



El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

Volumen 38 - Número 1

Agosto 2023



AVES ARGENTINAS

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

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

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



Accedé a la colección completa de El Hornero ingresando a elhornero.avesargentinas.org.ar



Ilustración de tapa: Carpintero Cara Canela (*Celeus galeatus*) realizado por Dana Piedrabuena.

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

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

Trabaja en diferentes líneas de acción para alcanzar estos objetivos:

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

Conocé más sobre el Departamento científico ingresando a linktr.ee/CienciaAves o escaneando el código QR.





El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

Establecida en 1917

ISSN 0073-3407 (Versión impresa) · ISSN 1850-4884 (Versión electrónica)

Volumen 38 - Número 1 - Agosto 2023

Editor en Jefe

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

Editores Adjuntos

Dr. Ignacio Roesler · *Programa Biodiversidad y Conservación, Dpto. de Análisis de Sistemas Complejos, Fundación Bariloche-CONICET, Bariloche, Argentina*

Dra. Karina Speziale · *Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA, CONICET-Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina*

Editores Asociados

Dr. Adrián Di Giacomo · *Laboratorio de Biología de la Conservación, CECoAL-CONICET, Corrientes, Argentina*

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

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

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

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

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

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

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

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

Dra. Kristina L. Cockle · *Grupo de Ecología y Conservación de Aves, Instituto de Biología Subtropical-CONICET-UNaM, Puerto Iguazú, Argentina*

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

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

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

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

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

Editoras de Resúmenes en Inglés

Diana Raimondo, Alba Mora, Romina Carabajal, Martha Bianchini & Sol Dibo · *Servicio de Traducción, Facultad de Lenguas. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina. <http://www.uncoma.edu.ar>*

Dra. Maria Smith · *Department of Ecology and Evolutionary Biology Princeton University*

Revisores de Formato

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

Dirección General

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

Diseño Gráfico & Desarrollo Open Journal Systems

María del Castillo · *Departamento Científico, Aves Argentinas (delcastillo@avesargentinas.org.ar)*

Contenido Open Journal Systems

Matías Cabezas, Lic. Cornelia Witschi & Numa Taiel Nazar · *Departamento Científico, Aves Argentinas*

Información Editorial

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

Email: elhornero@avesargentinas.org.ar

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



Miembro de



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



Contenidos/Contents

Puntos de Vista

- Más allá de la conservación de las aves: Involucrando a las comunidades para la conservación de los espacios verdes urbanos | *Beyond birds' conservation: Engaging communities for the conservation of urban green spaces*..... 8

Revisión

- La ornitología en el Paraguay: una revisión de los patrones de investigación durante 25 años (1995 – 2019) | *Ornithology in Paraguay: a review of research patterns across 25 years (1995 – 2019)*..... 22

Artículos

- Respuesta diferencial de la Lechucita Vizcachera (*Athene cunicularia*) a vocalizaciones heteroespecíficas | *Differential response of the Burrowing Owl (Athene cunicularia) to heterospecific calls* 36
- Cambios en la disponibilidad, uso y selección de hábitats de cauquenes migratorios (*Chloephaga spp.*) durante su invernada en la provincia de Buenos Aires, Argentina | *Changes in migratory Sheldgeese (Chloephaga spp.) availability, use and habitat selection during their wintering in the province of Buenos Aires, Argentina*..... 46
- Estacionalidad en la presencia de la Torcaza (*Zenaida auriculata*) en un gradiente urbano de Mar del Plata, Argentina | *Seasonality in the presence of the Eared Dove (Zenaida auriculata) along an urban gradient of Mar del Plata City, Argentina*..... 57
- Redes de dispersión de semillas por aves en la ecorregión del Espinal, Córdoba, Argentina | *Networks of seed dispersal by birds in the Espinal ecoregion, Córdoba*..... 65
- Composición del ensamble de aves urbanas en la Ciudad de Chilecito, Ecorregión de Monte de Sierras y Bolsones (La Rioja, Argentina) | *Composition of the urban bird assemblage in the City of Chilecito, Monte de Sierras y Bolsones Ecoregion (La Rioja, Argentina)*..... 74

Comunicaciones breves

- Pequeños mamíferos en egagrópilas de aves rapaces en un ecotono desértico del noroeste de Patagonia, Argentina | *Small mammals in pellets of birds of prey from a desert ecotone in northwestern Patagonia, Argentina*..... 91
- Caso de estudio: registro de aves residentes y migratorias en un jardín privado "amigable" en Tucumán, Argentina | *Registration of resident and migratory birds in a "friendly" private garden in Tucumán, Argentina*..... 99

Reseñas de Tesis

- Interacciones y uso de hábitat de tres especies de carpinteros (aves, Picidae) utilizando radiotelemetría: importancia para estrategias de conservación del Bosque Atlántico | *Interactions and habitat use of three Woodpecker species (aves, Picidae) using radiotelemetry: relevance for Atlantic Forest conservation strategies*..... 108

