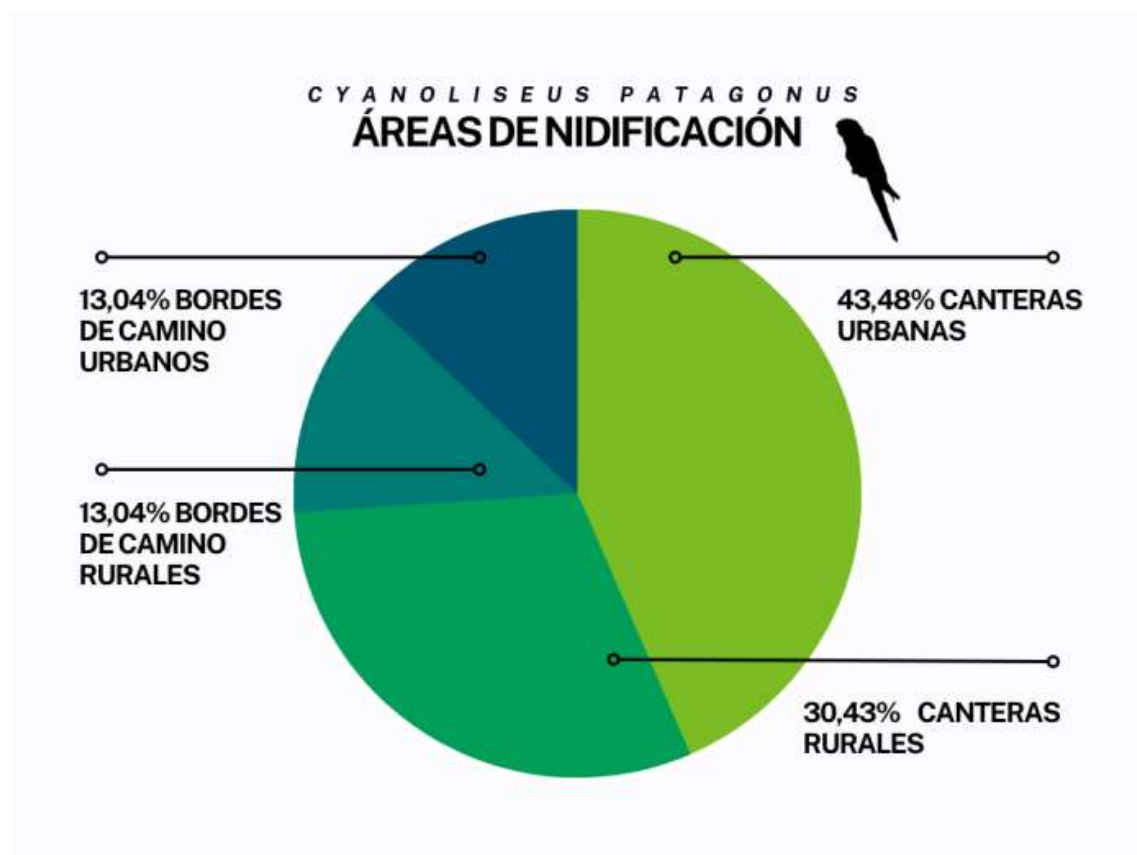


Figura 27. Distribución de los sitios de anidación de loro barranquero en distintos sustratos antrópicos en la ciudad de Bahía Blanca e inmediaciones, provincia de Buenos Aires, Argentina.

El número de sitios censados cada año varió en función de las dificultades para acceder a las propiedades privadas donde se ubican y a la apertura de nuevos sitios que fueron colonizados por la especie. A pesar de estas restricciones, 14 sitios de nidificación pudieron visitarse de manera regular en cada estación reproductiva durante todo el periodo de estudio. De manera similar, la superficie utilizada para anidar en ocasiones

varió de año a año para un mismo sitio por la apertura de nueva superficie de taludes o de barrancas (Tabla 12).

Colonia N°	Área (m ²) 2018	Área (m ²) 2019	Área (m ²) 2021	Área (m ²) 2022	Ubicación	Sustrato
1	514,57	514,57	514,57	514,57	Urbano	Canteras
2	740,13	740,13	740,13	740,13	Urbano	Bordes de camino
3	105,00	105,00	105,00	105,00	Urbano	Canteras
4	276,86	276,86	276,86	276,86	Urbano	Canteras
5	677,14	677,14	1364,39	1364,39	Rural	Canteras
6	228,06	228,06	228,06	228,06	Rural	Bordes de camino
7	240,61	240,61	240,61	240,61	Urbano	Bordes de camino
8	359,21	359,21	359,21	359,21	Rural	Canteras
9	602,45	602,45	Sin datos	Sin datos	Rural	Canteras
10	585,42	468,12	468,12	1093,27	Rural	Canteras
11	3287,50	3287,50	2913,48	2850,58	Rural	Canteras
12	564,16	564,16	564,16	Sin datos	Urbano	Canteras
13	1316,35	1316,35	1316,35	1316,35	Urbano	Canteras
14	1922,96	3482,58	5259,68	5259,68	Urbano	Canteras
15	8146,53	8146,53	7259,21	6177,86	Urbano	Canteras
16	1055,16	1055,16	1055,16	1055,16	Urbano	Canteras
17	789,04	789,04	789,04	789,04	Urbano	Canteras
18	836,20	836,20	836,20	836,20	Urbano	Canteras
19	204,10	204,10	204,10	Sin datos	Rural	Canteras
20	No existía	665,33	665,33	817,26	Urbano	Bordes de camino
21	No existía	1357,59	3937,27	1955,56	Rural	Bordes de camino
22	178,85	178,85	Sin datos	Sin datos	Rural	Bordes de camino
23	112,00	Sin datos	112,00	Sin datos	Rural	Canteras
Total (m ²)	22247,43	26207,61	29209,00	25979,86		

Tabla 12. Área (m²) de nidificación utilizada por el loro barranquero en cada colonia y en cada temporada reproductiva en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, entre los años 2018 y 2022.

Abundancia de parejas reproductoras

El tamaño de las colonias varió entre tres y 645 parejas reproductoras (Tabla 13). Entre el 60% y casi el 80% del total de las parejas detectadas cada año utilizan barrancas urbanas para anidar, mientras que el resto anida en barrancas antropogénicas asociadas con ambientes rurales. Los valores medios del número de parejas reproductoras por sitio

de nidificación no mostraron diferencias significativas entre años ($F = 0,003$; $P = 0,99$). El número total máximo de parejas reproductoras (1612) se registró durante la temporada 2019, distribuidas en 22 sitios de nidificación (Tabla 14), aunque sólo fue ligeramente superior al número de parejas registrado durante el resto de temporadas (8% por encima de la media interanual).

Colonia N°	Parejas reproductoras				Sustrato
	2018-2019	2019-2020	2021-2022	2022-2023	
1	41	85	25	72	Cantera
2	130	125	112	72	Borde de camino
3	8	3	3	3	Cantera
4	5	Sin loros	Sin loros	Sin loros	Cantera
5	84	103	59	73	Cantera
6	5	11	17	9	Borde de camino
7	16	16	10	6	Borde de camino
8	10	13	36	39	Cantera
9	12	28	Sin censar	Sin censar	Cantera
10	33	57	18	68	Cantera
11	163	166	240	242	Cantera
12	19	31	13	Sin censar	Cantera
13	69	56	47	38	Cantera
14	75	111	123	129	Cantera
15	645	554	498	367	Cantera
16	29	59	65	54	Cantera
17	19	68	43	41	Cantera
18	Sin loros	16	17	8	Cantera
19	Sin censar	11	7	Sin censar	Cantera
20	No existía	49	59	81	Borde de camino
21	No existía	35	147	131	Borde de camino
22	Desconocida	15	Sin censar	Sin censar	Borde de camino
23	Sin loros	Sin censar	6	Sin censar	Cantera

Tabla 13. Colonias de loro barranquero detectadas en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, y en el área rural circundante en un radio de 30 km en cuatro temporadas reproductivas desde 2018/19 hasta 2022/23. Se informa el número de parejas reproductoras contabilizadas por colonia y por año, y el sustrato antropogénico sobre el que se estableció cada colonia.

Año	N° de parejas reproductoras	Sitios de nidificación	Área (m ²)	Densidad media de nidos
2018	1363	18	22247	0,061
2019	1612	22	26095	0,062
2021	1545	21	29209	0,053
2022	1433	18	25979	0,055

Tabla 14. Número total de parejas reproductoras de loro barranquero detectadas en los diferentes años muestreados, número de sitios censados, área total de anidación en m² y densidad promedio anual de nidos (nidos/m²) en la ciudad de Bahía Blanca e inmediaciones, provincia de Buenos Aires, Argentina.

Densidad de nidos

La densidad mínima por colonia fue de 0,009 nidos/m² y la densidad máxima de 0,17 nidos/m² (Tabla 15). La densidad promedio de nidos en todos los sitios de nidificación no varió de manera significativa entre las cuatro temporadas ($F = 0,603$; $P = 0,615$). No se encontraron diferencias en la densidad media de nidos entre sitios en ambientes urbanos y rurales, y esta homogeneidad se mantuvo entre años ($F = 0,578$; $P = 0,631$; Figura 28).

Sitio N°	Densidad de nidos (nidos/m2)			
	2018	2019	2021	2022
1	0,079	0,165	0,048	0,139
2	0,175	0,168	0,151	0,097
3	0,076	0,028	0,028	0,028
4	0,018	Sin loros	Sin loros	Sin loros
5	0,124	0,152	0,043	0,053
6	0,021	0,048	0,074	0,039
7	0,066	0,066	0,041	0,024
8	0,027	0,036	0,100	0,108
9	0,019	0,046	Sin censar	Sin censar
10	0,056	0,121	0,038	0,062
11	0,049	0,050	0,082	0,084
12	0,033	0,054	0,023	Sin censar
13	0,052	0,042	0,035	0,028
14	0,039	0,031	0,023	0,024
15	0,079	0,068	0,068	0,059
16	0,027	0,055	0,061	0,051
17	0,024	0,086	0,054	0,051
18	Sin loros	0,019	0,020	0,009
19	Sin censar	0,053	0,034	Sin censar
20	No existía	0,073	0,088	0,099

21	No existía	0,025	0,037	0,066
22	Desconocida	0,083	Sin censar	Sin censar
23	Sin loros	Sin censar	0,053	Sin censar

Tabla 15. Densidad de nidos de loro barranquero (nidos activos/m²) para cada sitio de nidificación y para cada temporada reproductiva en sustratos de anidación antrópicos en la ciudad de Bahía Blanca e inmediaciones, provincia de Buenos Aires, Argentina.

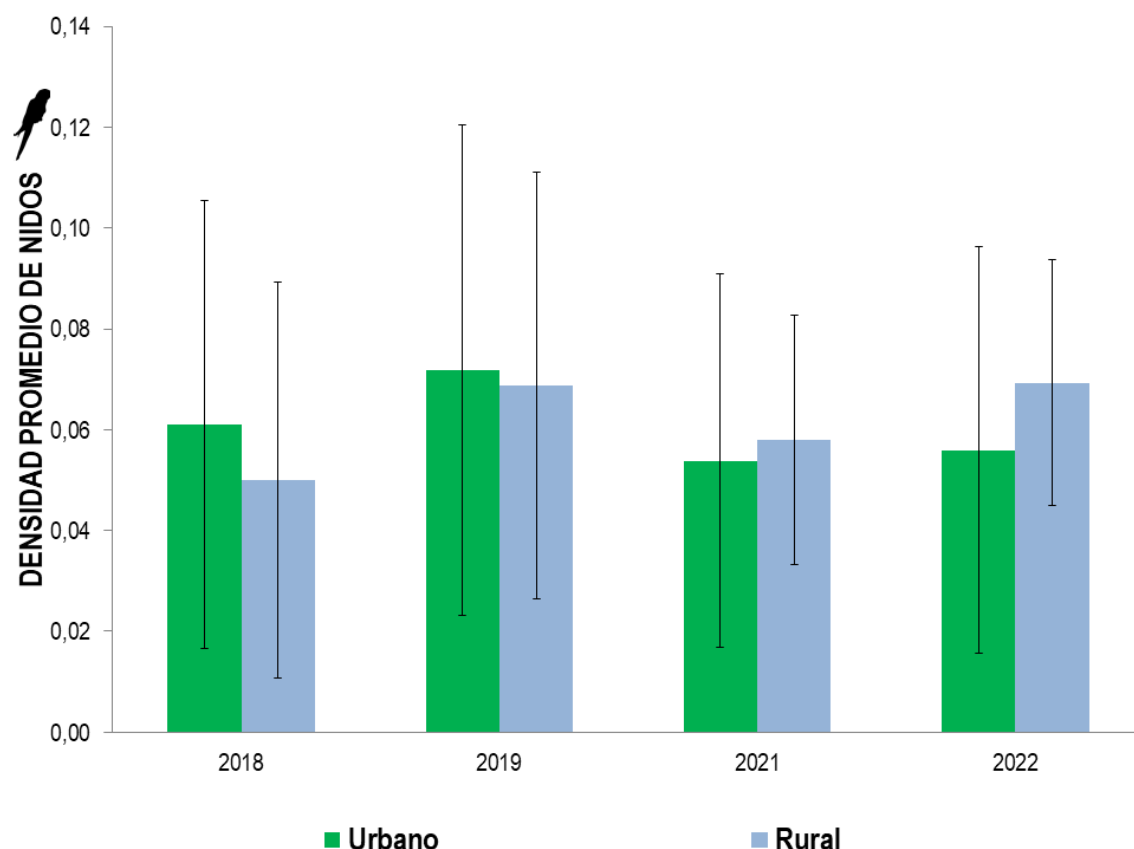


Figura 28. Densidad media de nidos de loro barranquero (nidos activos/m²) asociados con ambientes urbanos y rurales en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, y alrededores, durante cuatro temporadas reproductivas. Las barras verticales representan el desvío estándar.

Tampoco se halló una variación significativa en la densidad de nidos entre las canteras ubicadas en ambientes urbanos y en ambientes rurales ($F = 0,168$; $P = 0,918$) ni entre las canteras activas y sin actividad ($F = 0,641$; $P = 0,592$). La densidad media de nidos del total de los sitios sí resultó significativamente mayor en ambientes asociados con bordes de camino respecto de las canteras ($F = 4,133$; $P = 0,046$; Figura 29), y, a su vez, mayor en los bordes de camino urbanos respecto de los bordes de camino rurales ($F =$

4,981; $P = 0,047$; Figura 30). Ambas diferencias fueron apoyadas, además, por el test complementario de Bonferroni, con valores de $P = 0,049$ y $P = 0,042$, respectivamente. Por último, la densidad media de nidos en 2019, no varió de manera significativa con respecto a 2018 ($F = 0,808$; $P = 0,377$) para las 14 colonias censadas en todas las temporadas, pese a que entre ambas temporadas se produjo la apertura y colonización de dos nuevos sitios (colonias 20 y 21). Tampoco se observaron cambios en las temporadas siguientes ($F = 0,699$; $P = 0,557$).

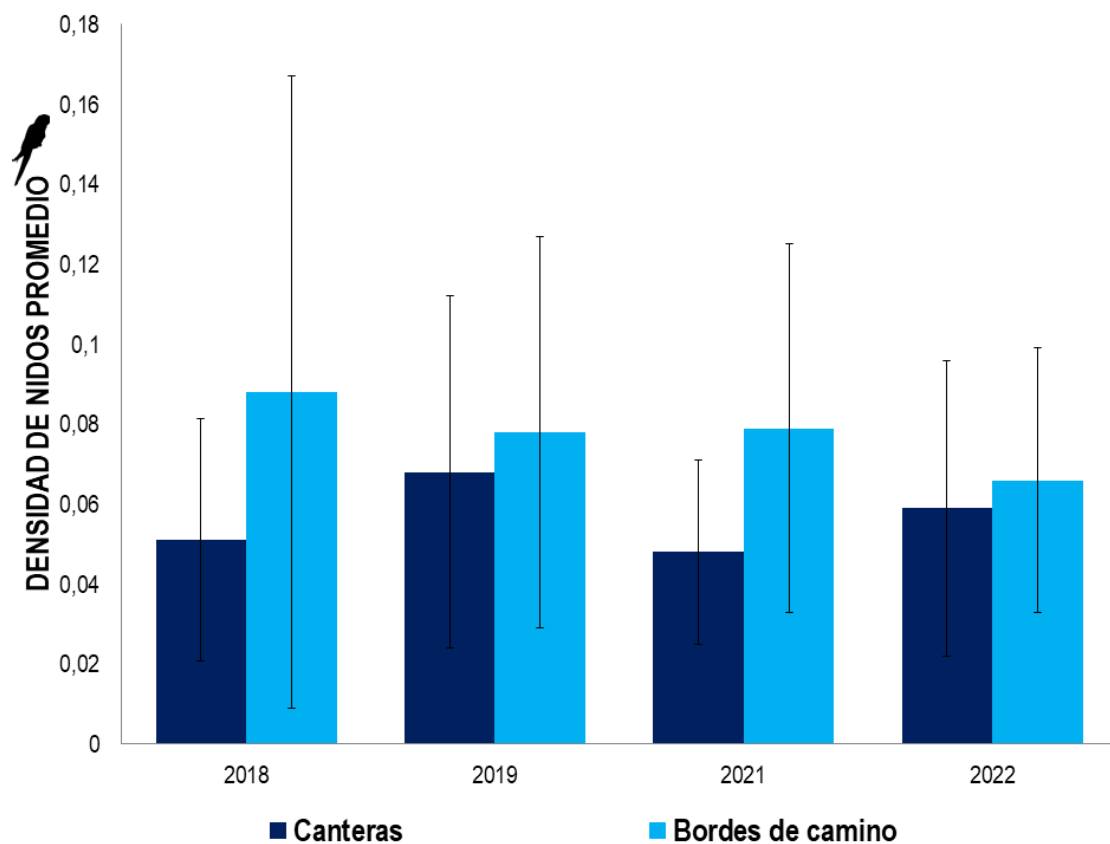


Figura 29. Densidad promedio de nidos de loro barranquero (nidos activos/m²) en colonias asociadas con bordes de camino y con canteras en los años 2018, 2019, 2021 y 2022, en la ciudad de Bahía Blanca y alrededores, provincia de Buenos Aires, Argentina. Las barras corresponden al desvío estándar.

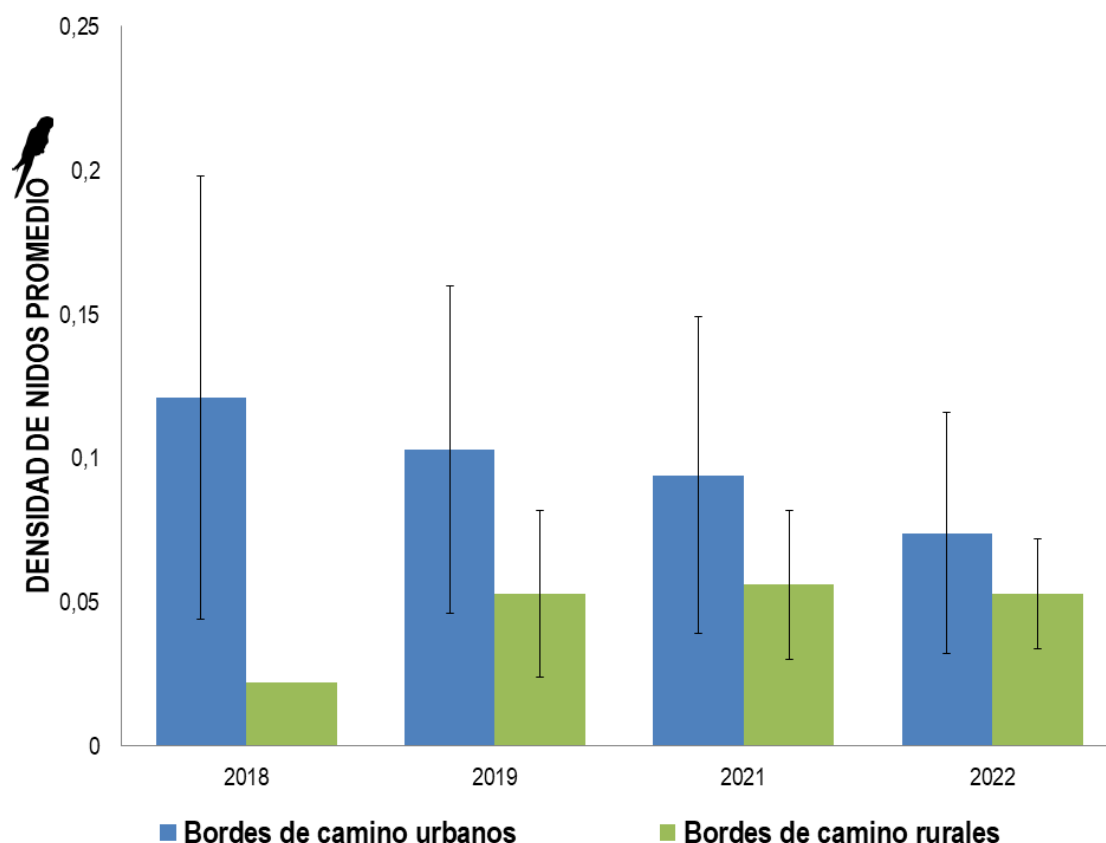


Figura 30. Densidad promedio de nidos de loro barranquero (nidos activos/m²) en colonias asociada con bordes de camino urbanos y bordes de camino rurales en las cuatro temporadas reproductivas 2018, 2019, 2021 y 2022, en la ciudad de Bahía Blanca y alrededores, provincia de Buenos Aires, Argentina. Las barras corresponden al desvío estándar.