Punto de Vista

BEYOND BIRDS' CONSERVATION: ENGAGING COMMUNITIES FOR THE CONSERVATION OF URBAN GREEN SPACES

MÁS ALLÁ DE LA CONSERVACIÓN DE LAS AVES: INVOLUCRANDO A LAS COMUNIDADES PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS ESPACIOS VERDES URBANOS

Tulaci Bhakti ^{1,2*}, Marina P Lodi², Leonardo S Marujo², João Carlos Pena^{3,4} & Marcos Rodrigues²

¹Programa de Pós-graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil

²Laboratório de Ornitologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil

³Spatial Ecology and Conservation Lab (LEEC), Department of Biodiversity, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista-UNESP, Rio Claro, Brazil

⁴Laboratório de Genética & Biodiversidade, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, 74690-900 Goiânia, Goiás, Brazil

*tulaci.faria.duarte@gmail.com

ABSTRACT.- Urban green spaces are important for bird conservation functioning not only as a buffer against the impacts of human actions on their surroundings, but also bringing benefits to humans, such as the improvement of climatic conditions and a more intimate contact with nature. In this point of view, we describe, in three sections, how ornithological research in a peri-urban vegetation patch in a tropical metropolis culminated in an environmental protection movement. This vegetation patch consists of a mosaic of typical phytophysionomies from the transition zone between two biodiversity hotspots: Cerrado and Atlantic Forest. Even though its vegetation presents characteristics that indicate high degradation, the region still harbors 108 bird species (threatened and endemic species included), suggesting that notwithstanding the adverse impacts, the area presents characteristics of resilience to shelter the local biodiversity. Given these findings, we discuss the potential of this urban green space for scientific research, environmental education, and birdwatching. We highlight the possibility of influencing community engagement in the conservation of the area, whether for the preservation of charismatic species or for leisure and educational activities. By bridging the gap between academia and society we can assist in the conservation of urban green spaces, especially in a region that presents high social environmental vulnerability.

KEYWORDS.- *urban ecology; environmental education; social environmental; citizen participation*

RESUMEN.- Los espacios verdes urbanos son importantes para la conservación de las aves, representan un amortiguador de los impactos de las acciones humanas en su entorno, pero también benefician a los humanos a través de la mejora de las condiciones climáticas y un contacto más íntimo con la naturaleza. Desde este punto de vista, describimos, en tres secciones, cómo la investigación ornitológica en un parche de vegetación peri urbano en una metrópolis tropical culminó en un movimiento de protección ambiental. Este parche de vegetación consiste en un mosaico de fitofisionomías típicas de la zona de transición entre dos hotspots de biodiversidad: Cerrado y Mata Atlántica. Si bien su vegetación presenta características que indican una alta degradación, la región aún alberga 108 especies de aves (incluidas especies amenazadas y endémicas), lo que sugiere que, a pesar de los impactos adversos, el área presenta características de resiliencia para albergar la biodiversidad local. Dados estos hallazgos, discutimos el potencial de este espacio verde urbano para la investigación científica, la educación ambiental y la observación de aves. Destacamos la posibilidad de incidir en el compromiso de la co-

munidad en la conservación del área, ya sea para la preservación de especies carismáticas o para actividades lúdicas y educativas. Al cerrar la brecha entre la academia y la sociedad, podemos ayudar en la conservación de los espacios verdes urbanos, especialmente en una región que presenta una alta vulnerabilidad ambiental social.

PALABRAS CLAVE.- *ecología urbana, educación ambiental, participación ciudadana, socioambiental*

INTRODUCTION

Urban green spaces have been identified as fundamental for biodiversity conservation as they represent heterogeneous environments modulated by human management (Kowarik and von der Lippe 2018), and provide habitat for several species, including threatened ones (Ives et al. 2016, Luna et al. 2018). At the same time, green spaces and the natural heritage, in general, are public properties that are fundamental for human quality of life due to their role in the maintenance of public health and climatic stability through the realization of ecosystem services (McDonald et al. 2013). There is a close relationship between the existence of green spaces and human well-being, especially due to the associated ecosystem services (such as pollution absorption and attenuation of climatic conditions), which brings even more importance to the preservation, maintenance, and restoration of these areas (Tratalos et al. 2007, McDonald et al. 2013).

In the context of urban development, areas in the vicinity of the city, such as peri-urban vegetation patches, can be strategic from ecological and biodiversity conservation perspectives, since their location can form a continuum of vegetation with rural areas, in addition to presenting lower human population density (Fournier et al. 2020). This proximity could facilitate the movement of organisms into and out of the urban matrix (Bhakti et al. 2021) and serving as a shelter for a larger pool of species compared to the central regions of the city (Escobar-Ibáñez et al. 2020). However, from an urbanistic perspective, peri-urban regions may represent areas with higher rates of illegal settlements and unplanned urban growth (Aguilar 2008), resulting in environmental degradation, either through the pollution of water courses or the reduction of native vegetation (Yankson and Gough 2013).