Tamaño de la población y fracción reproductora

El número de loros censados en diciembre en el dormidero comunal osciló entre 5095 en 2022 y 5802 en 2018, con una media de 5448 individuos. El número medio de parejas reproductoras fue de 1488. La fracción no reproductora osciló entre un mínimo correspondiente al 36,91% de la población en diciembre de 2019, y un máximo de 53,02% en diciembre de 2018 (Tabla 16), sin mostrar diferencias significativas entre las cuatro temporadas reproductivas ($\chi^2 = 7,815$; $gl = 3$; $P = 0,8$).

Temporadas	Población total sin juveniles	Parejas reproductoras	Fracción reproductora (%)	Colonias
2018-19	5802	1363	46,98	18
2019-20	5110	1612	63,09	22
2021-22	5845	1545	52,63	21
2022-23	5095	1433	56,25	18

Tabla 16. Número máximo de individuos de loro barranquero censados en el dormitorio comunal en diciembre (tamaño de la población previo a la incorporación de los juveniles de la temporada), número de parejas reproductoras, fracción reproductora (%) y colonias censadas en un área de 30 km de radio alrededor de la ciudad Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina.

Proporción de juveniles y productividad media anual

La proporción de juveniles varió entre $0,15 \pm 0,11$ (aproximadamente un juvenil por cada seis adultos) en febrero de 2019 y un máximo de $0,32 \pm 0,10$ (aproximadamente un juvenil por cada dos adultos) en febrero de 2023. La proporción de juveniles varió significativamente entre los años estudiados ($F = 8,33$; $P < 0,0001$), con valores significativamente superiores en febrero de 2023 respecto a los calculados para el mismo mes en 2019 ($P = 0,0002$), en 2020 ($P = 0,02$) y en 2022 ($P = 0,04$). La productividad mínima de juveniles correspondió a la temporada 2021-2022 y fue de $1,16 \pm 0,46$ juveniles por pareja, mientras que el pico de productividad se estimó para la temporada 2022-2023, con $2,27 \pm 0,68$ juveniles por pareja (Tabla 17).

Estación	Población total con presencia de juveniles	Proporción de juveniles	Número de juveniles	Productividad (juveniles/ parejas reproductoras)
2018-19	12693	$0,15 \pm 0,11$ (8)	1873 ± 1354	$1,37 \pm 0,99$
2019-20	12972	$0,22 \pm 0,08$ (17)	2824 ± 1031	$1,8 \pm 0,64$
2021-22	7739	$0,23 \pm 0,09$ (21)	1786 ± 715	$1,16 \pm 0,46$
2022-23	10024	$0,32 \pm 0,10$ (15)	3247 ± 988	$2,27 \pm 0,68$

Tabla 17. Número máximo de loros barranqueros contados en el dormitorio comunal de la ciudad Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, en febrero (tamaño de la población con presencia de los juveniles de la temporada), proporción de juveniles, número estimado de juveniles y productividad por pareja ($\pm$ desvío estándar) en cuatro temporadas reproductoras. Los valores entre paréntesis indican el

número de muestreos. En todos los casos la medida de dispersión utilizada corresponde al desvío estándar (DE).

Supervivencia de nidos y parámetros reproductivos

Se realizó el seguimiento de 98 nidos en tres temporadas, 24 nidos en 2019-2020, 33 en 2021-2022 y 41 nidos en 2022-2023. Los valores medios y desvíos estándar de altura y longitud (m) de las diez barrancas con actividad reproductiva en que se ubicaban estos nidos fueron, respectivamente, $3,69 \pm 1,30$ (rango = 2,5; 7,23 m) y $95,13 \pm 90,86$ (rango = 12,20; 263 m), y la superficie promedio $446,08 \pm 507,96\text{m}^2$ (rango = 38,85; 1357 m^2). Del total de nidos estudiados, 49 se ubicaban en barrancas asociadas con ambientes urbanos y 49 con ambientes rurales. A su vez, 35 se ubicaban sobre barrancas orientadas hacia el NO, 23 con dirección O, 10 se orientaron al SO, 15 al SE, 10 hacia el E y cinco al S. Para las dos últimas temporadas reproductivas se midieron la profundidad y la altura media de los nidos, cuyos valores fueron $1,56 \pm 0,67$ m (rango = 0,55; 2,8 m) y $2,5 \pm 0,60$ m (rango = 1,5; 3,50 m), respectivamente.

Pese a los esfuerzos destinados al monitoreo de nidos durante 2019-2020, el número de cavidades muestreadas fue particularmente bajo ($n = 24$), por ende quedó excluido de los análisis del Programa Mark. Aun así, los datos obtenidos permitieron estimar los principales parámetros reproductivos para este período, aunque estos valores no se compararon con los de las últimas dos temporadas reproductivas 2021-2022 y 2022-2023, años para los que el tamaño muestral permitió un análisis más detallado. El éxito de eclosión en la temporada 2019-2020 se calculó a partir de 19 nidos que se hallaron en el estadio de huevos (Tabla 18). El tamaño de puesta promedio fue $3,25 \pm 1,10$ huevos/nido (rango = 2-5 huevos), y el número total de huevos eclosionados fue 41, con una media de $2,16 \pm 1,64$ huevos eclosionados por nido (rango = 0-5). El éxito aparente estimado a partir de la totalidad de nidos fue del 46% (11 nidos exitosos del total de 24

monitoreados). Las causas de falla de los otros 13 nidos fueron, depredación y saqueo (n = 2), mortalidad de pichones y/o adultos en el interior de los huecos por causas desconocidas (n = 6), abandono en el estadio de huevos (n = 2) y derrumbe de cuevas (n = 3). El número total de volantones producidos fue 30 para un total de 11 nidos exitosos (Figura 31), lo que representa el 58,82% del total de pichones, es decir, $1,25 \pm 1,54$ juveniles emplumados por pareja reproductora (rango = 0-4; n = 24 parejas reproductoras).

ID nido	H	PE	PM	EE
1	5	5	0	1
2	2	1	0	0,50
3	3	3	3	1
4	3	3	2	1
5	3	1	0	0,33
6	3	2	0	0,67
7	5	0	0	0
8	4	4	0	1
9	2	2	0	1
10	2	0	0	0
11	2	0	0	0
12	2	0	0	0
13	5	0	0	0
14	3	3	3	1
15	3	3	3	1
16	4	4	4	1
17	5	4	4	0,80
18	3	3	3	1
19	3	3	3	1
Promedio	$3,25 \pm 1,10$	$2,16 \pm 1,64$	$1,31 \pm 1,63$	$0,66 \pm 0,44$

Tabla 18. Éxito de eclosión de loro barranquero en barrancas antropogénicas de la ciudad de Bahía Blanca y alrededores, durante la temporada reproductiva 2019-2020. H: Número de huevos. PE: pichones eclosionados. PM: pichones maduros. EE: éxito de eclosión.



Figura 31. Actividad reproductiva y éxito de cría de loro barranquero en colonias ubicadas sobre sustratos antropogénicos en ambientes urbanos y rurales de la región de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, durante la temporada 2019-2020.

En la temporada 2021-2022 se registró un tamaño de puesta promedio de $3,47 \pm 1,14$ huevos/nido (rango = 1-5 huevos), y una media de $2,93 \pm 1,30$ huevos eclosionados por nido (rango = 0-5; Tabla 19). El éxito aparente estimado a partir de la totalidad de nidos fue del 64% (21 nidos exitosos del total de 33 monitoreados). Las causas de falla de los otros 12 nidos fueron depredación y saqueo ($n = 9$), y mortalidad de pichones en el interior de los huecos por causas desconocidas ($n = 3$). El número total de volantones producidos fue 69 para un total de 21 nidos exitosos, lo que representa el 73,4% del total de pichones, es decir, $2,09 \pm 1,74$ juveniles emplumados por pareja reproductora (rango = 0-5, $n = 33$ parejas reproductoras; Tabla 19). En la estación reproductiva 2022-2023, el tamaño de la puesta promedio fue de $4,09 \pm 0,75$ huevos/nido (rango = 2-5 huevos). El número medio de huevos eclosionados por nido fue de $3,36 \pm 1,36$ (rango =

0-5). El éxito aparente calculado a partir de la totalidad de los nidos fue del 87% (34 nidos exitosos del total de 39 nidos monitoreados). Las causas de fallo de los otros cinco nidos fueron depredación ($n = 2$), abandono ($n = 2$) y mortalidad de pichones dentro de las cavidades por causas desconocidas ($n = 1$). El número total de volantones producidos fue 112 para un total de 34 nidos exitosos, lo que representa el 85% del total de pichones, es decir, $2,87 \pm 1,38$ juveniles emplumados por pareja reproductora (rango = 0-6, $n = 39$ parejas; Tabla 19).

Temporada	Tamaño de puesta promedio	Éxito de eclosión	Éxito reproductivo	Tamaño promedio de nidada	Productividad
2021-2022	$3,47 \pm 1,14$ ($n = 30$)	$0,78 \pm 0,32$ ($n = 30$)	$0,67 \pm 0,002$ ($n = 33$)	$3,47 \pm 0,68$ ($n = 21$)	$2,09 \pm 1,74$ ($n = 33$)
2022-2023	$4,09 \pm 0,75$ ($n = 22$)	$0,80 \pm 0,29$ ($n = 22$)	$0,88 \pm 0,001$ ($n = 39$)	$3,53 \pm 0,75$ ($n = 34$)	$2,87 \pm 1,38$ ($n = 39$)

Tabla 19. Tamaño de puesta promedio (huevos por nido), éxito de eclosión, éxito reproductivo, tamaño de nidada y productividad (juveniles por pareja reproductora) de loro barranquero en sustratos antropogénicos de anidación en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, y alrededores, durante las temporadas reproductivas 2021-2022 y 2022-2023.

El tamaño medio de la puesta fue significativamente mayor en 2022-2023 respecto de la temporada anterior ($W = 693$; $P = 0,029$). No se hallaron diferencias significativas interanuales en el éxito de eclosión, en el tamaño de la nidada ni en la productividad ($P > 0,078$), ni tampoco en estos parámetros entre los ambientes urbano y rural ($P > 0,08$).

Durante la última temporada se hallaron dos nidos con características inusuales que no fueron incluidos en los análisis. Por un lado, en el interior de un nido se observaron seis pichones en reiterados monitoreos. Se desconoce si procedieron de la misma puesta, ya que la cavidad comenzó a monitorearse luego de la eclosión. Por otro lado, en noviembre de 2022 se observó una cavidad con cuatro pichones emplumados, a los que se agregaron, un mes después, otros cuatro huevos, todos dispuestos en la misma

cámara. Tres de los pichones identificados inicialmente lograron abandonar el nido, mientras que los cuatro huevos y el pichón restante fueron depredados en el transcurso de la temporada.

Para las temporadas 2021-2022 y 2022-2023, se analizaron un total de 68 nidos con el programa Mark. La longitud de los períodos de monitoreo fue 94 días para 2021-2022 (desde el 1 de noviembre hasta el 16 de febrero, $n = 30$) y 80 días para 2022-2023 (desde el 31 de octubre hasta el 29 de enero; $n = 38$). El modelo que ofreció el mejor ajuste para la totalidad de los nidos es el que supone una tasa de supervivencia constante, con un $DSR = 0,9959$ ($n = 68$; $EE = 0,0010$). Sin embargo, se percibe un pequeño efecto del avance de la estación reproductiva ($\Delta AICc = 1,44$; Tabla 20), que indica que la supervivencia disminuye sutilmente a medida que progresa el ciclo, pasando de un $DSR = 0,9971$ ($EE = 0,0015$) a comienzos del periodo de cría, hasta un valor de $DSR = 0,9814$ ($EE = 0,0371$) al final.

En el caso de los análisis por temporada, se observó que el modelo que ofreció el mejor ajuste para los nidos en 2021-2022 también es el que supone una tasa de supervivencia constante (Tabla 20), con un $DSR = 0,9934$ ($n = 30$, $EE = 0,00207$). En base a este valor, el éxito reproductivo sería de 67,21 ($0,9934^{60}$). Se percibe un leve efecto del avance de la estación reproductiva ($\Delta AICc = 1,89$) que también indicaría que la supervivencia disminuye a medida que progresa el ciclo, pasando de un $DSR = 0,9945$ ($EE = 0,0034$), hasta un valor de $DSR = 0,9909$ ($EE = 0,0088$) al final del periodo. El valor de la tasa de supervivencia diaria constante en la temporada 2022-2023 fue de $DSR = 0,9979$ ($n = 38$, $EE = 0,0010$). El éxito reproductivo entonces ascendió a 88,39 ($0,9979^{60}$). Al igual que en la primera temporada, el efecto de la estación presentó un $\Delta AICc = 1,83$, mayor que el correspondiente al modelo nulo (Tabla 20), en este caso,

pasando de un DSR= 0,9985 (EE = 0,0015) hasta un valor de DSR = 0,9962 (EE = 0,0055) al finalizar el ciclo reproductivo.

Temporadas	Modelo	AICc	$\Delta AICc$	W	K	Desvío
21-22 y 22-23 n = 68	B0 (DSR cte.)	117,5115	0,0000	0,40252	1	115,5103
	Estación	118,9614	1,4499	0,19496	2	114,9579
21-22 n = 30	B0 (DSR cte.)	73,6273	0,0000	0,41874	1	71,6246
	Estación	75,5205	1,8929	0,16252	2	71,5120
22-23 n = 38	B0 (DSR cte.)	41,5166	0,0000	0,41664	1	39,5145
	Estación	43,3484	1,8318	0,16672	2	39,3421

Tabla 20. Comparación del modelo nulo (DSR constante) con el modelo que incorpora el efecto del avance de la estación reproductiva (Estación) para los nidos de loro barranquero anidando en colonias ubicadas sobre sustratos antropogénicos en ambientes urbanos y rurales de la región de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, durante 2021-2022 (n = 30), 2022-2023 (n = 38) y durante ambas temporadas (n = 68). Los modelos están ordenados de acuerdo al menor valor según el Criterio de Información de Akaike (AICc). w: probabilidad de que un determinado modelo sea el de mejor ajuste, K: número de parámetros. Los cálculos fueron realizados con el programa MARK (White & Burnham 1999).

Si bien los análisis no alcanzan para descartar la hipótesis nula de igualdad en los valores anuales de éxito reproductivo de la especie ($W = 1067,5$; $P = 0,078$), sí detectan un incremento significativo en esta variable para las colonias de nidificación urbanas durante la temporada 2022-2023 respecto de la temporada inmediata anterior ($W = 449$; $P = 0,03$).

El análisis del éxito reproductivo del total de los nidos para las dos temporadas (n = 68) seleccionó como variables explicativas la longitud y la superficie de la barranca, la orientación SE de los nidos, su altura sobre el suelo, y los sustratos bordes de caminos y canteras activas (Tabla 21). Siete modelos presentaron valores de $\Delta AICc \leq 2$ y la suma de los pesos de Akaike fue de 58%. La orientación SE del nido resultó ser la variable explicativa común a todos los modelos. Los valores de beta son positivos para las variables orientación SE, canteras activas y altura de los nidos, sugiriendo que los nidos más altos, orientados en dicha dirección y contruidos sobre las barrancas de canteras

activas tienen mayores tasas de supervivencia diaria. Se obtuvieron valores de beta negativo para los bordes de camino y para la longitud y superficie de la barranca.

Modelo	AICc	$\Delta AICc$	w	K	Desvío
B0 + SE + Cantera activa	112,4561	0,0000	0,13828	3	106,4490
B0 + SE + Borde de camino	112,5054	0,0493	0,13492	3	106,4984
B0 + SE + Borde de camino + Longitud de barranca	113,3363	0,8802	0,08905	4	105,3245
B0 + SE + Borde de camino +Altura de nido	114,2538	1,7977	0,05629	4	106,2420
B0 + SE	114,2643	1,8082	0,05599	2	110,2608
B0 + Longitud de barranca +SE + Cantera activa	114,4432	1,9871	0,05120	4	106,4314
B0 + SE + Cantera activa + Superficie de barranca	114,4598	2,0037	0,05078	4	106,4481
B0 (DSR cte.)	117,5115	5,0554	0,01104	1	115,5103
Estación	118,9614	6,5053	0,00535	2	114,9579

Tabla 21. Modelos para explicar la supervivencia de nidos de loro barranquero criando en ambientes urbanos y rurales de la región de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina, durante las temporadas 2021-2022 y 2022-2023 (n = 68), desarrollados con el programa MARK (White & Burnham 1999). Los modelos están ordenados de acuerdo al menor valor según el Criterio de Información de Akaike (AICc). w: probabilidad de que un determinado modelo sea el de mejor ajuste, K: número de parámetros.

DISCUSIÓN

En términos generales, la baja disponibilidad de áreas de anidación y la degradación del hábitat son los factores que más restringen a las poblaciones de aves rupícolas (Newton 1998; García-Lau & Vives 2016). En consecuencia, la confirmación de la capacidad del loro barranquero para anidar en barrancas antropogénicas, incluyendo canteras y taludes de rutas y caminos, y aún en sectores urbanos y en áreas rurales próximas a la ciudad, resultan datos alentadores para los esfuerzos destinados a su conservación. Los censos en los sitios de nidificación demuestran que entre el 60% y casi el 80% de las parejas de loro barranquero detectadas cada año en el área de estudio de esta tesis seleccionan barrancas antropogénicas urbanas para anidar, mientras que el resto lo hace en barrancas

antropogénicas asociadas con ambientes rurales. Este comportamiento se describe como una innovación para la especie (Tella et al. 2014) y podría obedecer a un desplazamiento de las poblaciones hacia áreas donde la escasez de sustratos naturales actúe como una limitante para la actividad reproductiva, como es el caso en el área de estudio, donde las barrancas naturales se restringen a algunos tramos de bordes de los escasos cursos de agua que la recorren (Canale 2015). De este modo, las canteras y los taludes antropogénicos podrían representar una pieza clave para la presencia y la abundancia del loro barranquero en una región que le provee otros recursos como áreas de dormitorio comunal, recursos alimenticios y fuentes de agua.

Más allá de eso, las propias barrancas antropogénicas podrían ofrecer alguna ventaja, real o percibida, al momento de la selección del sitio para anidar. Estas ventajas podrían asociarse con características como la altura, que en algunos sitios del área de estudio resulta mayor respecto de los acantilados naturales, o con el ángulo del acantilado típicamente vertical en las canteras, que podría estar asociado a una mayor protección contra los depredadores. A menudo, los sustratos antropogénicos pueden ofrecer mayores superficies de nidificación, lo que puede permitir el establecimiento de colonias más grandes. En este estudio, el mayor número de parejas reproductoras de loro barranquero (entre el 60% y el 70%) se asoció, en todas las temporadas, con las canteras que presentaron algún grado de actividad antrópica, concentrándose preferentemente en tres de ellas que, además, son las que poseen los barrancos de mayor extensión. Se mantiene así la correlación positiva entre el tamaño de la barranca y el número de parejas reproductoras reportado por Tella y colaboradores (2014). Pese a que aun no se han desarrollado estudios acerca del efecto del tamaño de las colonias sobre el éxito reproductivo del loro barranquero, la especie ostenta el record global como el

psitácido con las mayores colonias conocidas en sitios donde los acantilados naturales no representan una limitante (Masello & Quillfeldt 2004 b; Masello et al. 2006).

A esto podría sumarse una eventual reducción del riesgo de depredación en función de la composición y abundancia del ensamble de predadores en ambientes más antropizados respecto de áreas riparias con un mayor predominio de vegetación nativa. Sin embargo, si bien las ciudades pueden funcionar como refugios que minimizan el riesgo de predación (Rebolo et al. 2017), se sabe que también pueden influir en la presencia y abundancia de predadores altamente eficientes y abundantes, de manera variable de acuerdo con factores geográficos y culturales (Díaz et al. 2013; Loss et al. 2013), aunque esto aún no se ha estudiado para esta especie en particular.

En las barrancas urbanas y rurales del área relevada se han observado carnívoros terrestres como el zorro pampeano *Lycalopex gymnocercus* y el hurón menor *Galictis cuja*, y reptiles como la culebra patagónica *Phylodryas patagoniensis* y el lagarto overo *Salvator merianae*. Éste último fue observado durante esta tesis en cuevas de loro barranquero ubicadas en uno de los ambientes naturales que no fue incluido en los análisis. Las especies mencionadas podrían alcanzar los nidos situados en la cima de los barrancos o cerca del suelo, haciendo así, que los barrancos de mayor tamaño y altura sean más seguros frente a estos depredadores. Especies como *Apus Apus* en España y *Cyanoliseus patagonus bloxami* en Chile construyen sus nidos en barrancos de tierra altos y evitan cavidades cerca del suelo, probablemente como mecanismo para reducir la probabilidad de ataques por depredadores terrestres (Corrales et al. 2013; Ramirez-Herranz et al. 2017).