Due to their important ecological role in cities, there is a growing interest to understand the characteristics of urban green spaces that can maximize their positive influences on the integrity of urban ecosystems (Zipperer and Pickett 2012), and the necessary actions to reduce the negative human impacts caused by urban growth. Since urban ecology also considers the human dimensions into biodiversity research, it is possible to adopt interdisciplinary approaches (such

as architecture, urbanism, and sociology) to explore, besides the influences of urban green spaces on biodiversity and human quality of life, how people may be engaged in their preservation. Interdisciplinarity is important, especially in human dominated ecosystems, because the value of landscapes, forests, water resources, and the flora and fauna are not easily measured (Eriksson et al. 2018). Their importance goes far beyond their exploitation as resources, reaching the affective side of those who know and live near to or within them (Silva et al. 2022). Furthermore, by assessing the community engagement in urban environmental issues, it is possible to evaluate how different actors (local community, academy, economic sectors) may influence the formulation of public policies (Pena et al. 2017a).

In this point of view, divided into three sections, we describe how ornithological research enhanced community engagement for the preservation of a peri-urban vegetation patch in a tropical metropolis (locally known as the Izidora Forest). The academic activities in the area culminated into an environmental protection movement formed by actors from different sectors of society (academics, neighborhood associations, environmental activists and educators). First, we present the Izidora Forest, the vegetation patch that we hope can be protected through the creation of a new urban green space. Then, in section two, we describe the results of the bird survey we conducted in Casa de Francisco, a religious institution that has been supporting scientific research and developing environmental educational activities within the boundaries of the Izidora Forest. Finally, in section three, we address the relationships between academic research, decision-makers, and communities, and how the combination of these three actors can influence the search for the protection of urban green spaces.

Section 1: The Izidora Forest

The Izidora Forest is a peri-urban vegetation patch located in the northern portion of Belo Horizonte, Minas Gerais state capital, Southeastern Brazil. The area comprehends a complex ecological system, formed by a mosaic of grassland and forest patches and several water courses with different levels of conservation,

in addition to peripheral human settlements ranging from traditional communities, religious institutions, and irregular occupations (Senra 2018). The area represents the last non-occupied portion of the municipality's territory, and it is located nearby the state administrative district. Thus, in addition to the great socio-environmental relevance, there is an intense real estate speculation in the region, increasing environmental degradation and threatening the local biodiversity (Horta et al. 2018, Bhakti et al. 2020).

The Izidora Forest is not classified as a protected area (e.g., parks or reserves) according to the municipal government (Belo Horizonte 2019). However, according with the Belo Horizonte macro-zoning, the area is called the Izidora Special Attention Area (originally "Área de Diretrizes Especiais", ADE Izidora) with 935 ha (Fig. 1). An ADE is a public policy instrument determined by the Belo Horizonte Municipal Master Plan that aims to delimit a region that needs stricter rules regarding proposals for human occupation (Belo Horizonte 2019). The ADE Izidora contains two main classes of micro-zoning (named zoning). The first is related to relevant areas for potential environmental protection (which is subdivided into three levels of protection - Fig. 1). These zones do not represent parks or other types of protected areas but indicate that human occupations should be sustainable and reduce their impacts on the local native vegetation and water resources. The second class of this micro-zoning describes regions with high social vulnerability, i.e., mostly areas irregularly occupied that have social problems such as lack of public sanitation and risk of landslides (Fig. 1). This classification is important because the northern region of Belo Horizonte has one of the lowest Human Development Indexes - IDHM (PBH 2018) in the municipality. Thus, the macro-zoning can assist in the definition of public policies that may bring social justice in association with high environmental quality.

The environmental relevance attributed to the Izidora Forest area is due to the large area of continuous native vegetation in addition to the presence of several watercourses and springs with different levels of conservation. The combination of vegetation and the presence of water is already recognized by the municipality as important for the city's climate, with the Izidora Forest being included in a climate vulnerability study for 2030 (SMMA 2014). The high vegetation amount of the area contributes to a more balanced atmospheric moisture and temperature, reduces the intensity of floods (providing soil absorption of rainwater), and prevents landslides in the region and its surroundings

(Depietri et al. 2012). Although its environmental importance is recognized, the absence of formal protected areas in Izidora Forest prevents conservation measures from being implemented, such as an adequate structure for visitation, action plans for the protection of species, and monitoring of several anthropogenic impacts such as illegal logging, garbage disposal, and fire outbreaks (Luck 2007) (Fig. 1).

Section 2: The birds of Casa de Francisco

Casa de Francisco for Integral Ecology (hereafter Casa de Francisco) was founded in 2020 as an environmental education unit located in the interior of Izidora Forest and belonging to the local archdiocese. The Casa de Francisco is an area of approximately 30 ha that was used as a hospital for the treatment of tuberculosis during the first decades of the 20th century and later as a nursing home, being unused for almost 10 years (Senra 2018). Today the Casa de Francisco works as an environmental education center and is legally inserted within the ADE Izidora.