De los 23 sitios muestreados, diez habían sido citados como activos por Canale (2015) y seguían alojando individuos reproductores durante los relevamientos de esta tesis. Un

sitio fue ocupado solo en 2018 por cinco parejas, al igual que lo reportado para 2014 (Canale 2015). Este estudio sumó 12 nuevas colonias a lo largo de los distintos años de muestreo. Cuatro de ellas (Tabla 12, sitios 1, 6, 9 y 17) pudieron no haber sido detectados anteriormente por fallas en la metodología de búsqueda. Una corresponde a una cantera que recién había sido abierta y permanecía no colonizada en el relevamiento anterior (Canale 2015) (Tabla 12, colonia 5) y las siete restantes (Tabla 12, sitios número 7, 14, 18, 20, 21, 22 y 23), corresponden a taludes y canteras abiertas desde 2015. Para el caso particular de los sitios 20 y 21, el movimiento de suelo comenzó aproximadamente en marzo de 2018 y las primeras observaciones de loros utilizando estos taludes se registraron en julio de 2019. El establecimiento de las colonias y la primera nidada exitosa en esos sitios se produjeron durante la temporada reproductiva 2019-2020, destacándose la rapidez de la especie para colonizar nuevos sitios de anidación.

La abundancia de parejas reproductoras calculada en este estudio fue similar a la reportada por Tella y colaboradores (2014), a pesar de la apertura de nuevos sitios. Este hallazgo, *a priori*, parece contrastar con la idea de dichos autores, quienes proponían que la población reproductora de la zona estaba limitada por la disponibilidad de lugares apropiados para la nidificación. No obstante, cabe destacar que los nuevos sitios de cría nunca superaron el 12% de superficie total respecto a la media interanual ya que, en muchos casos, estos compensaron la pérdida de frentes ocupados por la especie debido a la extracción de áridos en las canteras que resultaban en la anulación de la actividad reproductiva para esa temporada. Así pues, estos resultados siguen apoyando la hipótesis de que la reproducción del loro barranquero en el área de estudio se mantendría por debajo del límite impuesto por la disponibilidad de áreas de

nidificación, lo que también es coherente con la proporción de individuos no reproductores calculada.

La densidad de nidos promedio estimada en los 14 sitios de nidificación visitados todas las temporadas tampoco varió significativamente, aunque se detectó un incremento de nidos activos por m², que pasó de 0,061 en 2018 a 0,080 en 2019. En particular, dos de los nuevos sitios abiertos en el área de estudio, correspondientes a márgenes de carreteras (20 y 21), mostraron un aumento en el número de nidos activos por m² de 0,073 y 0,025 en 2019, a 0,099 y 0,066 en 2022, y en el número de parejas, de 84 en 2019 a 212 en 2022. Esta compensación entre la disminución de la abundancia de parejas en los barrancos tradicionales (14 sitios) y el aumento de parejas que colonizan los nuevos sitios podría indicar un posible desplazamiento de los loros hacia estos nuevos sustratos, posiblemente como respuesta a densidades en cierto modo excesivas en las antiguas colonias. A pesar de que el 74% de los sitios de anidación son canteras, y el 26% son bordes de caminos, la densidad de nidos fue mayor en los bordes de caminos. Esta diferencia podría obedecer, simplemente, a una mayor superficie disponible por sitio, en el caso de las canteras, o a una eventual preferencia por los bordes de camino que merece un análisis particular para esta especie, ya que a la fecha, la nidificación en bordes de camino ha sido escasamente descrita para unas pocas aves de otros grupos (Bro et al. 2000; Tagmann-Ioset et al. 2012; Novoa et al. 2021; Lera et al. 2023).

El uso de estos sustratos antropogénicos de nidificación, sumado a la capacidad de la especie para colonizar ambientes urbanos, ha permitido que el área relevada congregue una gran población reproductiva, quizás una de las mayores conocidas hasta la fecha, después de El Cóndor y La Lobería en la provincia de Río Negro (Masello et al. 2011). Aunque no se dispone de datos históricos, es probable que esta población reproductora

haya sido menor en el pasado debido a la limitación de sitios de nidificación antes que las actividades humanas en el área de estudio ofrecieran opciones antropogénicas como las canteras y taludes (Tella et al. 2014).

Si bien la evaluación del tamaño de la población es clave para la planificación de estrategias de conservación, estimar el número de individuos reproductores es particularmente difícil, sobre todo en el caso de las especies para las que no se dispone de información precisa sobre su biología reproductiva. En el caso de los loros, el comportamiento gregario disminuye en la temporada reproductiva, cuando las parejas reproductoras pueden estar mucho más asociadas a sus áreas de nidificación y, por tanto, suelen ser menos detectables (Casagrande & Beissinger 1997; Dénes et al. 2018).

Sin embargo, y más allá de las posibles migraciones estacionales descritas en el capítulo 4 de esta tesis, la población de loro barranquero de la ciudad de Bahía Blanca se congrega regularmente en un único dormidero comunal urbano, y se reproduce año tras año en sustratos antropogénicos urbanos y rurales (Tella et al. 2014), lo que facilita el seguimiento no solo del porcentaje de la fracción reproductora sino también de la población total. No obstante, cabe señalar que estos resultados reflejan estimaciones razonables más que censos precisos. Por un lado, aunque los conteos en dormideros son adecuados para estimar tamaños poblacionales de loros que se congregan en áreas conocidas (Casagrande & Beissinger 1997; Dénes et al. 2018), los conteos individuales como los desarrollados en esta tesis no permiten identificar la incertidumbre en las estimaciones del tamaño poblacional relacionados con errores de detección (Zulian et al. 2020, 2021). A pesar de estas limitaciones, los censos de dormideros permiten estimar un mínimo razonable para el tamaño total de una población (p. ej., Dupin et al. 2020) y sus variaciones interanuales (p. ej., Zulian et al. 2021; Hernandez-Brito et al. 2022 b). Por otro lado, los censos de parejas reproductoras realizados en este estudio, que

variaron entre 1363 y 1612 parejas a lo largo de los años, subestimaron ligeramente los tamaños reales de la población reproductora, ya que unas pocas parejas que se reproducían en sustratos naturales y antropogénicos de nidificación no pudieron ser monitoreadas. El número relativamente constante de parejas reproductoras detectado entre temporadas puede indicar que, mas allá que los barrancos antropogénicos proporcionen lugares adicionales de nidificación para la especie, la región podría estar saturada de individuos reproductores. La fracción reproductora, aproximadamente el 50% del tamaño de la población local, no varió estadísticamente a lo largo de los años, y se asemejó a los cálculos realizados por Canale (2015), que obtuvo un valor del 54 % en diciembre de 2013 para la misma población.

Aún con la precaución que imponen las limitaciones metodológicas mencionadas anteriormente, los resultados sugieren escasas variaciones interanuales en el tamaño de la población reproductora y de las poblaciones totales durante el periodo de cría de los pichones (diciembre). El tamaño total de la población aumenta notablemente, incluso duplicándose algunos años, cuando los volantones se incorporan a las bandadas de regreso al dormitorio (febrero). La incorporación de los juveniles a la población, sin embargo, no explica la totalidad del incremento en el tamaño de las bandadas. Una parte de ese aumento podría deberse a la llegada de adultos inmigrantes, probablemente no reproductores, procedentes de otras áreas.

El porcentaje de individuos reproductores de loro barraquero fue alto en comparación con los bajos valores (aproximadamente 20%) reportados para el paraba de frente roja (*Ara rubrogenys*) y el guacamayo de Lear (*Anodorhynchus leari*), cuyas poblaciones globales están dominadas por individuos no reproductores (Herzog et al. 2023, Pacífico et al. 2014; Tella et al. 2013). Estas diferencias podrían estar relacionadas con la historia de vida, en particular con la mayor longevidad y madurez sexual tardía en los

guacamayos (Young et al. 2012) que, desde luego, debería conducir a fracciones reproductoras menores (Negro 2011). Esto resalta la importancia del estudio de parámetros como la longevidad y la edad de la primera reproducción de las especies en libertad, como así también la duración de la vida post-reproductiva (senescencia), que como indican los datos de loros cautivos (Young et al. 2012), también varía mucho entre especies y puede contribuir a la fracción no reproductora de las poblaciones. Al día de hoy, la información sobre la proporción entre individuos reproductores y no reproductores de psitácidos y de otras aves es escasa, por lo que resulta imprescindible ampliar el conocimiento de la biología reproductiva de las especies con diferentes rasgos en sus ciclos biológicos, incluida la estimación de las fracciones no reproductoras de las poblaciones, teniendo en cuenta su especial importancia para el seguimiento de la vulnerabilidad y el diseño de acciones de conservación (Penteriani et al. 2008).

Además de los posibles efectos de los rasgos del ciclo biológico, el porcentaje relativamente alto de individuos reproductores estimado para el loro barranquero podría estar asociado con su capacidad para excavar sus propios nidos y su flexibilidad para seleccionar sitios con distintas características para anidar. Estas características podrían representar una ventaja frente a otras especies de loros que nidifican en cavidades secundarias y que dependen no sólo de oquedades preexistentes, sino también de sus características específicas, como la profundidad de la cavidad, el ancho de la entrada, la altura desde el suelo, entre otras (de la Parra-Martínez et al. 2015; Renton et al. 2015; Rivera et al. 2022; Lewis et al. 2023). La estimación de la proporción de juveniles mediante censos realizados inmediatamente después de cada temporada reproductiva puede utilizarse como medida indirecta de la productividad cuando se conoce el tamaño de la población reproductora y cuando los juveniles son fenotípicamente distintos de los

adultos (Tella et al. 2013). En el caso del loro barranquero, los juveniles se identifican fácilmente por la coloración blanco-marfil de sus picos, lo que reduce posibles errores de cálculo. La productividad más alta se correspondió al año 2023, precedida por valores mucho más bajos en los tres años anteriores, y siempre por debajo de los valores estimados previamente para la especie en El Cóndor, provincia de Río Negro, donde el número medio de juveniles volantones por pareja reproductora fue de $3,0 \pm 0,2$ (Masello & Quillfeldt 2002).

Los valores más bajos en la producción de juveniles coinciden con eventos regionales de sequía, frecuentes en el sudoeste bonaerense (Ferrelli 2020). Esta escasez de precipitaciones se asocia comúnmente con el fenómeno meteorológico de La Niña, citado como responsable de la reducción en la supervivencia de volantones en los acantilados naturales del noreste de la Patagonia, Argentina (Masello & Quillfeldt 2002; Masello et al. 2004 b) y de eventos de mortalidad masiva de individuos en 2020-2021 (Masello & Balbiano 2021). Cabe señalar que los valores de productividad de esta tesis, están ligeramente sobreestimados porque algunas colonias pequeñas que se reproducen en sustratos naturales y antropogénicos no se incluyeron en los análisis. Como contrapartida, la productividad de juveniles podría haberse visto reducida por actividades extractivas desarrolladas en determinadas canteras, que provocan la destrucción de nidos, y por la extracción de pichones por parte de recolectores ilegales. Aunque la caza furtiva profesional de nidos para el comercio internacional de mascotas cesó con la prohibición europea del comercio de aves silvestres en 2005 (Tella et al. 2014), se cuenta con registros directos e indirectos de saqueo de nidos, como la presencia de ganchos y redes en los barrancos.

Por último, en esta tesis se aportan los primeros datos sobre el éxito reproductivo de loro barranquero nidificando en sustratos antropogénicos, lo que representa un aporte

clave para valorar estos ambientes desde el punto de vista de su eventual contribución a la conservación de la especie. El número medio de huevos por nido registrado supera al reportado por Amione y colaboradores (2022) para acantilados naturales de Las Grutas, en la provincia de Río Negro, durante la temporada 2021-2022 ($3,47 \pm 1,14$ vs. $2,86 \pm 0,1$, Amione et al. 2022). A su vez, el tamaño medio de la puesta, el número medio de polluelos por nido y el número medio de juveniles emplumados por pareja reproductora resultan similares a los informados por Masello y colaboradores (2002) en la temporada 1999-2000 en la principal colonia reproductiva de la especie ubicada en El Cóndor, también en la provincia de Río Negro.

Si bien las tasas diarias de supervivencia y el éxito de eclosión resultaron similares en las dos últimas temporadas reproductivas, el éxito reproductivo y el éxito aparente mostraron valores mayores en 2022-2023 (0,88 y 87%) comparado con la temporada anterior (0,67 y 64%), aunque estas diferencias resultaron solo marginalmente significativas. El posible aumento en el éxito de la última temporada reproductiva es consistente con la mayor productividad anual promedio calculada de manera indirecta a partir de la proporción de juveniles para la misma temporada. Del mismo modo, la menor productividad anual promedio calculada de manera indirecta en 2019-2020 coincide con el bajo éxito reproductivo detectado para esta temporada, aun cuando el número de nidos monitoreados fue bajo. Estas observaciones resultan en una evidencia positiva y valiosa acerca de la precisión de la proporción de juveniles como un indicador del éxito reproductivo de la especie. Esto abre una interesante perspectiva en cuanto a la mayor facilidad relativa para calcular este valor, ya que el esfuerzo en la realización de los censos en áreas de predormideros resulta mucho menos costoso e invasivo que el monitoreo de nidos individuales. Sin embargo, también se ha observado que la productividad anual promedio calculada a partir de la proporción de juveniles en

2021-2022 fue menor al éxito reproductivo de esta temporada, posiblemente por algún incremento en la mortalidad de los volantones. En este punto, se debe considerar que las primeras semanas después de abandonar el nido, pueden ser cruciales para la supervivencia de los juveniles, ya que aún no han desarrollado completamente sus habilidades de vuelo, son vulnerables a ser atrapados por depredadores y pueden chocar contra objetos. Además, factores como el hábitat y la condición física de los volantones son también importantes en su supervivencia (Salinas-Melgoza & Renton 2007; Faegre & Berkunsky 2014; Naef-Daenzer & Gruebler 2016), por lo que la mortalidad de ese periodo podría resultar particularmente sensible a las condiciones específicas de cada temporada.

Por otro lado, y teniendo en cuenta que el éxito de eclosión fue similar en las dos últimas estaciones estudiadas, la variación registrada en el éxito reproductivo estaría dada, en principio, por la mortalidad de pichones durante el período de cría. Las causas más comunes de mortalidad de pichones de esta especie se atribuyen a la depredación, al saqueo de nidos en etapas avanzadas de maduración de los pichones y a condiciones climáticas adversas que limitan la disponibilidad de alimento para los adultos, y por ende, resultan en malnutrición de los pichones que pueda llevar a la inanición (Masello & Quillfeldt 2002).

En este sentido, y de acuerdo con el Servicio Meteorológico Nacional, el estado del fenómeno El Niño – Oscilación del Sur (ENOS) durante los últimos tres años, se correspondió con la fase de La Niña, momento en que la falta de precipitaciones se manifiesta con particular rigurosidad. Este fenómeno climático, combinado con el avance del desmonte de la región por la intensificación de las actividades agrícola-ganaderas, ha sido señalado como posible responsable de eventos de mortandad masiva registrados durante la temporada reproductiva 2020-2021 en El Cóndor (Masello &

Balbiano 2021), y valores particularmente elevados de mortalidad de pichones en la misma área en 1998-1999 (Masello & Quillfeldt 2012). Todas estas evidencias refuerzan la hipótesis de problemas en la disponibilidad de alimento durante el periodo de cría de pichones como causa de la merma en el éxito reproductivo y en la productividad de juveniles de la especie entre los años 2018 y 2022 en el área de estudio.

Aunque se sabe que los barrancos que tienen mayor superficie concentran un mayor número de parejas reproductoras (Tella et al. 2014; Ramírez-Herranz et al. 2017) y podrían, por eso mismo, disminuir el riesgo de depredación o mejorar la eficiencia de los padres para la búsqueda de alimento (Sachs et al. 2007), los resultados sobre la posible influencia de las características de las barrancas sobre el éxito reproductivo señalan una asociación negativa del éxito de cría con la longitud y la superficie de los sustratos. Estos resultados deberían confirmarse incrementando el número de barrancas muestreadas para descartar posibles factores de confusión asociados con otras características de los sustratos de anidación seleccionados. En cuanto al análisis del efecto de las características de los nidos individuales, los resultados expuestos en esta tesis, indican que los huecos orientados hacia el SE están asociados con un mayor éxito reproductivo. La mayoría de los barrancos reproductivos del loro trichahue en Chile se ubican orientados hacia el sur (exposición polar), lo que resulta en una prevalencia de sombra durante todo el día y valores de temperatura más estables, en comparación con las paredes orientadas hacia el norte (exposición ecuatorial, Vargas & Squeo 2014; Ramírez Herranz et al. 2017). En el área de estudio, donde, como ya se ha dicho, los sitios de anidación parecen ser un factor limitante para la especie (Tella et al. 2014), la posibilidad de elegir barrancas térmicamente más apropiadas podrían ser limitadas y esta limitación traducirse, entonces, en diferencias en el éxito reproductivo,

especialmente considerando que las temperaturas ambiente durante el periodo de incubación y cría de pichones pueden superar los 40°C. Más allá de esto, no pudimos notar ninguna asociación entre el número de pichones encontrados muertos en el interior de los nidos y la orientación de las barrancas correspondientes, aunque el número de casos no permite sacar conclusiones al respecto.

Por otro lado, sí se hizo evidente un efecto positivo de la altura a la que estaban ubicados los nidos sobre su éxito. Si se considera que algunas cavidades se hallaron a una altura mínima de aproximadamente un metro y medio sobre el suelo, el efecto encontrado podría explicarse en parte, por una mayor exposición al saqueo de pichones por cazadores ilegales, sobre todo en barrancas donde la accesibilidad a las áreas de anidación es mayor. La profundidad de los nidos, por su parte, es considerada una buena medida de la calidad de los nidos para otras especies de psitácidos (de la Parra-Martínez et al. 2015; Renton et al. 2015; Lewis et al. 2023), pero no se detectó ninguna influencia de esta característica sobre el destino de los nidos estudiados. Es posible que esta variable no resulte un obstáculo para los potenciales predadores de huevos y pichones de loro barranquero en esta zona, como el Hurón Menor (*Galictis cuja*), la Culebra Patagónica (*Philodryas patagoniensis*), el Zorro Gris Pampeano (*Lycalopex gymnocercus*), el chimango (*Milvago chimango*) y el carancho (*Caracara plancus*), que, en caso de alcanzar un nido y, toda vez que el diámetro de la cueva les permite ingresar sin dificultades, no tendrían por qué verse limitados por las diferencias en el rango de profundidad medido. La captura de pichones para el comercio ilegal, por su parte, se realiza utilizando ganchos de alambre, algunos de los cuales superan ampliamente los dos metros de longitud (Obs. Pers.), permitiendo alcanzar los individuos aún en las cuevas más profundas.

Si bien podría esperarse un mayor éxito reproductivo en áreas urbanas por presencia de menos depredadores (Rebolo-Ifrán et al. 2017) y de menor saqueo de nidos (Luna et al. 2018), en esta tesis no se hallaron diferencias en el éxito reproductivo entre colonias de la especie ubicadas en ambientes rurales y urbanos, aunque sí pudo detectarse un mayor éxito en sitios urbanos de anidación durante 2022-2023 respecto de la temporada anterior. Es importante señalar que estos resultados se limitan a solo seis colonias y que, por lo mismo, cualquier efecto del área de anidación podría estar distorsionado por características particulares de los sitios evaluados. Se requieren estudios que involucren un número mayor de sitios de anidación antrópicos para dilucidar esta relación que resulta de gran importancia para planificar la conservación de hábitats reproductivos de alta calidad.

Por otro lado, se detectó que los nidos situados en barrancas de canteras con actividad antrópica tienen mayores probabilidades de éxito en comparación con los nidos hallados en bordes de camino. Durante esta tesis se ha podido observar que los loros barranqueros sostienen su presencia y su esfuerzo reproductivo aún bajo intensa actividad extractiva y que colonizan rápidamente áreas que acaban de ser abiertas. Parece probable que el movimiento de máquinas y personas en las canteras activas no afecten directamente a los loros, que además, eligen dormir en medio de la ciudad con ruidos y alto tránsito. Este movimiento, sí podría afectar, como se mencionó anteriormente, la presencia de sus depredadores.

La menor probabilidad de éxito detectada en los bordes de camino, podría deberse a que los bordes seleccionados se hallaban próximos a rutas altamente transitadas por vehículos de distinto porte, donde, como se ha podido observar de manera directa, los nidos quedaban expuestos y accesibles al saqueo de pichones. En este punto, cabe mencionar que la densidad media de nidos fue significativamente mayor en los bordes

de camino respecto de las canteras. Estos resultados abren un interrogante interesante y de valor para la conservación de la especie: en qué medida los sustratos más elegidos por los loros para nidificar pueden convertirse en trampas ecológicas (Battin 2004), especialmente para una especie como ésta, limitada por la falta de sitios de anidación y cuya actividad reproductiva depende fuertemente de sustratos antrópicos sujetos a modificaciones intensas e intermitentes.

Finalmente, y con respecto a los nidos con características inusuales detectados a lo largo del estudio (un nido con seis pichones y otro con cuatro pichones y cuatro huevos), las observaciones permiten descartar que se trate de casos de mezcla de cría por el colapso de la pared entre dos cámaras de nido cercanas, como sí fue observado por Masello y colaboradores (2006). En cambio podríamos estar frente a casos de parasitismo intraespecífico de cría (Petrie & Moller 1991), hecho reportado como muy poco frecuente para la especie (Masello et al. 2002). La detección de este fenómeno podría ser un indicador adicional acerca de la limitante que representa el número de sitios apropiados para la anidación del loro barranquero en el área de estudio, como ha sido mencionado para otros grupos de aves que anidan en huecos (Jacot et al. 2009; Barrientos et al. 2015), y aún en este caso que involucra a un constructor primario de cavidades de anidación.

CAPÍTULO 6.

CONCLUSIONES GENERALES



CONCLUSIONES GENERALES

En vista de que los ecosistemas urbanos son ambientes evolutivamente novedosos y en constante crecimiento, la comprensión acerca de su interacción con las especies silvestres resulta una fuente de información y de nuevos interrogantes de interés, tanto desde el punto de vista teórico, como en función de sus implicancias para la conservación, tal como queda plasmado en esta tesis.

Los resultados descriptos en los capítulos precedentes demuestran la extensión y la diversidad de aspectos de la relación entre los psitacíformes y las ciudades en el Cono Sur de América del Sur, y presenta un ejemplo de cómo los cambios asociados con la urbanización pueden resultar condicionantes clave para la presencia y la abundancia de las aves de este grupo, como queda claro en el caso del loro barranquero, según sus requerimientos específicos y su capacidad de adaptación al paisaje urbano.

Más del 70% de las especies de loros nativas del Cono Sur de Sudamérica son capaces de habitar centros urbanos de distinto tamaño en la región, principalmente en ciudades grandes, en latitudes medias y bajas, y muchas de ellas se reproducen allí con éxito. A estas se suman especies nativas de otras zonas de América del Sur, por fuera del área de estudio, y aquellas introducidas desde otras regiones del mundo. El 25% de las especies de psitácidos detectados en las ciudades han sido asignadas por los especialistas a alguna categoría de amenaza, y casi la mitad tienen poblaciones decrecientes. Esto lleva a repensar el papel de las ciudades de América del Sur como hábitats capaces de contribuir a la conservación de poblaciones de especies amenazadas y, al mismo tiempo, para favorecer el contacto de las personas con este grupo de aves.

Los espacios verdes de las ciudades son utilizados por la totalidad de los psitácidos registrados, resaltando el valor de estos como proveedores de refugio y de alimento

durante todo el año, así como de ambientes aptos para la anidación durante la época reproductiva. Complementariamente, muchas especies utilizan otras estructuras de nidificación antropogénicas, como antenas, columnas de tendido eléctrico y construcciones en general. La presencia de algunos psitácidos nativos y exóticos en áreas urbanas es percibida como problemática por algunos habitantes de las ciudades. Estos conflictos suponen un desafío y requieren estrategias de prevención o mitigación, así como medidas de comunicación que corrijan percepciones erradas.

Del análisis particular de la biología del loro barranquero en la ciudad de Bahía Blanca surge claramente el rol esencial que juegan los ambientes de origen antropogénico para sus poblaciones, en particular el valor de las alteraciones de los perfiles topográficos como fuente de sustratos de anidación, el de las edificaciones, tendidos eléctricos y cableados como sitios de ensamble matutinos y vespertinos de bandadas, el del arbolado urbano como áreas de pernocte, el de la vegetación y las semillas derramadas en caminos durante el transporte como fuente de alimento, y el de los tanques de techos de casas y edificios que proporcionan fuentes de agua.

Los resultados informados aportan la primera cuantificación a largo plazo del número de loros barranqueros que arriban cada atardecer al dormidero comunal de la ciudad de Bahía Blanca, así como de la variación anual y estacional en su abundancia y de los cambios en las direcciones principales de llegada. Los censos de abundancia relativa desarrollados en 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022 permitieron detectar un incremento significativo en la estación no reproductiva del año 2019, que coincidió con un aumento en otras áreas urbanas de la región, generando situaciones conflictivas con los habitantes de las ciudades. La pérdida del monte nativo afecta desde hace décadas a la especie, y los eventos climáticos extremos, en particular las sequías, implican desafíos para la continuidad de las poblaciones de la especie, que se evidencian en las

oscilaciones en su éxito reproductivo, y que podrían impulsar la colonización del paisaje urbano, impulsada por una mayor disponibilidad de recursos.

Si bien es indiscutible la necesidad de conservar y restaurar los ambientes naturales que proveen recursos clave para esta especie y para el resto de la diversidad nativa, además de prestar valiosos servicios ecológicos, los resultados de esta tesis alientan la incorporación de los ambientes urbanos como un complemento para los planes de conservación. En ese sentido resulta de interés detectar y manejar componentes del ambiente urbano que influyan sobre la abundancia, la distribución en los distintos sectores de las ciudades y el éxito reproductivo de los psitácidos, entre ellos los espacios con vegetación nativa, las fuentes de agua y las poblaciones de predadores. En el caso particular del loro barranquero se destaca la importancia de manejar las canteras y los bordes de caminos incorporando la fenología reproductiva de la especie, de evitar el relleno de las canteras una vez que cesa la actividad extractiva y de controlar la captura de pichones.

La capacidad del loro barranquero para reproducirse en sustratos antropogénicos en entornos urbanos y rurales ofrece una nueva perspectiva para la conservación y gestión de sus poblaciones. Estos ambientes parecen jugar un papel clave en el número de individuos reproductores de la especie a nivel local, y, eventualmente, en lo que hace a su tendencia poblacional global. El área relevada congrega una gran población reproductiva que es, quizás, una de las mayores conocidas hasta la fecha, después del balneario El Cóndor en la provincia de Río Negro, y a ella se suman otros núcleos poblacionales urbanos detectados en ciudades menores del sur de la provincia de Buenos Aires.

Es interesante resaltar que esta tesis añade información valiosa al escaso conocimiento disponible sobre la fracción reproductora del loro barranquero, y de los psitácidos en general, así como de la productividad de esta especie en hábitats urbanos. El porcentaje de individuos reproductores de loro barranquero fue alto en comparación con otras especies cuyas poblaciones están dominadas por individuos no reproductores, lo que podría estar dado, no solo por parámetros como la longevidad, la edad primera de la reproducción y la vida post reproductiva, aún desconocidos para ésta y muchas otras especies de loros en todo el mundo, sino también por su condición de excavador primario y su flexibilidad para colonizar sitios nuevos. Cualquiera fuera la causa de este fenómeno, resulta importante destacar el papel que los individuos no reproductores pudieran jugar para la continuidad de la especie, en particular ante escenarios ambientales cambiantes como los descritos anteriormente. Los loros adultos que se reproducen cada año y los que no lo hacen pueden estar sujetos a presiones de conservación diferentes y se impone así el estudio detallado de ambas fracciones poblacionales en procura de estrategias de conservación efectivas.

Los resultados de la productividad anual promedio, calculada de manera indirecta a partir de la proporción de juveniles de loro barranquero, son coincidentes con la producción de pichones estimada a través del monitoreo de nidos. Esto sugiere que la proporción de juveniles sería un estimador confiable del éxito reproductivo de la especie y, posiblemente, del de otras con rasgos bio-ecológicos similares. Este resultado es particularmente valioso considerando que la estimación de la proporción de juveniles resulta sensiblemente más simple y menos invasiva que el seguimiento de nidos.

Quedó demostrado que el loro barranquero no solo es capaz de reproducirse en áreas naturales, sino que también logra criar con éxito en sustratos antropógenicos urbanos y rurales, inclusive en canteras en uso y en bordes de camino recientemente abiertos. Los

resultados expuestos en esta tesis demuestran que los parámetros reproductivos como el tamaño medio de la puesta, el número medio de pichones por nido y el número medio de juveniles emplumados por pareja reproductora son similares a los informados para la principal colonia reproductiva de la especie, asociada a los acantilados naturales de la provincia de Río Negro. La presencia del loro barranquero y de sus colonias reproductivas en la ciudad de Bahía Blanca y en otros centros urbanos representan una valiosa oportunidad para la educación ambiental, para el ecoturismo y para la investigación. Resulta notable que una de las colonias reproductivas de loro barranquero, con más de 100 parejas reproductivas, se ubique a apenas unos 1500 m de la plaza céntrica más importante de Bahía Blanca, una ciudad que, como se ha dicho, está habitada por más de 330.000 personas. De manera similar, el dormidero comunal, en pleno parque urbano, es utilizado cada noche por miles de individuos. Hasta donde se tiene conocimiento se trata de una situación muy peculiar o posiblemente única, con un enorme potencial para poner en contacto a una población humana de carácter netamente urbano con un espectáculo natural particularmente notable.

Los resultados obtenidos proporcionan valiosa información sobre el comportamiento y los requerimientos de hábitat del loro barranquero, que puede utilizarse para orientar estrategias de conservación y de educación ambiental que contribuyan a un desarrollo urbano en armonía con la conservación de esta especie y de la biodiversidad en general.

BIBLIOGRAFÍA

- Agnolin F, Lucero RF, Nenda SJ, Lucero S (2014). Nuevos registros del periquito australiano (*Melopsittacus Undulatus*) (aves, Psittacidae) para Argentina y Brasil. *Nótulas Faunísticas: Fundación de Historia Natural*, Segunda Serie, 148: 1-4.
- Álvarez-Castillo C, MacGregor-Fors I, Arriaga-Weiss SL, Mota-Vargas C, Santiago-Alarcon, D (2022). Abundance of White-fronted Parrots and diet of an urban parrot assemblage (Aves: Psittaciformes) in a green Neotropical city. *Avian Research*, 13, 100019.
- Amione LD, Pereyra J & Seco Pon JP (2022). Biología reproductiva del loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) nidificando en Las Grutas, Río Negro, Patagonia Argentina [Póster]. *Reunión Argentina de Ornitología*, Puerto Madryn, Argentina.
- Anderson DR & Burnham KP (2002). Avoiding pitfalls when using information theoretic methods. *Journal of Wildlife Management* 66(3): 912-918.
- Andrade MI, Laporta P, Iezzi L (2009). Sequías en el sudoeste bonaerense: Vulnerabilidad e incertidumbre. *Geograficando* 5(5).
<https://www.geograficando.fahce.unlp.edu.ar/article/view/GE0v05n05a10>
- Aplin LM, Major RE, Davis A, Martin JM (2021). A citizen science approach reveals long-term social network structure in an urban parrot, *Cacatua galerita*. *Journal of Animal Ecology*, 90(1), 222-232.
- Aronson MF, La Sorte FA, Nilon CH, Katti M, Goddard MA, Lepczyk CA, Warren PS, Williams NS, Cilliers S, Clarkson B (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 281(1780), 20133330.
- Avery ML, Greiner EC, Lindsay JR, Newman JR, Pruett-Jones S (2002). Monk parakeet management at electric utility facilities in south Florida. In *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* (Vol. 20, No. 20).
- Aves Argentinas (2017). Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y Aves Argentinas. Disponible en:
<http://avesargentinas.org.ar/sites/default/files/Categorizacion-de-aves-de-la-Argentina.pdf>
- Badii, M, Guillen, A, Rodríguez C, Lugo O, Aguilar J, Acuña M (2015). Pérdida de Biodiversidad: Causas y Efectos. *Revista Daena (International Journal of Good Conscience)*, 10(2).
- Balbiano A, Berkunsky I, Masello JF (2017). Alerta: Loros en peligro. *Boletín Biológica* 38: 43-46.
- Barría J, Cea V, Möller N, Santander F, Barría J (2017). Distribución y abundancia del loro trichahue; *Cyanoliseus patagonus bloxami* (Olson, 1995) en las comunas de Vallenar, La Higuera y La Serena, Chile. *Revista Chilena de Ornitología*, 23, 10-18.

- Barrientos R, Bueno-Enciso J, Serrano-Davies E. et al. (2015). Facultative interspecific brood parasitism in tits: a last resort to coping with nest-hole shortage. *Behav Ecol Sociobiol*, 69, 1603–1615. <https://doi.org/10.1007/s00265-015-1972-3>
- Basilio LG, Moreno DJ, Piratelli AJ (2020). Main causes of bird-window collisions: A review. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, 92.
- Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Battin J (2004). When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*, 18(6), 1482-1491. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00417.x>
- Beauchamp G (1999). The evolution of communal roosting in birds: Origin and secondary losses. *Behavioral Ecology*, 10(6), 675-687. <https://doi.org/10.1093/beheco/10.6.675>
- Beissinger SR, Bucher EH (1992). Can parrots be conserved through sustainable harvesting? *BioScience*, 42(3), 164-173.
- Beissinger SR, Wunderle Jr. JM, Meyers JM, Sæther BE, Engen S (2008). Anatomy of a Bottleneck: Diagnosing Factors Limiting Population Growth in the Puerto Rican Parrot. *Ecological Monographs*, 78(2), 185-203. <https://doi.org/10.1890/07-0018.1>
- Benito JF, Escobar MA, Villaseñor NR (2019). Conservación en la ciudad: ¿Cómo influye la estructura del hábitat sobre la abundancia de especies de aves en una metrópoli latinoamericana? *Gayana (Concepción)*, 83(2), 114-125.
- Berkunsky I, Quillfeldt P, Brightsmith DJ, Abbud M, Aguilar J, Alemán-Zelaya U, Aramburú RM, Arias AA, McNab RB, Balsby TJ (2017). Current threats faced by Neotropical parrot populations. *Biological Conservation*, 214, 278-287.
- Bermúdez G (2018) Una especie protegida y amenazada. Una invasión inédita de loros asedia al sur bonaerense y planean espantarlos con ruidos. *Clarín* (22 de junio de 2018) https://www.clarin.com/sociedad/invasion-inedita-loros-asedia-sur-bonaerense-planean-espantarlos-ruidos_0_SJLO62qW7.html
- Bernis F, De Juana E, del Hoyo J, Fernández-Cruz M, Ferrer X, Sáez-Royuela R, Sargatal J (1994). Nombres en castellano de las aves del mundo recomendados por la Sociedad Española de Ornitología. *Ardeola*, 41(1), 78-89.
- Biasotto LD, Pacífico EC, Paschotto FR, Filadelfo T, Couto MB, Sousa AEB, Mantovani P, Silveira LF, Ascensão F, Tella JL (2022). Power line electrocution as an overlooked threat to Lear’s Macaw (*Anodorhynchus leari*). *Ibis*, 165(3), 998-1006.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA (1992). Bird Census Techniques. *Academic Press*, San Diego, California, Estados Unidos.

- Bijleveld AI, Egas M, Van Gils JA, Piersma T (2010). Beyond the information centre hypothesis: Communal roosting for information on food, predators, travel companions and mates? *Oikos*, 119(2), 277-285.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17892.x>
- BirdLife International (2018a). El Estado de conservación de las aves del mundo: tomando el pulso de nuestro planeta. Cambridge, Reino Unido: BirdLife International.
- BirdLife Internacional (2018b). *Cyanoliseus patagonus*. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN 2018: e.T22685779A132255876.
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22685779A132255876.en>. Consultado el 31 de mayo de 2023.
- BirdLife International (2022) State of the World's Birds 2022: Insights and solutions for the biodiversity crisis. Cambridge, UK: BirdLife International. ISBN: 978-1-912086-61-0
- Bisheimer MV (2001). Condición actual, explotación comercial y control de las poblaciones argentinas de *Cyanoliseus patagonus* (loro barranquero). Recomendaciones para un plan de manejo de la especie. [Tesis de maestría], Universidad Internacional de Andalucía, Málaga, España.
- Blanco G, Tella JL (1999). Temporal, spatial and social segregation of red-billed choughs between two types of communal roost: A role for mating and territory acquisition. *Animal Behaviour*, 57(6), 1219-1227.
<https://doi.org/10.1006/anbe.1999.1103>
- Blanco G, Tella JL, Romero-Vidal P, Hiraldo F (2022). Novel food resources and conservation of ecological interactions between the Andean Araucaria and the Austral parakeet. *Ecology and Evolution* 12, e9455.
- Blums P, Nichols JD, Hines JE, Lindberg MS & Mednis A (2005). Individual quality, survival variation and patterns of phenotypic selection on body condition and timing of nesting in birds. *Oecologia* 143(3): 365-376.
- Bonaparte EB, Cockle KL (2017). Nest niche overlap among the endangered Vinaceous-breasted Parrot (*Amazona vinacea*) and sympatric cavity-using birds, mammals, and social insects in the subtropical Atlantic Forest, Argentina. *The Condor*, 119(1), 58-72.
<https://doi.org/10.1650/CONDOR-16-94.1>
- Bonilla LM (2007). Monitoreo de la nidificación de la Paraba Frente Roja (*Ara rubrogenys*) en dos sitios de reproducción en los valles de los Departamentos de Santa Cruz y Cochabamba. Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz de La Sierra, Bolivia.
- Bostal F (2022). Uso de teléfonos celulares para el muestreo acústico del loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) como elemento del paisaje sonoro urbano. [Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas]. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

- Briceño C, Larraechea M, Alvarado S (2022). Monk Parakeet's (*Myiopsitta monachus*) Ecological Parameters after Five Decades of Invasion in Santiago Metropolis, Chile. *Birds*, 3(4), Article 4. <https://doi.org/10.3390/birds3040023>
- Brividor MV (2018). Influencia de factores socio-ecológicos en el agrupamiento para el descanso nocturno y la selección y uso de sitios dormideros del mono carayá (*Alouatta caraya*) [Tesis, Universidad Nacional de La Plata]. <https://doi.org/10.35537/10915/69625>
- Bro E, Reitz F, Clobert J, Mayot P (2000). Nest-site selection of grey partridge (*Perdix perdix*) on agricultural lands in north-central France. *Game and Wildlife Science*; 17:1-16.
- Brown CR & Brown MB (1996). Coloniality in the Cliff Swallow. Chicago Press. London. 1996.
- Bucher EH, Rinaldi S (1986). Distribution y situación actual del loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en la Argentina. *Vida silvestre neotropical*, 1, 55-61.
- Bucher EH, Rodríguez EN (1986). Sobre la presencia del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el Uruguay. *El Hornero* 12(4): 303-304.
- Bucher EH, Martin LF (1987). Los nidos de cotorras (*Myiopsitta monachus*) como causa de problemas en líneas de transmisión eléctrica. *Vida Silvestre Neotropical*, 1(2), 50-51.
- Bucher EH (2021). Management of human–parrot conflicts: The South American experience. *Naturalized parrots of the world: distribution, ecology, and impacts of the world's most colorful colonizers*, 123-132.
- Burgin S, Saunders T (2007). Parrots of the Sydney region: population changes over 100 years. In: Lunney, D. et al. (eds), Pest or guest: the zoology of overabundance. R. Zool. Soc. New South Wales, Mosman, NSW. <https://doi.org/10.7882/FS.2007.023>
- Burkart R, Bárbaro NO, Sánchez RO, Gómez DA (1999). Eco-regiones de la Argentina. APN, Prodia. Pp. 43.
- Butler CJ (2005). Feral parrots in the continental United States and United Kingdom: Past, present, and future. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 19(2), 142-149.
- Cabrera ÁL (1976). Regiones fitogeográficas argentinas. En Kugler WF (Ed.) *Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería*. Tomo 2. 2a edición. Acme. Buenos Aires. Argentina. Fascículo 1. pp. 1-85.
- Caccamise DF & Morrison DW (1986). Avian communal roosting: implications of diurnal activity centers. *The American Naturalist*, 128(2), 191-198.
- Calzada Preston CE, Pruett-Jones S (2021). The Number and Distribution of Introduced and Naturalized Parrots. *Diversity*, 13(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/d13090412>
- Camacho Zúñiga JD (2021). Registro de dormidero utilizado por el Gavilán de Swainson (*Buteo swainsoni*) en Naranjo, Costa Rica. *Zeledonia*, 25(1), 112-115.