Among the groups of organisms most associated with studies on the effects of urbanization on biodiversity, birds stand out as good bioindicators (Morelli et al. 2021). Based on ornithological research developed in cities, it is highlighted the importance of urban green spaces for birds' conservation, ranging from parks and large remnants of native vegetation, to more urbanized habitats such as squares, vacant lots, and wooded streets (Pena et al. 2017b, 2023, Villaseñor et al. 2020). We conducted a survey for the avifauna of Casa de Francisco between October 2020 and September 2021. Bird surveys consisted of regular visits, and in each of them, we used a different trail to cover a larger tract of forest. Casa de Francisco has several trails that connect the administrative buildings to the forested areas and to two nearby streams. We used the trails in an exploratory way, together with point counts for observation with binoculars and photography. We also recorded the vocalization of the birds we found. Fieldwork was always done in the morning (between 6 am and 10 am).

We recorded a total of 108 bird species only in the Casa de Francisco forest patch (Table 1), which represents 85.71% (126) of all species ever recorded in the entire Izidora Forest area during previous studies (Bhakti et al. 2020). Among the observed species, one is endemic to the Cerrado and four to the Atlantic Forest biomes (Table 1). We also recorded the Three-toad Jacamar (*Jacamaralecyon tridactyla*), which is considered Vulnerable by the International Union