- Campo de Ferreras A, Capelli de Steffens A, Diez P (2004). El clima del suroeste bonaerense. [Tesis de Licenciatura en Geología]. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- Canale A (2015). El desafío de la conservación de fauna silvestre en áreas urbanas: el loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en Bahía Blanca. [Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas]. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- Canevari MP, Canevari GR, Carrizo G, Harris J, Rodriguez M, Straneck R (1994). Nueva guía de las aves argentinas. Tomo 2. *Acindar*, Buenos Aires, Argentina. 497pp.
- Capdevila-Argüelles L, Zillett B, Suárez-Álvarez V (2013). Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. *Memorias Real Sociedad Española de Historia Natural*, 2a. época, 10.
- Cardador, L., Lattuada, M., Strubbe, D., Tella, J.L., Reino, L., Figueira, R., Carrete, M. (2017). Regional bans on wild-bird trade modify invasion risks at a global scale. *Conservation Letters*, 10: 717-725. <https://doi.org/10.1111/conl.12361>
- Carrascal J, Chacón J, Ochoa V (2013). Ingreso de psittacidos al centro de atención de fauna (CAV-CVS), durante los años 2007-2009. *Revista MVZ Córdoba*, 18(1), 3414-3419.
- Carrete M, Tella JL (2011). Inter-individual variability in fear of humans and relative brain size of the species are related to contemporary urban invasion in birds. *PLoS ONE* 6(4): e18859.
- Casado A, Campo AM (2019). Extremos hidroclimáticos y recursos hídricos. *Cuadernos Geográficos* 58(1): 6-26.
- Casagrande DG, Beissinger SR (1997). Evaluation of Four Methods for Estimating Parrot Population Size. *The Condor*, 99(2), 445-457. <https://doi.org/10.2307/1369951>
- Cassey P, Vall-Llosera M, Dyer E, Blackburn TM (2016). The Biogeography of Avian Invasions: History, Accident and Market Trade. En *Biological invasions in changing ecosystems* (pp. 37-54). De Gruyter Open Poland.
- Castillo I, Elorriaga J, Zuberogoitia I, Azkona A, Hidalgo S, Astorkia L, Iraeta A & Ruiz F (2008). Importancia de las canteras sobre las aves rupícolas y problemas derivados de su gestión. *Ardeola*; 55 (1), 103-110.
- Corrales L, Bautista LM, Santamaría T, Mas P (2013). Hole Selection by Nesting Swifts in Medieval City-Walls of Central Spain. *Ardeola*; 60 (2), 291-304. <https://doi.org/10.13157/arla.60.2.2013.291>.
- Corvalán P, Jiménez JE (2010). Consumo de semillas de Roble (*Nothofagus obliqua*) por Trichahues (*Cyanoliseus patagonus*) en la Precordillera de Curicó. *Boletín Chileno de Ornitología*, 16(1), 17-20.
- Cougill S, Marsden SJ (2004). Variability in roost size in an Amazona parrot: Implications for roost monitoring. *Journal of Field Ornithology*, 75(1), 67-73. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-75.1.67>

- Crego RD, Ward N, Jiménez JE, Massardo F, Rozzi R (2018). Los ojos del árbol: Percibiendo, registrando, comprendiendo y contrarrestando las invasiones biológicas en tiempos de rápida homogeneización biocultural. *Magallania (Punta Arenas)*, 46(1), 137-153. <https://doi.org/10.4067/S0718-22442018000100137>
- Crowley SL (2021). Parrots and People: Human Dimensions of Naturalized Parrots. *Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers*, 41-53.
- Dabbene R, Lillo M (1913). Description de deux nouvelles espèces d'oiseaux de la République Argentine. *Anales del Museo Nacional de Historia Natural. Buenos Aires*, 24, 187-194.
- Danchin EG, Giraldeau LA, Cézilly F (2008). *Behavioural ecology*. Oxford University Press.
- Daoud-Opit S, Jones, DN (2016). Guiados por la luz: elección de refugio y comportamiento de los loritos arco iris urbanos (*Trichoglossus haematodus*). *Revista Europea de Ecología*, 2 (1), 72-80.
- Darrieu CA (1980). Las razas geográficas de *Cyanoliseus patagonus* (Aves: Psittacidae). *Neotrópica*, 26, 207-216.
- Darrieu CA (1983). Revision de las razas geograficas de *Amazona aestiva* (Linne) (Aves: Psittacidae). *Neotropica*, 29, 3-10.
- Davis A, Taylor CE, Major RE (2011). Do fire and rainfall drive spatial and temporal population shifts in parrots? A case study using urban parrot populations. *Landscape and urban planning*, 100(3), 295-301. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.017>
- Davis A, Taylor CE, Major RE (2012). Seasonal abundance and habitat use of Australian parrots in an urbanised landscape. *Landscape and Urban Planning*, 106(2), 191-198. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.005>
- Davis A (2013). Habitat and resource utilisation by an urban parrot community. <https://ses.library.usyd.edu.au/handle/2123/10187>
- Davis A, Major RE, Taylor CE (2013). Housing shortages in urban regions: Aggressive interactions at tree hollows in forest remnants. *PLoS One*, 8(3), e59332.
- Davis A, Major RE, Taylor CE (2014). Distribution of tree-hollows and hollow preferences by parrots in an urban landscape. *Emu - Austral Ornithology*, 114(4), 295-303. <https://doi.org/10.1071/MU13065>
- Davis A, Major RE, Taylor CE (2015). The association between nectar availability and nectarivore density in urban and natural environments. *Urban Ecosystems*, 18(2), 503-515.
- de la Parra-Martínez SM, Renton K, Salinas-Melgoza A & Muñoz-Lacy LG (2015). Tree-cavity availability and selection by a large-bodied secondary cavity-nester: The Military

Macaw. *Journal of Ornithology*, 156(2), 489-498. <https://doi.org/10.1007/s10336-014-1150-9>

- de Matos Fragata M, Baccaro F, Gonçalves ALS, Borges SH (2022). Vivir en una jungla de cemento tropical: diversidad y variación de abundancia en un conjunto de loros (Aves, Psittacidae) de una importante ciudad amazónica. *Ecosistemas Urbanos*, 25 (3), 977-987. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01209-8>
- de Steffens AM, Piccolo MC, de Ferreras AMC (2005). El clima urbano de Bahía Blanca. Editorial Dunken.
- Dénes FV, Tella JL, Beissinger SR (2018). Revisiting methods for estimating parrot abundance and population size. *Emu - Austral Ornithology*, 118(1), 67-79. <https://doi.org/10.1080/01584197.2017.1401903>
- Dhondt AA, Driscoll MJL, Swarthout ECH (2007). House Finch *Carpodacus mexicanus* roosting behaviour during the non-breeding season and possible effects of mycoplasmal conjunctivitis. *Ibis*, 149(1), 1-9. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00588.x>
- Di Iorio O, Turienzo P, Masello J, Carpintero DL (2010). Insects found in birds' nests from Argentina. *Cyanoliseus patagonus* (Vieillot, 1818) [Aves: Psittacidae], with the description of *Cyanolicimex patagonicus*, gen. N., sp. N., and a key to the genera of Haematosiphoninae (Hemiptera: Cimicidae). *Zootaxa*, 2728(1), 1-22-1-22.
- Diamond JM, Ross MS (2019). Loros exóticos que se reproducen en cavidades de árboles urbanos: requisitos de anidación, distribución geográfica e impactos potenciales en las aves que anidan en cavidades en el sureste de Florida. *Investigación aviar*, 10 (1), 1-10.
- Diario La Tercera (2018). "Inédita invasión de loros barranqueros" (23 de junio de 2018). <https://www.diariolatercera.com.ar/nota/30774-villarino-inedita-invasion-de-loros-barranqueros/>
- Díaz I, Armesto JJ (2003). La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. *Ambiente y Desarrollo*, 19(2), 31-38.
- Díaz M, Møller AP, Flensted-Jensen E, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J, Markó G, Tryjanowski P (2013). The geography of fear: A latitudinal gradient in anti-predator escape distances of birds across Europe. *PloS one*, 8(5), e64634. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064634>.
- Disposición N° 116 de 1964. Disponible en:
<http://www.senasa.gob.ar/normativas/disposicion-116-1964-ministerio-de-agricultura-ganaderia-pesca-y-alimentos> Consultado: 12 de febrero de 2022.
- Domènech J, Carrillo J, Senar JC (2003). Population size of the Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) in Catalonia. *Revista catalana d'ornitologia*, 1-9.
- Donnelly R, Marzluff JM (2004). Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology*, 18(3), 733-745.

- Dupin MK, Dahlin CR, Wright TF (2020). Range-Wide Population Assessment of the Endangered Yellow-Naped Amazon (*Amazona auropalliata*). *Diversity*, 12, 377.
- Ehrlich PR (1988). The loss of diversity. Biodiversity Published by National Academy Press, vol. 14, pp. 21-27.
- Eiserer LA (1984). Communal roosting in birds. *Bird Behavior*, 5(2-3), 61-80.
- El Ancasti (2021). Los Loros Barranqueros causan estragos en Tinogasta (10 de septiembre de 2021) <https://www.elancasti.com.ar/info-gral/2021/9/10/los-loros-barranqueros-causan-estragos-en-tinogasta-477084.html>
- Essl F, et al. (2019). A conceptual framework for range-expanding species that track human-induced environmental change. *BioScience* 69:908-919.
- Faegre S & Berkunsky I (2014). Post-fledging survival of Blue-fronted Parrots (*Amazona aestiva*). *Ornitología Neotropical*, 25(1), 55-61.
- Fahrig L (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12(2): 346–353.
- Fahrig L (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40(9): 1649-1663.
- Failla M, Seijas VA, Quillfeldt P, Masello JF (2008). Potencial impacto del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*): Evaluación de percepción de daño en Patagonia Nordeste, Argentina. *Gestión Ambiental* 16: 27-40.
- Fernandez E, Alvarez EV, Martella MB (1997). Seasonal variation in abundance of Blue-crowned Conures (*Aratinga acuticaudata*) at the Chancani Reserve, Córdoba, Argentina. *El Hornero*, 014(04), 259-262.
- Fernández H, Fernández B (2000). “Identificación y caracterización de sequías meteorológicas anuales en el Cono Sur de América”. *Memorias del XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica*. Tomo II (51-60). Córdoba, Argentina.
- Ferreira T & Rasband W (2012). *ImageJ User Guide: IJ 1.42 r*. National Institute of Health.
- Ferrelli F (2016). Análisis del clima local y micro-local de la ciudad de Bahía Blanca. Tesis de Doctor en Geografía. Departamento de geografía y Turismo. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina.
- Ferrelli F (2020). Assessment of the trends and periodicity of thermal and rainfall events in the southwest of Buenos Aires province (Argentina). *Huellas*, 24(2), 11-25. <https://doi.org/10.19137/huellas-2020-2415>.
- Ferretti S, Doria G, Borgo E, Caracciolo D, Ottonello D, Soddu L, Galli L (2022). Parrots and parakeets in Genoa (Northwest Italy): preliminary report of a census and population dynamic analysis through citizen involvement. *Biogeographia, The Journal of Integrative Biogeography*, 37(1).

- Fitzsimons JA, Palmer GC, Antos MJ, White JG (2003). Refugees and residents: Densities and habitat preferences of lorikeets in urban Melbourne. *Australian Field Ornithology*, 20(1), 2-7.
- Fogell DJ, Martin RO, Bunbury N, Lawson B, Sells J, McKeand AM, Groombridge J J (2018). Trade and conservation implications of new beak and feather disease virus detection in native and introduced parrots. *Conservation Biology*, 32(6), 1325-1335.
- Foncea J, Escobar M (2020). Revisión de medidas de mitigación de impactos para el loro trichahue *Cyanoliseus patagonus* en proyectos eólicos y de líneas de alta tensión en Chile. *Gestión ambiental* N°39, 33-41.
- Forshaw JM, Cooper WT (1989). Parrots of the world. JSTOR. Tercera edición. Lansdowne editions. Melbourne.
- Forshaw JM (2010). Parrots of the World. Vol. 70, Princeton University Press.
- Fuller RA, Warren PH, Gaston KJ (2007 a). Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology letters*, 3(4), 368-370.
- Fuller T, Sánchez-Cordero V, Iloldi-Rangel P, Linaje M, Sarkar S (2007 b). The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation*, 134(4), 593-600.
- Gabella JI (2015). Dinámicas territoriales conducentes a la degradación ambiental en áreas rurales del sur de la región pampeana argentina. *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña* (2): 201-216.
- Galaz JL (2005). Plan Nacional de Conservación del Trichahue, *Cyanoliseus patagonus bloxami* en Chile. Santiago de Chile: *Corporación Nacional Forestal*, CONAF.; p. 51.
- Galmes MA, Sarasola JH, Grande JM, Vargas FH (2018). Electrocution risk for the endangered Crowned Solitary Eagle and other birds in semiarid landscapes of central Argentina. *Bird Conservation International*, 28(3), 403-415.
<https://doi.org/10.1017/S0959270917000272>
- García-Lau I & Vives A (2016). Selección de cavidades por la Golondrina Azul Cubana (*Progne cryptoleuca*) en un área urbana. *Ornitología Neotropical*, 27, 189-195.
- García-Lau I, Vives A, García-Lau I & Vives A (2019). Variación temporal del uso de cavidades por aves urbanas en La Habana, Cuba. *Huitzil*, 20(2).
<https://doi.org/10.28947/hrmo.2019.20.2.435>.
- Garitano Zavala Á, Gismondi P (2003). Variación de la riqueza y diversidad de la ornitofauna en áreas verdes urbanas de las ciudades de La Paz y El Alto (Bolivia). *Ecología en Bolivia* 38(1): 65-78.
- Garrett KL (2022). Naturalized Parrots of The World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers. *The Wilson Journal of Ornithology*, 134(1), 164-165. <https://doi.org/10.1676/22-00022>

- GBA (2022). Se decretó la Emergencia y Desastre Agropecuario por sequía en Patagones. (21 de enero de 2022) Gobierno de la provincia de Buenos Aires. Recuperado de: https://www.gba.gob.ar/desarrollo_agrario/Noticias/se_decreto_la_emergencia_y_desastre_agropecuaria_por_sequia_en_patagones
- Gil D, Brumm H (2013). Avian Urban Ecology. OUP Oxford.
- Girini JM, Palacio FX, Del Huerto MDC, Kuzmanich N (2014). Selección de dormideros por el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) en La Plata, Buenos Aires, Argentina. *El hornero*, 29(1), 23-28.
- Goldfeder S (1991). Exportaciones de Psittaciformes de la República Argentina (período 1985/1989). *Dirección Nacional de Fauna Silvestre*, Buenos Aires.
- González BA, González L, Monnard M, Donoso DS, Vielma A (2017). Registros de loro trichahue (*Cyanoliseus patagonus*) en la cordillera de Santiago. *Revista Chilena de Ornitología*, 23(1), 38-42.
- González A (2018). Los loros barranqueros, una pesadilla para la zona sur de Villarino. *La Nueva* (11 de junio de 2018). <https://www.lanueva.com/nota/2018-6-11-6-30-38-los-loros-barranqueros-una-pesadilla-para-la-zona-sur-de-villarino>
- Grilli PG, Soave GE, Arellano ML, Masello JF (2012). Relative abundance of the burrowing parrot (*Cyanoliseus patagonus*) in Buenos Aires province and nearby areas of La Pampa and Río Negro, Argentina. *El Hornero*, 27(01), 063-071.
- Guercio H (2019). La invasión de loros también complica a Villalonga. (31 de marzo de 2019). *La Nueva*. <https://www.lanueva.com/nota/2019-3-31-6-30-49-la-invasion-de-loros-tambien-complica-a-villalonga>
- Guittar JL, Dear F, Vaughan C (2009). Scarlet Macaw (*Ara macao*, Psittaciformes: Psittacidae) Nest Characteristics in the Osa Peninsula Conservation Area (ACOSA), Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 57(1-2), 387-393.
- Guix JC, Jover L & Ruíz X (1997). Muestreos del comercio de psitácidos neotropicales en la ciudad de Barcelona, España: 1991-1996. *Revista Brasileira de Ornitología - Brazilian Journal of Ornithology*, 5(7), Article 7.
- Haene E (2006). Invasión de loros en la ciudad. *Naturaleza y Conservación*, 19, 16-23.
- Hahs AK, McDonnell MJ, McCarthy MA, Vesk PA, Corlett RT, Norton BA, Clemants SE, Duncan RP, Thompson K, Schwartz MW, Williams NSG (2009). A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology Letters*, 12(11), 1165-1173. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01372.x>
- Hanski IL, von Hertzen N, Fyhrquist K, Koskinen K, Torppa T, Laatikainen P, Karisola P, Auvinen L, Paulin MJ, Mäkelä E, Vartiainen TU, Kosunen H, Alenius TH (2012). Environmental biodiversity, human microbiota, and allergy are interrelated. *PNAS*, 109 (21): 8334-8339.

- Hernández ML, Amelotti I, López P, Abrahan LB, Gorla DE, Catalá SS (2015). Primer registro de *Triatoma infestans* (Hemiptera: Reduviidae) asociado a nidos de loros barranqueros (*Cyanoliseus patagonus*) (Aves: Psittacidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 74(3-4), 187-192.
- Hernandez-Brito D, Carrete M, Blanco G, Romero-Vidal P, Senar JC, Mori E, White Jr TH, Luna A, Tella JL (2021). The Role of Monk Parakeets as Nest-Site Facilitators in Their Native and Invaded Areas. *Biology* 10: 683.
- Hernandez-Brito D, Tella JL, Blanco G, Carrete M (2022 a). Nesting innovations allow population growth in an invasive population of rose-ringed parakeets. *Current Zoology*, 68(6), 617-626.
- Hernández-Brito, D, Carrete, M., and Tella, J.L. (2022 b). Annual Censuses and Citizen Science Data Show Rapid Population Increases and Range Expansion of Invasive Rose-Ringed and Monk Parakeets in Seville, Spain. *Animals*, 12:677.
- Herzog SK, Boorsma T, Saldaña-Covarrubias G, Calahuma-Arispe T, Camacho-Reyes T, Dekker D, Vargas SE, García-Cárdenas M, García-Solíz VH, Quiroz-Calizaya JM, Dekker S, Salvatierra-Gómez MM, Vargas R & Soria-Auza RW (2023). Breeding and global population sizes of the Critically Endangered Red-fronted Macaw *Ara rubrogenys* revisited. *Bird Conservation International*, 33, e14.
<https://doi.org/10.1017/S0959270922000090>
- Hostetler M (2001). The importance of multi-scale analyses in avian habitat selection studies in urban environments. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, 139-154.
- Huck M & Fernandez-Duque E (2017). The floater's dilemma: Use of space by wild solitary Azara's owl monkeys, *Aotus azarae*, in relation to group ranges. *Animal Behaviour*, 127, 33-41. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2017.02.025>
- Hunt WG (1998). Raptor Floaters at Moffat's Equilibrium. *Oikos*, 82(1), 191-197.
<https://doi.org/10.2307/3546929>
- Ibañez LM, Girini JM, Palacio FX, Montalti D (2015). Nidificación y alimentación de psittácidos introducidos en el noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *El hornero*, 29.
- Infocielo (2018). Un municipio le declara la guerra a la plaga de loros barranqueros con rayos laser (26 de julio de 2018) <https://infocielo.com/villarino/un-municipio-le-declara-la-guerra-la-plaga-loros-barranqueros-rayos-laser-n94038>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2010). <https://www.ibge.gov.br/>. Extraído junio 2021.
- Instituto Nacional de Estadística - INE (2011). <http://www.ine.gub.uy/poblacion>. Extraído junio 2021.
- Instituto Nacional de Estadística - INE (2012). <https://www.dgeec.gov.py>. Extraído junio 2021.