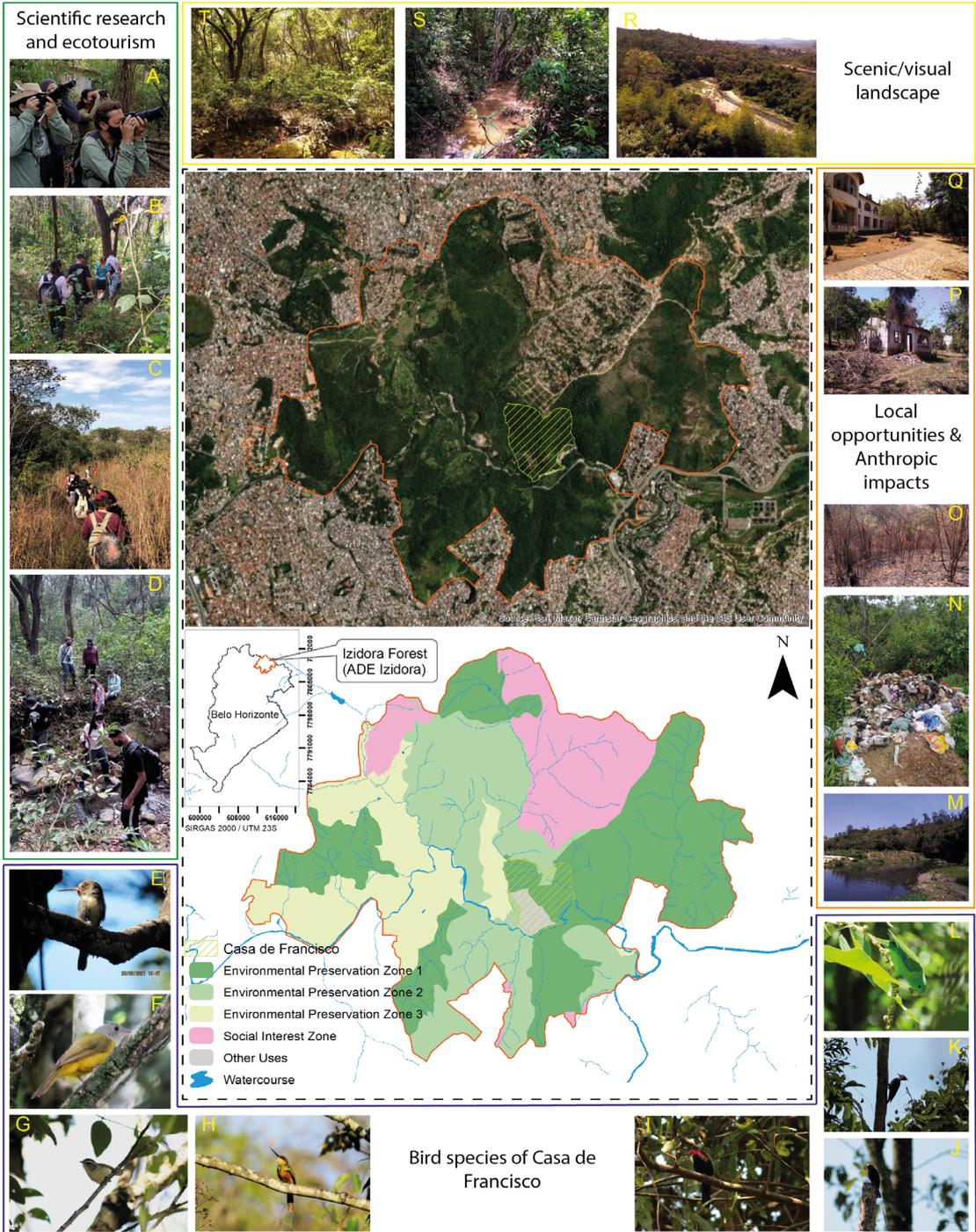


Figure 1. Infographic of the Casa de Francisco region, municipality of Belo Horizonte, state of Minas Gerais, Brazil. In the center is delimited the Izidora Special Attention Area (ADE Izidora) - or Izidora Forest, being above the satellite image with the location of Casa de Francisco and below the Izidora Forest land cover with the macrozoning according to the Belo Horizonte Municipal Master Plan. Side images counterclockwise - Scientific research and ecotourism: (A) birdwatching, (B-D) ecotourism Trails; bird species of Casa de Francisco: (E) *Jacamaralcyon tridactyla*, (F) *Eucometis penicillata*, (G) *Basileuterus culicivorus*, (H) *Galbula ruficauda*, (I) *Antilophia galeata*, (J) *Colonia colonus*, (K) *Dryocopus lineatus*, (L) *Forpus xanthopterygius*; local opportunities & anthropic impacts: (M) water pollution, (N) illegal dumping, (O) wildfires results, (P-Q) physical structure of Casa de Francisco as an opportunity for restoration and ecological use; and scenic/visual landscape (R-T). Credits: ML (A); CH (E, F, L); TB (G-K, M-T); and Izidora Park Movement collection (B-D).

for Conservation of Nature and is the only globally threatened species registered in the whole Izidora Forest (BirdLife International 2020). Other species, such as the Gray-headed Kite (*Leptodon cayanensis*) and the Gray-headed Tanager (*Eucometis penicillata*) are considered rare in urban landscapes to their specificity to some habitat features, such as the availability of larger tracks of natural vegetation (Beninde et al. 2015, Canedoli et al. 2018). In the Casa de Francisco area, we also recorded species associated with other specific habitat features, such as aquatic species (e.g., Green Ibis - *Mesembrinibis cayennensis*).

The Casa de Francisco, probably due to its location in a peri-urban vegetation patch comprised by a mosaic of phytophysiognomies typical of the ecotone between the Cerrado and the Atlantic Forest, is inhabited by a large diversity of species from both biomes - including endemic species (Silva 1995, Vale et al. 2018) (Table 1). The importance of the Casa de Francisco for the occurrence and maintenance of bird species in Belo Horizonte and its surroundings is remarkable, despite its small size and the environmental degradation of the area. Although not all the species described here are classified under a threatened status, all of them require some habitat features

for their occurrence in an urbanized area. Thus, Casa de Francisco is able to provide a high heterogeneity of environments, harboring a high proportion of the bird diversity that inhabits the whole Izidora Forest. Through the knowledge about which species occur in the region, their ecology, and natural histories, it is possible to determine public policies and actions to allow them to occupy the area in the long long-term, such as the preservation of both grassland and forest patches, reducing the fast occupation of the Cerrado vegetation in Izidora Forest (Bhakti et al. 2020). Such actions would benefit not only the bird community, but also other animal groups that need different habitat types to thrive in a region that borders one of the largest Brazilian urban landscapes. By preserving the Izidora Forest and its biodiversity, the area would be able to provide several ecosystem services not only for the surrounding communities, but for the whole city, such as pollution control, the protection of water bodies, and be a new focus for sustainable economic activities, such as ecotourism and birdwatching. Thus, Casa de Francisco, due its high ecological quality, despite degradation, has been a source of encouragement and engagement for different environmental protection movements of the Izidora Forest's surrounding communities.

Table 1. List of bird species recorded at Casa de Francisco between October 2020 and September 2021. Below are shown the species' scientific names and English names, also species endemic to the Cerrado vegetation are marked as CE, and those endemic to the Atlantic Forest vegetation are marked as AF. Birds species classification follows the Brazilian Ornithological Records Committee (Pacheco et al. 2021).

Taxon	English Name	Endemism
TINAMIFORMES		
Tinamidae		
<i>Crypturellus parvirostris</i>	Small-billed Tinamou	
ANSERIFORMES		
Anatidae		
<i>Cairina moschata</i>	Muscovy Duck	
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Brazilian Teal	
GALLIFORMES		
Cracidae		
<i>Penelope superciliaris</i>	Rusty-margined Guan	
COLUMBIFORMES		
Columbidae		
<i>Columbina talpacoti</i>	Ruddy Ground-Dove	
<i>Patagioenas picazuro</i>	Picazuro Pigeon	
<i>Leptotila verreauxi</i>	White-tipped Dove	
<i>Leptotila rufaxilla</i>	Gray-fronted Dove	

Taxon	English Name	Endemism
CUCULIFORMES		
Cuculidae		
<i>Piaya cayana</i>	Squirrel Cuckoo	
<i>Crotophaga ani</i>	Smooth-billed Ani	
<i>Guira guira</i>	Guira Cuckoo	
APODIFORMES		
Trochilidae		
<i>Phaethornis pretrei</i>	Planalto Hermit	
<i>Eupetomena macroura</i>	Swallow-tailed Hummingbird	
<i>Colibri serrirostris</i>	White-vented Violetear	
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Glittering-bellied Emerald	
<i>Chionomesa lactea</i>	Sapphire-spangled Emerald	
GRUIFORMES		
Rallidae		
<i>Aramides cajaneus</i>	Gray-necked Wood-Rail	
CHARADRIIFORMES		
Charadriidae		
<i>Vanellus chilensis</i>	Southern Lapwing	
PELECANIFORMES		
Ardeidae		
<i>Ardea alba</i>	Great Egret	
Threskiornithidae		
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	Green Ibis	
<i>Phimosus infuscatus</i>	Bare-faced Ibis	
CATHARTIFORMES		
Cathartidae		
<i>Coragyps atratus</i>	Black Vulture	
ACCIPITRIFORMES		
Accipitridae		
<i>Leptodon cayanensis</i>	Gray-headed Kite	
<i>Rupornis magnirostris</i>	Roadside Hawk	
<i>Buteo brachyurus</i>	Short-tailed Hawk	
STRIGIFORMES		
Strigidae		
<i>Megascops choliba</i>	Tropical Screech-Owl	
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Ferruginous Pygmy-Owl	