- Instituto Nacional de Estadística - INE (2017). <https://geoine-ine-chile.opendata.arcgis.com/>. Extraído junio 2021.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos - INDEC (2010). <https://www.indec.gob.ar/>. Extraído junio 2021.
- Instituto Nacional de Estadística y Censos -INDEC (2022). Resultados provisionales del Censo Nacional de Población, Hogares y viviendas 2022. Buenos Aires, Argentina. ISBN 978-950-896-632-2. Descargado de: https://www.indec.gob.ar/ftp/cuadros/poblacion/cnphv2022_resultados_provisionales.pdf
- IPBES- The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (Eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.<https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>. Descargado el 29 de Junio de 2020.
- Iriarte J, Lobos GA, Jaksic FM (2005). Especies de vertebrados invasores en Chile y su control y monitoreo por agencias gubernamentales. *Revista chilena de historia natural*, 78(1), 143-151.
- Isaksson C (2018). Impact of Urbanization on Birds. En D. T. Tietze (Ed.), *Bird Species: How They Arise, Modify and Vanish*. Springer International Publishing. (pp. 235-257). https://doi.org/10.1007/978-3-319-91689-7_13
- Jacot A, Valcu M, van Oers K & Kempenaers B (2009). Experimental nest site limitation affects reproductive strategies and parental investment in a hole-nesting passerine. *Animal Behaviour*, 77(5), 1075-1083.
- Jaggard AK, Smith N, Torpy FR, Munro U (2015). Rules of the roost: Characteristics of nocturnal communal roosts of rainbow lorikeets (*Trichoglossus haematodus*, Psittacidae) in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 18(2), 489-502. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0416-6>
- Katzenberger J, Gottschalk E, Balkenhol N & Waltert M (2021). Density-dependent age of first reproduction as a key factor for population dynamics: stable breeding populations mask strong floater declines in a long-lived raptor. *Animal Conservation*, 24(5), 862-875. <https://doi.org/10.1111/acv.12687>
- Kiacz S, Brightsmith DJ (2021). Naturalized parrots: Conservation and Research Opportunities. *Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers*, 71-86.
- Kiacz S, Wang HH, Brightsmith DJ (2023). Presence of Endangered Red-Crowned Parrots (*Amazona viridigenalis*) Depends on Urban Landscapes. *Diversity*, 15(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/d15070878>

- Klump BC, Martin JM, Wild S, Hörsch JK, Major RE, Aplin LM (2021). Innovation and geographic spread of a complex foraging culture in an urban parrot. *Science*, 373(6553), 456-460.
- Klump BC, Major RE, Farine DR, Martin JM, Aplin LM (2022). Is bin-opening in cockatoos leading to an innovation arms race with humans? *Current Biology*, 32(17), R910-R911.
- Kulkarni S, Heeb P (2007). Social and sexual behaviours aid transmission of bacteria in birds. *Behavioural Processes*, 74(1), 88-92.
<https://doi.org/10.1016/j.beproc.2006.10.005>
- La Arena (2020). Municipio usa cañones de sonido para ahuyentar loros (6 de septiembre de 2020)
<https://www.laarena.com.ar/el-pais/2020-9-6-14-21-46-municipio-usa-canones-de-sonido-para-ahuyentar-loros>
- La Nueva (2020). Médanos: utilizan cañones de sonido contra los loros (6 de enero de 2020)
https://www.lanueva.com/nota/2020-9-6-6-30-13-medanos-utilizan-canones-de-sonido-contra-los-loros?fbclid=IwAR0cTD0S5g353CQXFRJ9wzSUExlQOuSqrqV2ymqgn5N1-SO8RaQz025FU_Q
- La Sala LF, Burgos JM, Scorolli AL, VanderWaal K, Zalba SM (2021). Trojan hosts: the menace of invasive vertebrates as vectors of pathogens in the Southern Cone of South America. *Biological Invasions*, <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-021-02488-6>
- Lambert MS, Massei G, Bell J, Berry L, Haigh C, Cowan DP (2009). Reproductive success of rose-ringed parakeets *Psittacula krameri* in a captive UK population. *Pest Management Science*, 65(11), 1215-1218. <https://doi.org/10.1002/ps.1812>
- Lambertucci SA (2013). Variability in size of groups in communal roosts: Influence of age-class, abundance of individuals and roosting site. *Emu - Austral Ornithology*, 113(2), 122-127. <https://doi.org/10.1071/MU12048>
- Lera DN, Cozzani N, Canale A, Tella JL, Zalba S (2022). Variaciones interanuales y cambios estacionales en la abundancia de una población urbana de Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el Sudoeste Bonaerense. *El Hornero*, 37(2).
- Lera DN, Cozzani N, Tella JL, Zalba S (2023). Anthropogenic nesting sites and density of Burrowing Parrot (*Cyanoliseus patagonus*) in northern Argentinian Patagonia. *Revista Chilena de Historia Natural*, 96(1), 10.
- Leveau LM, Leveau CM (2004). Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero*, 19(1), 13-21.
- Lever C (1987). Naturalized birds of the world. London, Longman Scientific & Technical, 3rd.
- Lever C (2005). Naturalized birds of the world. *Christopher Helm Ornithology*, London, UK.

- Lewis TC, Vargas IG, Vredenburg C, Jimenez M, Hatchwell B, Beckerman AP & Childs DZ (2023). Nest-site selection and reproductive success of a critically endangered parrot, the Great Green Macaw (*Ara ambiguus*), in an anthropogenic landscape. *Ibis*. <https://doi.org/10.1111/ibi.13262>
- Lill A (2009). Food resources and urban colonisation by lorikeets and parrots. *Victorian Naturalist*, 126(3), 70-72.
- Llanos FA, Failla M, García GJ, Giovine PM, Carbajal M, González PM, Paz Barreto D, Quillfeldt P & Masello JF (2011). Birds (Aves) from the endangered Monte, the steppes and coastal biomes from the Province of Río Negro, Northern Patagonia, Argentina. *Check List* 7:782–797.
- Lopez FG, Grande JM, Berkunsky I, Santillan MA & Rebollo ME (2018). First report of burrowing parrot (*Cyanoliseus patagonus*) nesting in tree cavities. *Ornitología Neotropical*, 29, 71-75. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v29i1.290>
- López J, Mogedas M, Ballesteros C, Martín-Maldonado B, Sacristán I, García R, Ortiz JC, Esperón F (2023). Infectious agents present in monk parakeet (*Myiopsitta monachus*) and rose-ringed parakeet (*Psittacula krameri*) invasive species in the parks of Madrid and Seville, Spain. *Frontiers in Veterinary Science*, 10, 1162402. <https://doi.org/10.3389/fvets.2023.1162402>
- López-Lanús B (2022). Guía audiornis de las aves de Argentina, fotos y sonidos; identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes. Quinta edición. *Audiornis Producciones*. Buenos Aires, Argentina. 640 pp.
- Loss SR, Will T, Marra PP (2013). The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature communications* 4(1): 1-8.
- Low T (2002). *The New Nature*. Penguin, Camberwell.
- Luna Á, Romero-Vidal P, Hiraldo F, Tella JL (2018). Cities may save some threatened species but not their ecological functions. *PeerJ*, 6, e4908. <https://doi.org/10.7717/peerj.4908>
- Marigliano RE, Marti LJ, Ibañez LM, Montalti D (2009). Comunidades de aves urbanas de Lavallol, Buenos Aires, Argentina. *Acta zoológica lilloana*, 108-114.
- Marone L, Del Vitto L, Petenatti E (1992). Nidificación de cotorras (*Myiopsitta monachus*) sobre postes de líneas de transmisión eléctrica en Argentina: implicaciones de manejo. *Acta zoológica mexicana* (NS), 52, 15-23.
- Marsden SJ, Royle K (2015). Abundance and abundance change in the world's parrots. *Ibis*, 157(2), 219-229.
- Marsden SJ, Whiffin M, Sadgrove L, Guimarães Jr P (2000). Parrot populations and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves, Brazil. *Biological Conservation*, 96(2), 209-217.

- Martens J, Hoppe D, Woog F (2013). Diet and feeding behaviour of naturalised amazon parrots in a European city. *Ardea*, 101(1), 71-76.
- Martinez D, González G (2004). Las aves de Chile, nueva guía de campo. *Ediciones del Naturalista, Santiago*.
- Marzluff JM (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, pp. 19-47.
- Marzluff JM (2017). A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159(1): 1-13.
- Masello JF & Quillfeldt P (2002). Chick Growth and Breeding Success of the Burrowing Parrot. *The Condor*, 104(3), 574-586.
[https://doi.org/10.1650/0010-5422\(2002\)104\[0574:CGABSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1650/0010-5422(2002)104[0574:CGABSO]2.0.CO;2)
- Masello JF, Sramkova A, Quillfeldt P, Epplen JT & Lubjuhn T (2002). Genetic monogamy in burrowing parrots *Cyanoliseus patagonus*? *Journal of Avian Biology*, 33(1), 99-103.
<https://doi.org/10.1034/j.1600-048X.2002.330116.x>
- Masello JF, Quillfeldt P (2004) a. Loros barranqueros: El futuro vulnerable de la mayor colonia mundial. *Naturaleza y Conservación, Revista de la Asociación de Aves Argentinas*, 14, 10-15.
- Masello JF, Quillfeldt P (2004) b. Consequences of La Niña phase of ENSO for the survival and growth of nestling Burrowing Parrots on the Atlantic coast of South America. *Emu - Austral Ornithology*, 104(4), 337-346. <https://doi.org/10.1071/MU03039>
- Masello J, Quillfeldt P (2005). La colonia de loros barranqueros en la costa rionegrina de El Cóndor. Un patrimonio mundial. *Las mesetas patagónicas que caen al mar: la costa rionegrina*, 349-371.
- Masello JF, Pagnossin ML, Sommer C, Quillfeldt P (2006). Population size, provisioning frequency, flock size and foraging range at the largest known colony of Psittaciformes: The Burrowing Parrots of the north-eastern Patagonian coastal cliffs. *Emu - Austral Ornithology*, 106(1), 69-79. <https://doi.org/10.1071/MU04047>
- Masello JF, Quillfeldt P, Munimanda GK, Klauke N, Segelbacher G, Schaefer HM, Failla M, Cortés M, Moodley Y (2011). The high Andes, gene flow and a stable hybrid zone shape the genetic structure of a wide-ranging South American parrot. *Frontiers in zoology* 8(1): 1-17.
- Masello JF, Quillfeldt P (2012). ¿Cómo reproducirse exitosamente en un ambiente cambiante? Biología reproductiva del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el Noreste de la Patagonia. *El Hornero* 27(1): 73-88.
- Masello JF, Montano V, Quillfeldt P, Nuhlicková S, Wikelski M, Moodley Y (2015). La interacción de paisajes espaciales y climáticos en la evolución de un loro sudamericano. *Revista de Biogeografía* 42: 1077-1090.

- Masello JF (2021). ¿Por qué los loros barranqueros vienen a nuestras ciudades? (2 de julio de 2021) [Mensaje en un blog]
<https://lorosbarranqueros.blogspot.com/2021/07/por-que-los-loros-barranqueros-vienen.html>
- Masello JF, Balbiano A (2021). Mortandad de loros barranqueros en la provincia de Río Negro (Parte 4). (14 de febrero de 2021) [Mensaje en un blog]
<https://lorosbarranqueros.blogspot.com/2021/02/mortandad-de-loros-barranqueros-en-la.html>
- Massam M, Mawson P (2009). Management of rainbow lorikeets in Western Australia: A two-year update. *Australian viticulture*, 13(6), 16-21.
- Matuzak GD, Brightsmith DJ (2007). Roosting of Yellow-naped Parrots in Costa Rica: Estimating the size and recruitment of threatened populations. *Journal of Field Ornithology*, 78(2), 159-169. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2007.00099.x>
- Mayfield H.F (1961). Nesting success calculated from exposure. *The Wilson Bulletin* 73(3): 255-261.
- McKinney ML (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *Bioscience*, 52(10), 883-890.
- McKinney ML (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.
- Melo I, Ochoa-Quintero JM, de Oliveira Roque F, Dalsgaard B (2018) A review of threshold responses of birds to landscape changes across the world. *Journal of Field Ornithology* 89 (4): 303-314.
- Menchetti M, Mori E (2014). Worldwide impact of alien parrots (Aves Psittaciformes) on native biodiversity and environment: A review. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3), 172-194.
- Mendoza NC (2015). Análisis de la cadena de valor del comercio ilegal de Psitácidos en los mercados de Asunción y San Lorenzo, Paraguay. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Asunción.
- Miller JR (2005). Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in ecology & evolution*, 20(8), 430-434.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la República Argentina (MAyDS). *Cyanoliseus patagonus*. Resolución 795/17 de la Ley de Conservación de la Fauna N° 22.421. Extraído de:
<https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/resoluci%C3%B3n-795-2017-287278>
- Mitchell WF, Clarke RH (2019). Using infrared thermography to detect night-roosting birds. *Journal of Field Ornithology*, 90(1), 39-51. <https://doi.org/10.1111/jofo.12285>

- Moore JE, Switzer PV (1998) Preroosting aggregations in the American crow, *Corvus brachyrhynchos*. *Can J Zool* 76:508– 512.
- Moreno J (2016). The Unknown Life of Floaters: The Hidden Face of Sexual Selection. *Ardeola*, 63(1), 49-77. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp3>.
- Mori E, Grandi G, Menchetti M, Tella JL, Jackson HA, Reino L, van Kleunen A, Figueira R, Ancillotto L (2017). Worldwide distribution of non-native Amazon parrots and temporal trends of their global trade. *Animal Biodiversity and Conservation*, 40(1), 49-62.
- Muñoz-Pedreros A (2020). Urban Ecology. Bird Diversity in Cities in Southern Chile. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 503(1), 012097.
- Murgui E, Hedblom M (2017). Ecology and conservation of birds in urban environments. *Cham: Springer*, pp. 35-54.
- Naef-Daenzer B & Gruebler MU (2016). Post-fledging survival of altricial birds: Ecological determinants and adaptation. *Journal of Field Ornithology*, 87(3), 227-250.
- Narosky T, D Yzurieta (2006). Aves de Argentina y Uruguay: guía para la identificación. 15ª ed. Buenos Aires, Vazquez Mazzini editores. 248pp.
- Narosky T e Yzurieta D (2010). Aves de Argentina y Uruguay. Guía de identificación / Birds of Argentina and Uruguay. A field guide. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires. 432 pp. ISBN: 978-987-9132.
- Navas J (2014). Las aves exóticas introducidas y naturalizadas en la Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie*, 4(2), 191-202.
- Negro JJ (2011). The ghost fraction of populations: a taxon-dependent problem. *Animal Conservation*, 14: 338-339.
- Newton I (1998). Population limitation in birds. Academic press.
- Nores, M., & Yzurieta, D. (1979). Especiación en las Sierras Pampeanas de Córdoba y San Luis (Argentina), con descripción de siete nuevas subespecies de aves. *El Hornero*, 12(5), 88-102.
- Novoa FJ, Altamirano TA, Ibarra JT (2021). Nidificación de aves en barrancos de borde de camino en el bosque templado del sur de Chile. *Ornitología Neotropical*, 32: 17-21.
- Nunes MFC, Galetti M (2007). Use of forest fragments by blue-winged macaws (*Primolius maracana*) within a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 16(4), 953-967. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9034-9>
- Olah G, Butchart SH, Symes A, Guzmán IM, Cunningham R, Brightsmith DJ, Heinsohn R (2016). Ecological and socio-economic factors affecting extinction risk in parrots. *Biodiversity and Conservation*, 25(2), 205-223.

- Olson SL (1995). Types and nomenclature of two Chilean parrots from the voyage of HMS Blonde (1825). *Bull Br Ornithol Club* 115(4):235–239.
- Origlia J, Unzaga F, Piscopo M. et al. (2022). Sarcocistosis fatal en aves psitácidas de Argentina. *Parasitol Res* 121, 491–497. <https://doi.org/10.1007/s00436-021-07375-6>
- Pacífico EC, Barbosa EA, Filadelfo T, Oliveira KG, Silveira LF, Tella JL (2014). Breeding to non-breeding population ratio and breeding performance of the globally endangered Lear's Macaw *Anodorhynchus leari*: Conservation and monitoring implications. *Bird Conservation International*, 24(4), 466-476. <https://doi.org/10.1017/S095927091300049X>
- Paoloni JD (2010). Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca. *EDIUNS*, Argentina.
- Penteriani V, Otalora F & Ferrer M (2008). Floater mortality within settlement areas can explain the Allee effect in breeding populations. *Ecol. Model.* 213, 98–104.
- Penteriani V, Ferrer M & Delgado MM (2011). Floater strategies and dynamics in birds, and their importance in conservation biology: Towards an understanding of nonbreeders in avian populations. *Animal Conservation*, 14(3), 233-241. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00433.x>
- Pérez MR (2004). Comportamiento del loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) al dirigirse al dormidero comunal urbano, en la ciudad de Bahía Blanca. [Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas]. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- Petrie M & Møller AP (1991). Laying eggs in others' nests: intraspecific brood parasitism in birds. *Trends in Ecology & Evolution*, 6(10), 315-320. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(91\)90038-Y](https://doi.org/10.1016/0169-5347(91)90038-Y)
- Pezzola A, Winschel C, Sánchez R (2004). Estudio multitemporal de la degradación del monte nativo en el partido de Patagones–Buenos Aires. *Boletín Técnico* 12: 1-11.
- Piacentini VQ, Aleixo A, Agne CE, Maurício GN, Pacheco JF, Bravo GA, Cesari E (2015). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee/Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 23, 91-298.
- Pinto K, Villalobos F, Fischer C, Barrientos C, González-Acuña D, Troncoso I (2018). Detección serológica de *Chlamydophila psittaci* en psitácidos en cautiverio de la Región del Biobío, Chile. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 29(3), 950-956. <https://dx.doi.org/10.15381/rivep.v29i3.14838>
- Pires SF (2012). The illegal parrot trade: a literature review. *Global crime*, 13(3), 176-190.
- Primack R, Rozzi R, Massardo F, Feinsinger P (2001). VI. Destrucción y degradación del hábitat. Fundamentos de Conservación Biológica Perspectivas Latinoamericanas. México DF: *Fondo de Cultura Económica*, 183-221.

- Pruett-Jones S (2021). *Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers*. Princeton University Press.
- Puntal (2020). Una bandada de loros se asentó sobre el tendido eléctrico y provocó un apagón en Sampacho. (12 de mayo de 2020) <https://www.puntal.com.ar/las/una-bandada-loros-se-asento-el-tendido-electrico-y-provoco-un-apagon-sampacho-n103941>
- Quiroga L (2021). Pintan loros barranqueros para venderlos como amazónicos y multiplicar 10 veces su valor. *Diario de Cuyo*. (18 de marzo de 2021) <https://www.diariodecuyo.com.ar/sanjuan/Denuncian-que-pintan-loros-barranqueros-para-venderlos-como-amazonicos-y-multiplicar-10-veces-su-valor-20210318-0039.html>
- Ramirez-Herranz M, Rios RS, Vargas-Rodriguez R, Novoa-Jerez JE, Squeo FA (2017). The importance of scale-dependent ravine characteristics on breeding-site selection by the Burrowing Parrot, *Cyanoliseus patagonus*. *PeerJ*, 5: 1-21. <https://doi.org/10.7717/peerj.3182>.
- Rebolo Ifrán N (2017). Mecanismos de ocupación y adaptación, costos y beneficios de un proceso contemporáneo de urbanización en aves. [Tesis Doctoral en Biología]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Buenos Aires, Argentina.
- Rebolo N, Tella JL, Carrete M (2017). Urban conservation hotspots: Predation release allows the grassland-specialist burrowing owl to perform better in the city. *Scientific Reports* 7(1): 1-9. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03853-z>.
- Reed JE, McCleery RA, Silvy NJ, Smeins FE, Brightsmith DJ (2014). Monk parakeet nest-site selection of electric utility structures in Texas. *Landscape and Urban Planning*, 129, 65-72.
- Renton K, Salinas-Melgoza A, De Labra-Hernández MÁ, de la Parra-Martínez SM (2015). Resource requirements of parrots: Nest site selectivity and dietary plasticity of Psittaciformes. *Journal of Ornithology*, 156(1), 73-90. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1255-9>
- Reynolds SJ, Galbraith JA, Smith JA, Jones DN (2017). Garden bird feeding: Insights and prospects from a north-south comparison of this global urban phenomenon. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 24.
- Ricci M, Aguilar Á, Carrasco J, Donoso M, Durán H, Núñez C, Salvo J, Vergara J, Torres-Mura JC (2018). La colonia de trichahues (*Cyanoliseus patagonus bloxami*, Aves: Psittaciformes) del Alto Cachapoal, Chile: Variaciones poblacionales entre 1985 y 2015. *Ornitología Neotropical*, 29(1), 159-165.
- Ridgely RS, Tudor G (1994). *The Birds of South America. Volume I: The Oscine Passerines*. University of Texas Press, Austin.
- Rivera L, Politi N (2011). El loro pinero, símbolo de las yungas australes. Estado de conocimiento y Conservación. Jujuy, Argentina. 88 páginas.

- Rivera L, Politi N, Bucher EH (2012). Ecología y conservación del Loro Alisero (*Amazona tucumana*). *El hornero*, 27(1), 51-61.
- Rivera L, Politi N, Bucher EH, Pidgeon A (2022). Efecto de la tala forestal sobre la disponibilidad de alimentos, hábitat adecuado para anidar, densidad de nidos y patrón espacial de un loro neotropical. *Ecología y gestión forestal*, 507, 120005.
- Robles H & Ciudad C (2017). Floaters may buffer the extinction risk of small populations: An empirical assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1853), 20170074. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0074>
- Rojas Martínez ME (2008). Estudio de la interacción entre las poblaciones de Loro Tricahue (*Cyanoliseus patagonus bloxami*), y la actividad agrícola en las comunas de Vicuña y Monte Patria, Región de Coquimbo, Chile. *Santiago de Chile: Servicio Agrícola y Ganadero, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile*.
- Romero Figueroa G, González IR, Saucedo JMC, Velázquez DJS, Pérez MGD, Gutiérrez-López E & Pineda FJH (2023). Primer registro del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en la Península de Baja California, México. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 24(1), e647-e647.
- Romero-Vidal P, Blanco G, Hiraldo F, Díaz-Luque JA., Luna Á, Lera DN, Zalba S, Carrete M & Tella JL (2023). “Nesting innovations in Neotropical parrots associated to anthropogenic environmental changes”. *Ecology and Evolution*, 13, e10462. <https://doi.org/10.1002/ece3.10462>
- Rosake P, Ercolani P (2012). Los espacios de ocio de Bahía Blanca: Preferencias de la población en relación al uso de su tiempo libre. *Realidad, Tendencias y Desafíos en Turismo (CONDET)*, 10(1), Article 1.
- Russello MA, Avery ML, Wright TF (2008). Genetic evidence links invasive monk parakeet populations in the United States to the international pet trade. *BMC evolutionary biology*, 8(1), 1-11.
- Sachs JL, Hughes CR, Nuechterlein GL & Buitron D (2007). Evolution of Coloniality in Birds: A Test of Hypotheses With the Red-Necked Grebe (*Podiceps grisegena*). *The Auk*, 124(2), 628-642. <https://doi.org/10.1093/auk/124.2.628>
- Sagot M, Chaverri G (2015). Effects of roost specialization on extinction risk in bats. *Conservation Biology*, 29(6), 1666-1673. <https://doi.org/10.1111/cobi.12546>
- Salinas-Melgoza A & Renton K (2007). Postfledging survival and development of juvenile lilac-crowned parrots. *The Journal of wildlife management*, 71(1), 43-50.
- Sanchez Angonova PA (2019). Bases para la mitigación de conflictos con el loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el extremo austral bonaerense (0328-3321). Colección Divulgación Boletín técnico. Ediciones INTA.