Taxon	English Name	Endemism
CORACIIFORMES		
Alcedinidae		
<i>Chloroceryle amazona</i>	Amazon Kingfisher	
GALBULIFORMES		
Galbulidae		
<i>Jacamaralcyon tridactyla</i>	Three-toed Jacamar	AF
<i>Galbula ruficauda</i>	Rufous-tailed Jacamar	
PICIFORMES		
Ramphastidae		
<i>Ramphastos toco</i>	Toco Toucan	
Picidae		
<i>Picumnus cirratus</i>	White-barred Piculet	
<i>Melanerpes candidus</i>	White Woodpecker	
<i>Veniliornis passerinus</i>	Little Woodpecker	
<i>Colaptes melanochloros</i>	Green-barred Woodpecker	
<i>Dryocopus lineatus</i>	Lineated Woodpecker	
CARIAMIFORMES		
Cariamidae		
<i>Cariama cristata</i>	Red-legged Seriema	
FALCONIFORMES		
Falconidae		
<i>Caracara plancus</i>	Southern Caracara	
<i>Milvago chimachima</i>	Yellow-headed Caracara	
<i>Herpetheres cachinnans</i>	Laughing Falcon	
PSITTACIFORMES		
Psittacidae		
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	White-eyed Parakeet	
<i>Forpus xanthopterygius</i>	Blue-winged Parrotlet	
<i>Brotogeris chiriri</i>	Yellow-chevroned Parakeet	
<i>Pionus maximiliani</i>	Scaly-headed Parrot	
<i>Amazona aestiva</i>	Turquoise-fronted Parrot	
PASSERIFORMES		
Thamnophilidae		
<i>Dysithamnus mentalis</i>	Plain Antvireo	
<i>Herpsilochmus atricapillus</i>	Black-capped Antwren	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Variable Antshrike	
<i>Taraba major</i>	Great Antshrike	

Taxon	English Name	Endemism
Furnariidae		
<i>Furnarius figulus</i>	Wing-banded Hornero	
<i>Furnarius rufus</i>	Rufous Hornero	
<i>Phacellodomus rufifrons</i>	Rufous-fronted Thornbird	
<i>Synallaxis frontalis</i>	Sooty-fronted Spinetail	
<i>Synallaxis spixi</i>	Spix's Spinetail	
Pipridae		
<i>Ilicura militaris</i>	Pin-tailed Manakin	AF
<i>Antilophia galeata</i>	Helmeted Manakin	CE
Tityridae		
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	White-winged Becard	
Rhynchocyclidae		
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Yellow-olive Flycatcher	
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	Gray-headed Tody-Flycatcher	
<i>Todirostrum cinereum</i>	Common Tody-Flycatcher	
Tyrannidae		
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Southern Beardless-Tyrannulet	
<i>Elaenia flavogaster</i>	Yellow-bellied Elaenia	
<i>Phyllomyias fasciatus</i>	Planalto Tyrannulet	
<i>Serpophaga subcristata</i>	White-crested Tyrannulet	
<i>Myiarchus ferox</i>	Short-crested Flycatcher	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Great Kiskadee	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Streaked Flycatcher	
<i>Megarynchus pitangua</i>	Boat-billed Flycatcher	
<i>Myiozetetes similis</i>	Social Flycatcher	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tropical Kingbird	
<i>Empidonomus varius</i>	Variegated Flycatcher	
<i>Colonia colonus</i>	Long-tailed Tyrant	
<i>Fluvicola nengeta</i>	Masked Water-Tyrant	
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Fuscou Flycatcher	
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Euler's Flycatcher	
Vireonidae		
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Rufous-browed Peppershrike	
<i>Hylophilus amaurocephalus</i>	Gray-eyed Greenlet	
<i>Vireo chivi</i>	Chivi Vireo	
Hirundinidae		
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Blue-and-white Swallow	
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	Southern Rough-winged Swallow	

Taxon	English Name	Endemism
Troglodytidae		
<i>Troglodytes musculus</i>	Southern House Wren	
Poliopitilidae		
<i>Poliopitila dumicola</i>	Masked Gnatcatcher	
Turdidae		
<i>Turdus leucomelas</i>	Pale-breasted Thrush	
<i>Turdus rufiventris</i>	Rufous-bellied Thrush	
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Creamy-bellied Thrush	
Estrildidae		
<i>Estrilda astrild</i>	Common Waxbill	
Fringillidae		
<i>Euphonia chlorotica</i>	Purple-throated Euphonia	
Passerellidae		
<i>Arremon flavirostris</i>	Saffron-billed Sparrow	
Icteridae		
<i>Psarocolius decumanus</i>	Crested Oropendola	
Parulidae		
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	Masked Yellowthroat	
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Golden-crowned Warbler	
<i>Myiothlypis flaveola</i>	Flavescent Warbler	
Cardinalidae		
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	Ultramarine Grosbeak	
Thraupidae		
<i>Thraupis sayaca</i>	Sayaca Tanager	
<i>Thraupis palmarum</i>	Palm Tanager	
<i>Stelpnia cayana</i>	Burnished-buff Tanager	
<i>Nemosia pileata</i>	Hooded Tanager	
<i>Conirostrum speciosum</i>	Chestnut-vented Conebill	
<i>Sicalis flaveola</i>	Saffron Finch	
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	Rufous-headed Tanager	AF
<i>Volatinia jacarina</i>	Blue-black Grassquit	
<i>Eucometis penicillata</i>	Gray-headed Tanager	
<i>Coryphospingus pileatus</i>	Pileated Finch	
<i>Tachyphonus coronatus</i>	Ruby-crowned Tanager	AF
<i>Tersina viridis</i>	Swallow Tanager	
<i>Coereba flaveola</i>	Bananaquit	
<i>Sporophila nigricollis</i>	Yellow-bellied Seedeater	
<i>Sporophila caerulescens</i>	Double-collared Seedeater	

Section 3: Strengthening ties between academic research and society

Here, we present how communities that live in the surroundings of Casa de Francisco got engaged in the preservation of the whole Izidora Forest area during our research on the local bird diversity. We also describe difficulties we faced during the process of community engagement, since we expected to turn the results of the bird survey into environmental education actions and conservation basis for the whole Izidora Forest.

Due to the locally endangered species we found in the area, the Three-toed Jacamar, we started a working group with members of the Ornithology Laboratory of the Federal University of Minas Gerais and the Casa de Francisco with the aim of evaluating the possibilities of legally enhancing the protection of the area with the help of different stakeholders: neighborhood associations, environmental organizations, schools, companies, religious institutions, and traditional communities. We invited representatives to a meeting that led to the creation of an environmental protection group called Parque Izidora Movement (PIM). The PIM, whose symbol is the Three-toed Jacamar perched in the shoulder of a quilombola woman, aims to seek the creation of a protected area in the region of Izidora Forest. Due to the high bird species diversity and easy accessibility for all sorts of people, the Izidora Forest and the Casa de Francisco can be considered with high potential for environmental education activities, ecotourism, and birdwatching. The latter has already proved to be a hobby that is friendly to beginners, has a low ecological impact, and helps conservation projects (Castillo-Aguilar and Roa-Angulo 2021). Attracting visitors to the region would provide visibility to the environmental movement and demands of the local populations.

Since 2020, several meetings and events have been held at the Izidora Forest, such as tracks through local walking trails and seminars, with the goal of making the surrounding communities aware of the importance of protecting this vegetation patch, and taking this message to the Belo Horizonte municipal government. The core of the PIM is based on an idea widespread in urbanism theories (Jacobs 2011), which highlights the importance of occupying a space to create an identity and thus increasing its value for the local communities and consequently their engagement in its protection. This involvement of the surrounding communities is an important step towards the creation of new protected areas, especially when they are supported by scientific research (Constan-

tino 2020). PIM's involvement also occurred in other spheres, interacting with other environmental and social movements that operate in the region with complementary goals. Different groups emerged to fight and demand a more sustainable development of the region due to the presence of critical social environmental issues in the Izidora Forest area. The group "Deixe o onça beber água limpa" (or "Let the Jaguar River drink clean water") is a collective of residents who are interested in the ecological cause and in an urban development plan that considers the needs of local communities. Another example is the "Quilombo das Mangueiras" nearby Casa de Francisco, a traditional black community that occupied the Izidora Forest area at the end of the XIX century (CBH Velhas 2021), and is also essential for protecting social interests in the region as their movement has been focused on solving severe social problems, such as the lack of public sanitation and urban infrastructure and protecting the local human heritage.

Even if the local community desires to create a green space, it is the public administration that has the function of managing and/or creating urban green spaces through elected representatives. Although they do not always have access to scientific data, they should work in collaboration with researchers to obtain adequate information about the urban ecosystem (Parris et al. 2018). As members of PIM, we participated in several meetings with representatives from the municipality (mainly from the Secretary of Environment), adding technical knowledge regarding the importance of preserving the Izidora Forest area for the urban biodiversity (with focus on the bird community) and for the human population. Despite the positive feedback, our meetings still did not result in any action from Belo Horizonte municipality for the creation of an urban green space or conservation unit in the Izidora Forest. PIM also approached city council representatives to expose the importance of creating a green space in the Izidora Forest. We also received positive feedback from some of the aldermen we met, but a bill to create a new law is a long process that needs the approval of several city council members and sectors of the society. The main issue regarding actions from stakeholders is that they are elected or appointed every four years, which hinders the continuity of actions such as the creation of green space in a region that is under high social and economic pressure.