- Sánchez RM (2011). Historia de la evolución de las condiciones ambientales de los partidos bonaerenses Villarino y Patagones. *Jornada sobre "Evolución y Futuro del Desarrollo de Producciones Agrícola-Ganaderas en el SO Bonaerense"* Bahía Blanca, Argentina.
- Sanchez R, Ballari S, Bucher E, Masello JF (2016). Foraging by burrowing parrots has little impact on agricultural crops in north-eastern Patagonia, Argentina. *International Journal of Pest Management*, 62(4): 326-335.
<https://doi.org/10.1080/09670874.2016.1198061>
- Sanhueza C, Germain P, Zapperi GM, Cuevas YA, Damiani M, Piovan MJ, Tizón FR, Loydi A. (2014). Plantas nativas de Bahía Blanca y sus alrededores. *Tellus*, 1, pp 204.
- Sarasola JH, Galmes MA, Watts BD (2020). Electrocution on Power Lines is an Important Threat for the Endangered Chaco Eagle (*Buteogallus coronatus*) in Argentina. *Journal of Raptor Research*, 54(2), 166-171. <https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.2.166>
- Saunders DA, Smith GT, Rowley I (1982). The availability and dimensions of tree hollows that provide nest sites for cockatoos (Psittaciformes) in Western Australia. *Wildlife Research*, 9(3), 541-556.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.
- Savard JPL, Clergeau P, Mennechez G (2000). Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and urban planning*, 48(3-4), 131-142.
- Scheffer M, Cremaschi L, Montalti D, Grilli, PG (2015). Los loros exóticos del parque provincial Pereyra Iraola y comentarios sobre su presencia en la ribera platense. *Nuestras aves*, no. 60. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/131125>
- Scherer A, Scherer SB, Bugoni L, Mohr LV, Efe MA, Hartz SM (2010). Estrutura trófica da Avifauna em oito parques da cidade de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Ornithologia*, 1(1), 25-32.
- Seewagen CL & Sheppard C (2017). Bird collisions with glass: An annotated bibliography. *American Bird Conservancy*, Washington, 41 pp.
- Segovia JM, Cockle KL (2012). Conservación del Loro vinoso (*Amazona vinacea*) en Argentina. *El hornero*, 27(1), 27-37.
- Senar JC, Domènech, J, Arroyo L, Torre I, Gordo O (2016). An evaluation of monk parakeet damage to crops in the metropolitan area of Barcelona. *Animal Biodiversity and Conservation*, 39(1), 141-145.
- Serrano D, Oro D, Ursúa E, Tella JL (2005). Colony size selection determines adult survival and dispersal preferences: Allee effects in a colonial bird. *American Naturalist*, 166 (2): E22-E31.
- Seto KC, Fragkias M, Güneralp B, Reilly MK (2011). A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. *PLoS ONE*, 6(8), e23777.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023777>

- Sewell SR, Catterall CP (1998). Bushland modification and styles of urban development: Their effects on birds in south-east Queensland. *Wildlife Research*, 25(1), 41-63. <https://doi.org/10.1071/wr96078>
- Shaffer HB (2018). Urban biodiversity arks. *Nature Sustainability*, 1(12), Article 12. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0193-y>
- Sierra Vásquez MA (2012). Ciudad y fauna urbana: Un estudio de caso orientado al reconocimiento de la relación hombre, fauna y hábitat urbano en Medellín. *Escuela de Planeación Urbano-Regional*.
- Sims V, Evans KL, Newson SE, Tratalos JA, Gaston KJ (2008). Avian assemblage structure and domestic cat densities in urban environments. *Diversity and Distributions*, 14(2), 387-399.
- Simkin RD, Seto KC, McDonald RI, Jetz W (2022). Biodiversity impacts and conservation implications of urban land expansion projected to 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(12), e2117297119.
- Snyder N, McGowan P, Gilardi J, Grajal A (2000). Parrots. *Status Survey and Conservation Action Plan 2000–2004*.
- Soares CS, Barnett AA, Scudeller VV, Borges SH (2023). Searching for food in a concrete jungle: feeding ecology of a Psittacine assemblage (Aves, Psittacidae) in a major Amazonian city. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, 95(3), e20220606. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320220606>
- Sokal RR, Rohlf FJ (1981). *Biometry*. 2da edn. WH Freeman & Co. San Francisco.
- Tagmann-Ioset A, Schaub M, Reichlin TS, Weisshaupt N, Arlettaz R. Bare ground as a crucial habitat feature for a rare terrestrially foraging farmland bird of Central Europe. *Acta Oecologica*. 2012. 39, 25-32. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.11.003>.
- Sol D, González-Lagos C, Moreira D, Maspons J, Lapiedra O (2014). Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology letters*, 17(8), 942-950.
- Souviron-Priego L, Muñoz AR, Olivero J, Vargas JM, Fa JE (2018). The legal international wildlife trade favours invasive species establishment: the monk and ring-necked parakeets in Spain. *Ardeola*, 65(2), 233-246.
- Speake MA (2015). Turismo ornitológico en Bahía Blanca. Caso de estudio: Colonias urbanas de loros barranqueros (*Cyanoliseus patagonus*). [Tesis de Licenciatura en Turismo]. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina.
- Spelt A, Soutar O, Williamson C, Memmott J, Shamoun-Baranes J, Rock P, Windsor S (2021). Urban gulls adapt foraging schedule to human-activity patterns. *Ibis*, 163(1), 274-282.

- Steffen W, Persson A, Deutsch L, Zalasiewicz J, Williams M, Richardson K, Svedin U (2011). The Anthropocene: From global change to planetary stewardship. *Ambio*, 40, 739-761.
- Strubbe D, Matthysen E (2007). Invasive ring-necked parakeets *Psittacula krameri* in Belgium: Habitat selection and impact on native birds. *Ecography*, 30(4), 578-588. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.05096.x>
- Swift TL, Hannon SJ (2010). Critical thresholds associated with habitat loss: A review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews* 85(1): 35–53.
- Tanferna A, López-Jiménez L, Blas J, Hiraldo F & Sergio F (2013). Habitat selection by Black kite breeders and floaters: Implications for conservation management of raptor floaters. *Biological Conservation*, 160, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.031>
- Tasker P, Reid C, Young AD, Threlfall CG, Latty T (2020). If you plant it, they will come: Quantifying attractiveness of exotic plants for winter-active flower visitors in community gardens. *Urban Ecosystems*, 23(2), 345-354.
- Tella JL, Rojas A, Carrete M, Hiraldo F (2013). Simple assessments of age and spatial population structure can aid conservation of poorly known species. *Biological Conservation*, 167, 425-434. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.035>
- Tella JL, Canale A, Carrete M, Petracci P, Zalba SM (2014). Anthropogenic Nesting Sites Allow Urban Breeding in Burrowing Parrots (*Cyanoliseus patagonus*). *Ardeola*, 61(2), 311-321. <https://doi.org/10.13157/arla.61.2.2014.311>
- Tellería JL (2013). Pérdida de biodiversidad. Causas y consecuencias de la desaparición de las especies. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 10, 13-25.
- Temby I (2007). Pest or guest-some perspectives of abundant wildlife in Victoria. <https://doi.org/10.7882/FS.2007.019>
- Toft CA, Wright TF (2015). Parrots of the wild: A natural history of the world's most captivating birds. Univ of California Press.
- Torres VS, Todeschini F, Farias MF (2015). Avaliação ambiental do parque urbano Chico Mendes, Porto Alegre–RS, Brasil. *Ciência e Natura*, 37(2), 200-211.
- Torres VS (2020). Estudio sobre fauna urbanizada, I: Psittaciformes na cidade de Porto Alegre, RS. *Unisanta Bioscience*, 9(3), 252-264.
- Townsend CRB (2008). Essentials of ecology. *Essentials of Ecology.*, Ed.3. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20093165587>
- Turner WR, Nakamura T, Dinetti M (2004). Global urbanization and the separation of humans from nature. *Bioscience*, 54(6), 585-590.
- UICN (2021). Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Versión 2021-2. <https://www.iucnredlist.org> ISSN 2307-8235.

- Urquiza A, Mella JE (2002). Riqueza y diversidad de aves en parques de Santiago durante el período estival. *Boletín Chileno de Ornitología*, 9(1), 12-21.
- VanderWerf E & Kalodimos NP (2021). Status of naturalized parrots in the Hawaiian Islands. *Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers*, 211-226.
- Vargas R, Squeo F (2014). Historia natural del Loro Tricahue en el Norte de Chile. Editorial Universidad de La Serena, Chile. 100 pp.
- Vergara-Tabares DL, Cordier JM, Landi MA, Olah G, Nori J (2020). Global trends of habitat destruction and consequences for parrot conservation. *Global Change Biology*, 26(8), 4251-4262. DOI: 10.1111/gcb.15135.
- Vieillot LJP (1818). *Psittacus patagonus*, Nouveau Dictionnaire d'histoire naturelle, nouv. Éd, 25 Buenos Aires, 1818. 367 p.
- Vitousek PM, D'antonio CM, Loope LL, Rejmanek M, Westbrooks R (1997). Introduced species: A significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 1-16.
- Voitzuk L (1975). El loro barranquero, plaga agrícola del sud de la provincia de Buenos Aires. *Bol Fitosanitario*, 48, 31-34.
- Wang S, Chu LM (2021). Características del microhábitat relacionadas con el cambio estacional de dormideros: implicaciones de una especie de cacatúa amenazada e introducida en un paisaje urbano. *Investigación aviar*, 12 (1), 1-10.
- Ward P, Zahavi A (1973). The Importance of Certain Assemblages of Birds as "Information-Centres" for Food-Finding. *Ibis*, 115(4), 517-534.
<https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1973.tb01990.x>
- Weatherhead PJ (1983). Two principal strategies in avian communal roosts. *The American Naturalist*, 121(2), 237-243.
- White GC & Burnham KP (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46: 120-139.
- White RL, Eberstein K, Scott DM (2018). Birds in the playground: Evaluating the effectiveness of an urban environmental education project in enhancing school children's awareness, knowledge and attitudes towards local wildlife. *PloS one*, 13(3), e0193993.
- Williams NS, McDonnell MJ, Phelan GK, Keim LD, Van Der Ree R (2006). Range expansion due to urbanization: Increased food resources attract Grey-headed Flying-foxes (*Pteropus poliocephalus*) to Melbourne. *Austral Ecology*, 31(2), 190-198.
- Winkler DW (2006). Roosts and migrations of swallows. *Hornero*, 21(2), 85-97.
- Wood WE, Yezerinac SM (2006). Song sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. *The Auk*, 123(3), 650-659.

- Wright TF, Toft CA, Enkerlin-Hoeflich E, Gonzalez-Elizondo J, Albornoz M, Rodríguez-Ferraro A, Rojas-Suárez F, Sanz V, Trujillo A, Beissinger SR (2001). Nest poaching in Neotropical parrots. *Conservation Biology*, 15(3), 710-720.
- Yom-Tov Y, Imber A, Otterman J (1977). The microclimate of winter roosts of the starling *Sturnus vulgaris*. *Ibis* 119:366–368
- Young AM, Hobson EA, Lackey LB & Wright TE (2012) Survival on the ark: life-history trends in captive parrots. *Anim. Conserv.* 15: 28–43.
- Zanotti M (2022). Registros de dos especies de psitácidos asilvestrados en la provincia de Mendoza y notas sobre la dieta. *Nótulas Faunísticas*. Segunda serie (333): 1-5.
- Zar JH (1999). Biostatistical analysis. Cuarta edición. Prentice-Hall, Upper Saddle River.
- Zeberio JM (2012). Avance de la frontera agropecuaria en el noreste patagónico y sus consecuencias en los procesos de desertificación y pérdida de biodiversidad. *Ciencia y Tecnología Ambiental. Un Enfoque Integrador. Asociación Argentina para el progreso de la ciencia*, Buenos Aires: 216-221.
- Zimmerman, DW y Zumbo, BD (1993). Poder relativo de la prueba de Wilcoxon, la prueba de Friedman y ANOVA de medidas repetidas sobre rangos. *La Revista de Educación Experimental*, 62 (1), 75-86.
- Zulian V, Müller ES, Cockle KL, Lesterhuis A, Tomasi Júnior R, Prestes NP, Martinez J, Kéry M, Ferraz G (2020). Addressing multiple sources of uncertainty in the estimation of global parrot abundance from roost counts: A case study with the Vinaceous-breasted Parrot (*Amazona vinacea*). *Biological Conservation*, 248: 108672. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108672>
- Zulian V, Miller DAW, Ferraz G (2021). Endemic and Threatened Amazona Parrots of the Atlantic Forest: An Overview of Their Geographic Range and Population Size. *Diversity*, 13, 416. <https://doi.org/10.3390/d13090416>
- Zulian V, Volinski AS, Petry MV, Muller ES (2022). Variation in population size of the endangered vinaceous-breasted parrot, *Amazona vinaceae*, in a comunal roost in southern Brazil. *Ornitología Neotropical Society*, 33(1):89-95.
- Zuluaga Sánchez GP (2008). Dinámicas urbano-rurales en los bordes en la ciudad de Medellín. *Gestión y ambiente*, 11(3).

ANEXO

CAPÍTULO 2: LOROS EN CIUDADES DEL SUR DE AMÉRICA DEL SUR: OPORTUNIDADES Y DESAFÍOS

ANEXO 1. Enlaces a los formularios de Google utilizados para la encuesta en cada país/estado, listado de preguntas y sus respectivas opciones de la versión en español

ARGENTINA

https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSd5Ui6eGuQeAqFnr0VSZxRCBzwEZNYN7qox7OrvR2cysGPV2A/viewform?usp=sf_link

CHILE

https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSce72zHv4gSgSghauxFnV288enipKXKml7oYH9o-gjcrQwUQ/viewform?usp=sf_link

PARAGUAY

https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSc2FTJLbbSS5kdtxbq-DvyBXMdXqBoWdLYzzF6tdpvee73Pcg/viewform?usp=sf_link

URUGUAY

https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLSdbE7rbUdqapo7b0vGZidYnnNbCPaH7hhacgZTgSECP9LUh6Q/viewform?usp=sf_link

RIO GRANDE DO SUL

https://docs.google.com/forms/d/e/1FAIpQLScmyWJnxFfHz-EQnN1VIB5nUb6vYuaDyTOdoxtAdE43QOuJqA/viewform?usp=sf_link

ENCUESTA MODELO

Psitácidos en ambientes urbanos del cono sur de América del Sur

Este cuestionario forma parte de un proyecto de investigación que intenta conocer la presencia y actividad de psitácidos silvestres en ambientes urbanos. La encuesta está diseñada para completar los datos considerando una ciudad en particular, la que se informa en la primera página. Si

tuviera información para más de una localidad le agradeceríamos que, una vez completo este cuestionario, vuelva a ingresar y conteste una nueva encuesta para la ciudad correspondiente.

*obligatorio

Nombre de quien responde*

Organización a la que pertenece

E –mail de contacto*

Ciudad/Localidad a la que corresponden los datos *

Provincia/Estado/Región* (Para Chile usar “Región”, para Brasil “Estado”, para Argentina “Provincia”) Departamento para Uruguay y Paraguay

¿Qué especies de psitácidos observa libres en la ciudad?*

Nombre científico de la especie (Nombre común de la especie)

Imagen de la especie

Sí

No

No sé

Nombre científico de la especie (Nombre común de la especie) –especie 1/NN

¿Tiene información respecto de la antigüedad de la presencia de la especie en la ciudad? ¿En cuántos años puede estimarse? (línea para responder)

¿Cuál es la probabilidad de observación de esta especie en la localidad a la que corresponde este cuestionario? (elegir una opción)*

I- Rara, muy difícil de ver. Sabe de la presencia de la especie en la ciudad pero la observó solo en una o dos oportunidades.

II- Escasa o difícil de ver. La observa solo una de cada diez veces que recorre el área en que observó la especie en la ciudad.

III- Frecuente o fácil de ver. La observa la mitad de las veces que visita el área en que observó la especie en la ciudad.

IV- Muy abundante. La observa todas o casi todas las veces que recorre el área en que observó la especie en la ciudad.

Tendencia en la abundancia de la especie en la ciudad (elegir una opción)*

- En aumento
- Estable
- En declinación
- No sé

¿En cuál/es de estos ambientes urbanos se observa? (elegir una o más opciones)*

- Parques y paseos públicos.

- Áreas suburbanas de población media a baja (dominadas pos casas o edificios bajos).
- Áreas urbanas de alta densidad poblacional (dominadas por edificios altos).

Su presencia en la ciudad es: *(elegir una opción)**

- Permanente
- Estacional
- Esporádica
- No sé

En caso de presencia esporádica o estacional. Se observa en:

- Otoño
- Invierno
- Primavera
- Verano

¿Podría estimar el tamaño de la población al momento del pico de abundancia anual en la ciudad? *(Elegir una sola opción)**

- <10 individuos
- 10-50 individuos

- 50-100 individuos
- 100-500 individuos
- 500-1000 individuos
- 1000-5000 individuos
- 5000-10000 individuos
- 10000-15000 individuos
- >15000 individuos
- Otro (en caso de contar con un valor más preciso)
- No sé

Nombre científico de la especie (Nombre común de la especie)

¿Qué recursos urbanos utiliza la especie? (Elegir una o más opciones)*

- Arboledas
- Edificios y otras estructuras urbanas
- Recursos alimenticios
- Otros recursos del ámbito urbano

Describa brevemente que recursos utiliza la especie en la ciudad a la que corresponde la encuesta (*línea para responder*)

Nombre científico de la especie (Nombre común de la especie)

Si la especie es gregaria, ¿sabe de la existencia de dormitorios comunales dentro de la ciudad? (*Elegir opciones*)*

- Sí
- No

En caso afirmativo. Los dormideros se ubican en:

- Parques y paseos públicos
- Áreas suburbanas de población media a baja (dominadas pos casas o edificios bajos)
- Áreas urbanas de alta densidad poblacional (dominadas por edificios altos)

¿Podría estimar el número de individuos que utilizan esos dormideros al momento del pico de abundancia anual en la ciudad? *(Elegir una sola opción)*

- <10 individuos
- 10-50 individuos
- 50-100 individuos
- 100-500 individuos
- 500-1000 individuos
- 1000-5000 individuos
- 5000-10000 individuos
- 10000-15000 individuos
- >15000 individuos
- Otro:
- No sé

Nombre científico de la especie (Nombre común de la especie)

¿La especie cría dentro de la ciudad? *(Elegir una opción)*

- Sí
- No
- No estoy seguro

En caso afirmativo. ¿Dónde anidan?

- En cavidades en barrancas
- En cavidades de árboles
- Sobre árboles
- Otras:

¿Ha observado juveniles?

- Sí
- No
- No estoy seguro

Nombre científico de la especie (Nombre común de la especie)

¿Existe algún conflicto (real o percibido) entre los habitantes y la especie en el ámbito de su ciudad? (elegir una sola opción)*

- Si
- No
- No se

En caso afirmativo. ¿Puede reconocer algunas de las siguientes situaciones de conflicto?

- Quejas por ruidos
- Quejas por consumo de frutos
- Quejas por suciedad en veredas, paseos u otros espacios públicos
- Quejas por cortes de electricidad
- Quejas por riesgos sanitarios
- Otros:

¿Cómo percibe usted la presencia de la especie en su ciudad? (elegir una opción)

- Como algo positivo
- Como algo negativo

- No tengo opinión al respecto.

Percibo la presencia de la especie en la ciudad como algo positivo/negativo porque... (*Línea para responder*)

¿Cree que alguna de estas características podría haber ayudado para el establecimiento de esta especie en la ciudad a la que corresponde el cuestionario? (*elegir una o más opciones*)

- Abundancia en la naturaleza
- Dieta
- Pérdida o degradación de ambientes naturales
- Hábito de anidación
- Coincidencia entre el clima del área de distribución y el de la ciudad
- Amplitud de nicho
- Comercialización y mascotismo
- No tengo opinión al respecto

Esta secuencia se repite con cada una de las especies de la lista.

FINAL DE LA ENCUESTA:

OBSERVACIONES

En este espacio podrá nombrar otras especies que no estén incluidas en este listado pero que haya observado en la ciudad a la que corresponde este cuestionario o en otra ciudad de su país (*Línea para responder*)

¡Muchas gracias por su colaboración!

ANEXO 2. Ciudades con registros de psitaciformes en el Cono Sur de Sudamérica según las encuestas realizadas entre 2020 y 2021. El número de habitantes se basa en los datos del censo oficial más reciente de cada país.

País-Estado	Área [km²]	Población urbana [%]	Población total (dato anual)	Proyección de la población total (año 2020)	Prov/Región/ Dpto/ Microregion	Ciudad	Población
Argentina	3.761.274	92	40.117.096 (2010)	45.376.763	Buenos Aires	CABA + AMBA	14.800.000
					Córdoba	Córdoba Capital	1.329.604
					Santa Fe	Rosario	948.312
					Mendoza	Mendoza	937.154
					Buenos Aires	Mar del Plata	593.337
					Tucumán	San Miguel de Tucumán	548.866
					Salta	Salta	521.483
					Santa Fe	Santa Fe	391.231
					Buenos Aires	Bahía Blanca	291.327

Misiones	Posadas	275.028
Santiago del Estero	Santiago del Estero	252.192
Entre Ríos	Paraná	247.863
Mendoza	Godoy Cruz	189.578
La Rioja	La Rioja	178.872
Mendoza	Maipú	172.332
Córdoba	Ciudad de Río Cuarto	158.298
Entre Ríos	Concordia	152.282
Mendoza	San Rafael	118.850
Buenos Aires	Tandil	116.916
Río Negro	San Carlos de Bariloche	109.305
San Juan	Gran San Juan	109.123
La Pampa	Santa Rosa	102.860
Chubut	Trelew	99.430
Río Negro	General Roca	90.607
Buenos Aires	Necochea	84.784
Entre Ríos	Gualeguaychú	83.116
Chubut	Puerto Madryn	81.995
Entre Ríos	Concepción Del Uruguay	73.729
Santa Fe	Santo Tomé	66.133
Buenos Aires	Punta Alta	58.315
Tucumán	Yerba Buena	58.001
Misiones	El Dorado	57.323
Tierra del Fuego	Ushuaia	56.956
Tucumán	Concepción	52.073
Santa Fe	Esperanza	42.082

Misiones	Puerto Iguazú	41.062
Tucumán	Tafí Viejo	39.601
Santa Fe	Casilda	35.058
Córdoba	Bell Ville	34.439
Chubut	Esquel	32.758
Neuquén	Zapala	32.097
Córdoba	Villa Dolores	31.853
La Rioja	Chilecito	29.459
Neuquén	San Martin de los Andes	27.956
Buenos Aires	Pinamar	25.397
Mendoza	Coquimbato	19.972
Santa Fe	Gálvez	19.309
Buenos Aires	General Madariaga	18.089
Río Negro	El Bolsón	17.061
Córdoba	Las Varillas	16.316
Río Negro	San Antonio Oeste	16.265
Córdoba	Villa del Rosario	15.394
Santa Fe	San Cristobal	14.922
Santa Cruz	Puerto Deseado	14.183
Buenos Aires	Lobería	13.005
Neuquén	Junín de los Andes	12.621
Santa Fe	Laguna Paiva	12.443
Mendoza	Chacras de Coria	12.428
La Pampa	Toay	11.626
Buenos Aires	Coronel Dorrego	11.510
Neuquén	Villa la Angostura	11.063

Misiones	San Pedro	10.397
Mendoza	La Paz	10.012
Buenos Aires	Carhué	9660
Buenos Aires	Pedro Luro	9494
Mendoza	Vistalba	8771
Santa Fe	Monte Vera	8284
Santa Cruz	Puerto san Julián	7894
Mendoza	Tulumaya	7870
Salta	San Lorenzo	7004
Buenos Aires	Tornquist	6473
Córdoba	Las Higueras	6202
Buenos Aires	Darregueira	5547
San Juan	Barreal	5398
Buenos Aires	Mayor Buratovich	5372
Buenos Aires	Carlos Tejedor	5178
Córdoba	Santa Catalina – Holmberg	3898
Buenos Aires	Hilario Ascasubi	3427
Santa Fe	Soldini	3212
Chubut	Río Mayo	2791
San Juan	San Agustín de Valle Fértil	2731
Buenos Aires	Villa Cacique	2689
Buenos Aires	Saavedra	2276
San Juan	Valle de Calingasta	2039
Buenos Aires	Stroeder	1998
Buenos Aires	Chapadmalal	1633
Santa Cruz	El Chaltén	1627

					La Rioja	Anillaco	1573
					Buenos Aires	Barker	1241
					Corrientes	San Cayetano	872
					Buenos Aires	Bordenave	852
					Río Negro	El Cóndor	746
					Buenos Aires	Atalaya	720
					Buenos Aires	Mar Chiquita	487
					Córdoba	Cabalango	475
					San Juan	La Majadita	40
					San Juan	Los Bretes	40
Chile	2.006.096	87,8	17.574.003 (2017)	19.458.310	Metropolitana	Santiago	5.250.565
					Valparaíso	Viña del Mar	334.248
					Valparaíso	Valparaiso	296.655
					La Araucanía	Temuco	282.415
					Coquimbo	Coquimbo	227.730
					Bío Bío	Concepción	223.574
					Coquimbo	La Serena	221.054
					Los Ríos	Valdivia	166.080
					Los Lagos	Osorno	161.460
					Magallanes	Punta Arenas	133.282
					Valparaíso	San Antonio	91.350
					Bío Bío	Tomé Coliumo	54.946
					Los Lagos	Castro	43.807
					Bío Bío	Lota	43.535
					Valparaíso	La Ligua	35.390
					Coquimbo	Monte Patria	30.751

					Coquimbo	Vicuña	27.771
					Bío Bío	Comuna Hualqui	24.333
					Los Lagos	Frutillar	18.428
					La Araucanía	Curacautin	17.413
					Maule	Romeral	15.187
					Los Lagos	Chonchi	14.858
					Los Lagos	San Pablo	10.030
					La Araucanía	Comuna de Ercilla	7733
					Los Ríos	Máfil	7095
					O'Higgins	Litueche	6294
					O'Higgins	Bucamelu, Paredones	6188
					Ñuble	Trehuaco	5401
					Atacama	Alto del Carmen	5299
					Aysén	Chile Chico	4865
					Ñuble	San Fabian	4308
					Aysén	Tortel	523
					Los Lagos	Quinched rural	326
Paraguay	406.750	62,9	6.461.041 (2012)	7.252.672	Central	Asunción	521.559
					Central	San Lorenzo	258.919
					Central	Fernando de la Mora	180.186
					Itapua	Encarnacion	136.308
					Cordillera	Caacupé	57.682
					San Pedro	San Pedro del Ycuamandyyu	35.518
					Alto Paraná	Yguazú	11.391
Uruguay	176.220	93	3.286.314 (2011)	3.530.912	Montevideo	Montevideo	1.304.729
					Canelones	Ciudad de la Costa	112.449

						Salto	Salto	104.011
						Tacuarembó	Ciudad de Tacuarembó	54.755
						Durazno	Durazno	34.368
						Colonia	Colonia del Sacramento	26.231
						Maldonado	Punta del Este	9277
						Canelones	Salinas	8626
						Rocha	La Paloma	3495
						Canelones	Soca	1797
Rio Grande do Sul (Brazil)	281.707.156	85,1	10.693.929	11.422.973		Porto Alegre	Porto Alegre	1.488.252
			(2010)			Pelotas	Pelotas	343.132
						Litoral Lagunar	Rio Grande	211.965
						Santo Angelo	Santo Ângelo	77.568
						Santa Cruz do Sul	Venâncio Aires	71.973
						Carazinho	Carazinho	62.265
						Osorio	Osório	46.414
						Campanha Central	Rosário do Sul	39.314
						Osorio	Torres	39.064
						Gramado-Canela	Igrejinha	37.340
						Gramado-Canela	Gramado	36.555
						Lajeado-Estrela	Teutônia	33.766
						Litoral Lagunar	Santa Vitória do Palmar	29.483
						Gramado-Canela	Ivoti	24.690
						Vacaria	São Francisco de Paula	21.801
						Erechim	Getúlio Vargas	16.184

Osorio	Mostardas	12.847
Porto Alegre	Glorinha	8204
Guapore	Paraí	7727
Santo Angelo	Sao Miguel das Missões	7683
Frederico Westphalen	Iraí	7141
Ijuí	ajuricaba	6987
Cachoeira do Sul	Passo do Sobrado	6574
Pelotas	Cerrito	6047
Santa Maria	Itaara	5537
Campanha Ocidental	Maçambará	4562
Passo Fundo	Vila Maria	4363
Campanha Ocidental	Barra do Quaraí	4227
Montenegro	Pareci Novo	3862
Caxias do Sul	Nova Roma do Sul	3717
Guapore	Nova Alvorada	3663
Vacaria	Jaquirana	3662
Erechim	Severiano de Almeida	3631
Santa Maria	Dilermando de Aguiar	3002
Osorio	Mampituba	2973
Nao-Me-Toque	Victor Graeff	2860
Caxias do Sul	Monte Belo do Sul	2530
Guapore	Itapuca	2065
Erechim	Ipiranga do Sul	1880
Caxias do Sul	Coronel Pilar	1614

ANEXO 3. Especies de psitácidos que crían en centros urbanos del Cono Sur de Sudamérica. Los números representan las ciudades donde nidifica la especie y, entre paréntesis, los países/estado para los que fue citada. AR: Argentina, CH: Chile, PY: Paraguay, RS: Estado de Rio Grande do Sul, Brasil, UY: Uruguay. Los números 1 a 7 indican la categoría de tamaño de ciudad según el número de habitantes: 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes.

Especies	Categoría de tamaño de ciudad (habitantes)						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Amazona aestiva</i>	3 _(AR-RS)	1 _(PY)			2 _(AR)		1 _(RS)
<i>Ara chloropterus</i>		1 _(PY)	1 _(PY)				
<i>Aratinga nenday</i>	1 _(AR)						
<i>Brotogeris chiriri</i>	2 _(AR-RS)	2 _(AR-PY)	2 _(AR-PY)				
<i>Brotogeris tirica</i>					1 _(RS)		
<i>Brotogeris versicolurus</i>	1 _(AR)						
<i>Cyanoliseus patagonus</i>		1 _(AR)	2 _(AR)	1 _(AR)	1 _(AR)	1 _(AR)	6 _(AR)
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>					1 _(CH)		
<i>Forpus xanthopterygius</i>		1 _(PY)	2 _(AR-PY)				
<i>Myiopsitta monachus</i>	5 _(AR-CH-UY-RS)	6 _(AR-PY)	31 _(AR-CH-PY-RS-UY)	16 _(AR-UY-RS)	26 _(AR-PY-UY-RS)	15 _(AR-UY-RS)	20 _(AR-UY-RS)

<i>Phyrrura frontalis</i>	1 _(AR)			1 _(RS)	1 _(RS)	1 _(RS)
<i>Pionus maximiliani</i>				1 _(AR)		1 _(RS)
<i>Psilopsiagon aymara</i>			1 _(AR)			
<i>Psittacara acuticaudatus</i>			1 _(AR)	1 _(AR)		3 _(AR)
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	1 _(AR)					1 _(RS)

ANEXO 4. Especies de psitácidos para las que se reportan observaciones de juveniles en centros urbanos del Cono Sur de Sudamérica. Los números representan ciudades y, entre paréntesis, los países/estado para los que fue citada. AR: Argentina, CH: Chile, PY: Paraguay, RS: Estado de Rio Grande do Sul, Brasil, UY: Uruguay. Los números 1 a 7 indican la categoría de tamaño de ciudad según el número de habitantes: 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes.

Especies	Categoría de tamaño de ciudad (habitantes)						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Amazona aestiva</i>	4 _(AR-PY-UY)	1 _(PY)	1 _(PY)		1 _(AR)		
<i>Amazona brasiliensis</i>					1 _(RS)		
<i>Amazona pretrei</i>				1 _(RS)			
<i>Amazona vinaceae</i>				1 _(RS)			
<i>Ara chloropterus</i>		1 _(PY)	1 _(PY)				

<i>Aratinga nenday</i>	2 _(AR-PY)			1 _(PY)			
<i>Brotogeris chiriri</i>	2 _(AR-RS)	1 _(PY)					
<i>Brotogeris tirica</i>					3 _(RS)	1 _(RS)	
<i>Brotogeris versicolurus</i>	1 _(AR)						
<i>Cyanoliseus patagonus</i>	1 _(AR)	1 _(AR)	2 _(AR)	2 _(AR)	2 _(AR)	3 _(AR)	8 _(AR)
<i>Cyanoliseus patagonus bloxami</i>			1 _(CH)		3 _(CH)		
<i>Enicognathus ferrugineus</i>			1 _(CH)		1 _(CH)		
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>			2 _(CH)		1 _(CH)	1 _(CH)	
<i>Eupsittula aurea</i>					1 _(RS)		
<i>Forpus xanthopterygius</i>		1 _(PY)		1 _(AR)			
<i>Myiopsitta monachus</i>	5 _(AR-CH-RS-UY)	4 _(AR-PY)	19 _(AR-CH-PY-RS-UY)	10 _(AR-CH-RS)	19 _(AR-UY-RS)	17 _(AR-UY-RS)	17 _(AR-UY-RS)
<i>Phyrrura frontalis</i>	1 _(AR)			1 _(RS)	2 _(AR-RS)	1 _(RS)	1 _(RS)
<i>Phyrrura molinae</i>			1 _(AR)				
<i>Pionus maximiliani</i>		1 _(AR)				1 _(RS)	1 _(RS)
<i>Psilopsiagon aymara</i>			1 _(AR)			1 _(AR)	1 _(AR)
<i>Psittacara acuticaudatus</i>			1 _(AR)		1 _(AR)	1 _(AR)	3 _(AR)
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	1 _(AR)						1 _(RS)

ANEXO 5. Presencia de psitácidos asociados a distintos ambientes urbanos en ciudades de diferente tamaño en el Cono Sur de Sudamérica. a- Áreas urbanas con alta densidad poblacional, b- Áreas suburbanas con densidad de población media a baja y c- Parques públicos. Los números 1 a 7 indican la categoría de tamaño de ciudad según el número de habitantes: 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes.

Especies	Categoría de tamaño de ciudad (habitantes)						
	1	2	3	4	5	6	7
<i>Amazona aestiva</i>	abc	abc	abc	bc	abc	bc	abc
<i>Amazona brasiliensis</i>				c		bc	
<i>Amazona pretrei</i>	c				abc	b	bc
<i>Amazona tucumana</i>			bc	c			
<i>Amazona vinacea</i>				b	abc		
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>		bc	bc				
<i>Ara chloropterus</i>	c	bc	bc				
<i>Aratinga nenday</i>	abc	bc	bc	b	abc		
<i>Bolborhynchus orbygnesi</i>					bc		
<i>Brotogeris chiriri</i>	abc	abc	abc	abc	abc	bc	

<i>Brotogeris tirica</i>					b	bc	bc
<i>Brotogeris versicolurus</i>	ac						b
<i>Cyanoliseus patagonus bloxami</i>			b		bc	c	
<i>Cyanoliseus patagonus</i>	abc	abc	abc	abc	abc	bc	abc
<i>Enicognathus ferrugineus</i>			abc	bc	abc		bc
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>			abc	c	bc	bc	
<i>Eupsittula aurea</i>		bc			ab	bc	
<i>Forpus xanthopterygius</i>		abc	bc	bc	bc		
<i>Melopsittacus undulatus</i>	abc	abc	abc	b	b		
<i>Myiopsitta monachus</i>	abc	abc	abc	abc	abc	abc	abc
<i>Phyrrura frontalis</i>	abc		bc	abc	bc	bc	bc
<i>Phyrrura molinae</i>	ac		ac				
<i>Pionopsitta pileata</i>	c				abc		
<i>Pionus maximiliani</i>	ac	bc	bc	abc	abc		
<i>Primolius maracana</i>					c		

<i>Psilopsiagon aymara</i>		c	b			b	bc
<i>Psittacara acuticaudatus</i>	c	bc	abc	c	abc	bc	bc
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	abc	bc	bc	abc	abc		bc
<i>Psittacara mitratus</i>	c	bc		bc	a		
<i>Triclaria malachitacea</i>	c			b	b		

ANEXO 6. Especies de psitácidos reportadas utilizando recursos en ciudades del Cono Sur de Sudamérica. Los números representan observaciones para cada especie y, entre paréntesis, los países/estado para los que fue mencionada. AR: Argentina, CH: Chile, PY: Paraguay, RS: Estado de Rio Grande do Sul, Brasil, UY: Uruguay. Los números 1 a 7 indican la categoría de tamaño de ciudad según el número de habitantes: 1) > 1.000.000 de habitantes, 2) entre 1.000.000 y 500.000, 3) entre 500.000 y 100.000, 4) entre 100.000 y 50.000, 5) entre 50.000 y 10.000, 6) entre 10.000 y 5000, y 7) < 5000 habitantes.

Especies	Arbolado	Estructuras urbanas	Recursos alimenticios
<i>Amazona aestiva</i>	66 (AR-CH-PY- RS -UY)	10 (AR-RS)	32 (AR-CH-PY- RS -UY)
<i>Amazona brasiliensis</i>	2 (RS)	0	1 (RS)
<i>Amazona pretrei</i>	6 (AR-RS)	0	3 (AR-RS)
<i>Amazona tucumana</i>	2 (AR)	0	2 (AR)
<i>Amazona vinacea</i>	3 (AR)	0	2 (AR-RS)
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>	5 (PY)	1 (PY)	1 (PY)

<i>Ara chloropterus</i>	10 (AR-PY)	1 (PY)	8 (PY)
<i>Aratinga nenday</i>	29 (AR-PY)	2 (AR)	20 (AR-PY)
<i>Bolborhynchus orbynesius</i>	1 (AR)	0	0
<i>Brotogeris chiriri</i>	43 (AR-PY-RS)	4 (PY-RS)	27 (AR-PY-RS)
<i>Brotogeris tirica</i>	6 (RS)	1 (RS)	4 (RS)
<i>Brotogeris versicolurus</i>	2 (AR)	1 (AR)	1 (AR)
<i>Cyanoliseus patagonus bloxami</i>	5 (CH)	0	2 (CH)
<i>Cyanoliseus patagonus</i>	59 (AR)	24 (AR)	24 (AR)
<i>Enicognathus ferrugineus</i>	35 (AR-CH)	2 (AR)	24 (AR-CH)
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	16 (CH)	1 (CH)	7 (CH)
<i>Eupsittula aurea</i>	2 (PY-RS)	1 (AR)	2 (PY-RS)
<i>Forpus xanthopterygius</i>	8 (AR-PY)	1 (PY)	6 (AR-PY)
<i>Melopsittacus undulatus</i>	15 (AR-CH-PY-UY)	3 (AR-CH-PY)	4 (AR-CH-PY)
<i>Myiopsitta monachus</i>	253 (AR-CH-PY- RS- UY)	70 (AR-CH-PY- RS- UY)	167 (AR-CH-PY- RS- UY)
<i>Phyrrura frontalis</i>	24 (AR-RS)	8 (AR-RS)	15 (AR-RS)

<i>Phyrrura molinae</i>	2 (AR)	1 (AR)	1 (AR)
<i>Pionopsitta pileata</i>	3 (AR-RS)	0	2 (AR-RS)
<i>Pionus maximiliani</i>	25 (AR-PY-RS)	0	10 (AR-PY-RS)
<i>Psilopsiagon aymara</i>	7 (AR)	0	3 (AR)
<i>Psittacara acuticaudatus</i>	35 (AR-PY-UY)	1 (AR)	21 (AR-PY)
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	34 (AR-PY-UY-RS)	2 (AR)	16 (AR-PY-RS)
<i>Psittacara mitratus</i>	7 (AR)	0	3 (AR)
<i>Triclaria malachitacea</i>	3 (RS)	0	0

ANEXO 7. Especies reportadas como mascotas en el Cono Sur de Sudamérica Ar: Argentina, Ch: Chile, Py: Paraguay, RS: Estado de Rio Grande do Sul, Brasil y Uy: Uruguay

Especies	AR	CH	PY	RS	UY
<i>Agapornis</i> sp.	*	*			
<i>Amazona aestiva</i>	*		*	*	*
<i>Amazona pretrei</i>				*	
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>			*		
<i>Ara ararauna</i>			*		

<i>Ara chloropterus</i>	*		*		
<i>Ara ararauna</i> x <i>Ara chloropterus</i>			*		
<i>Ara glaucogularis</i>			*		
<i>Aratinga nenday</i>	*		*		
<i>Brotogeris chirirí</i>	*		*	*	
<i>Brotogeris tirica</i>				*	
<i>Cyanoliseus patagonus</i>	*				*
<i>Enicognathus ferrugineus</i>		*			
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>		*			
<i>Eupsittula aurea</i>	*				
<i>Forpus xanthopterygius</i>	*				
<i>Melopsittacus undulatus</i>	*	*	*		*
<i>Myiopsitta monachus</i>	*	*	*	*	*
<i>Nymphicus hollandicus</i>	*				
<i>Phyrrura frontalis</i>	*				
<i>Phyrrura molinae</i>	*				
<i>Pionopsitta pileata</i>	*				
<i>Pionus maximiliani</i>	*		*		
<i>Platycercus eximius</i>		*			
<i>Psittacara acuticaudatus</i>	*		*		

<i>Psittacara leucophthalmus</i>	*	*
<i>Psittacara mitratus</i>	*	