For the sustainable use and conservation of the water resources in the Izidora Forest region, a collaboration between the local communities and the mu-

municipal government is of paramount importance. The fast and disorderly urban population growth in the Izidora Forest area already culminated in the destruction or degradation of the riparian vegetation (Bhakti et al. 2020), which may have led to the contamination of streams by domestic sewage. More studies, especially regarding other taxa and the physical environment of Izidora Forest, are still needed to properly measure the degree of degradation of the whole area and to give support to the creation of a green space. For future urban interventions of the Izidora Forest, we hope our research in Casa de Francisco to assist in reducing the social and ecological vulnerabilities and the lack of public infrastructure by bringing education, attention, resources, and closure to the problems associated with the area while conserving the important ecosystem services provided by this remnant of native vegetation, which still harbors diverse fauna and flora.

As researchers, we aim to reduce the gap between scientific knowledge and public action, and we understand that it is a process that requires interacting with a variety of stakeholders. Thus, we would like to highlight some general difficulties that researchers may face when taking their work outside the academic environment:

As researchers, one of our main difficulties is translating information for a broader and diverse audience. Scientific knowledge can be useful during interactions with schools and the local community, but it is not easily understandable by the general public, due to its specific and sometimes complicated vocabulary and technicalities (Pedretti 1999). Thus, PIM has been promoting lectures during the events and maintaining social media profiles to talk about birds, their characteristics and ecological roles in urban green spaces, and the importance of the conservation of the native vegetation in the Izidora Forest in accessible vocabulary and using photos and figures (such as land cover maps of the Izidora Forest) as supporting material.

It is necessary to understand that the pace and expectations are different for each social sector involved (Cunha et al. 2017). In academia it takes time – often years – to develop and conclude research (conducting fieldwork, analyzing data, writing reports, and publishing papers). Therefore, within the scale of government cycles (four years in the case of the three executive spheres in Brazil – municipal, state, and federal) it is difficult to provide consistent results and to give feedback to a community that sometimes needs fast information to help in the fight for the protection of a green space. In the same way, decision-makers work

under regulatory legislation and a political agenda that often changes after each four-year cycle. Our research team have been using the available knowledge we have about the Izidora Forest (such as the presence of endangered and endemic species and the land cover maps that show the loss of natural habitats) as the basis to demonstrate for decision makers the need of a more sustainable development of the area. Nevertheless, long-term basic scientific research in the area is key to produce a base line of knowledge sufficient to help fighting for the conservation of the Izidora Forest (and hopefully we will be able to enhance the local academic engagement by disseminating our experience in this highly important urban vegetation patch through a scientific publication).

The Casa de Francisco, acting as a headquarters, has the potential to unite its surrounding communities to engage and fight for the protection of the natural and human heritage of the whole Izidora Forest. Furthermore, the academic research developed in the region can provide technical support for the creation of public policies for sustainable urban development. We expect that the combination of the social movements, the environmental education activities, and the academic research in the region, would represent the first steps towards the sustainable urban development of the Izidora Forest as a whole. Hopefully, future generations will be able to live in a neighborhood – and in a city – that managed to preserve a vegetation patch of almost 1000 hectares, inhabited by animal and plant species typical of two of the most biodiverse terrestrial biomes of the planet, the Atlantic Forest and the Cerrado.

ACKNOWLEDGEMENT

The authors thank the team at Casa de Francisco for Integral Ecology (Providens) Luiz Roberto de Oliveira and Fernanda Martins for the opportunity to develop our project, as well as for the partnership with the Ornithology Laboratory from UFMG. They are also grateful to Pietro K. Maruyama and Julia Assis for their valuable comments in the manuscript, and Cleiton Henriques for his contributions to the species list, assistance in the fieldwork and presentation of the area. TB received a scholarship from CAPES (process # 88887.364396/2019-00) and thanks to Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO / Humanize) and Idea Wild for financial and equipment support. MR is granted by CNPq (research scholarship). JCP was supported by FAPESP (grant# 2018/00107-3) and FAPEG (process# 23070.048190/2022-31).

LITERATURE CITED

- AGUILAR AG (2008) Peri-urbanization, illegal settlements and environmental impact in Mexico City. *Cities* 25:133–145
- BELO HORIZONTE (2019) *Plano Diretor do Município de Belo Horizonte* Lei no 11.181
- BENINDE J, VEITH M AND HOCHKIRCH A (2015) Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18:581–592
- BHAKTI T, PENA JC, NIEBUHR BB, SAMPAIO J, GOULART FF, DE AZEVEDO CS, RIBEIRO MC AND ANTONINI Y (2021) Combining land cover, animal behavior, and master plan regulations to assess landscape permeability for birds. *Landscape and Urban Planning* 214:104171
- BHAKTI T, PENA JC AND RODRIGUES M (2020) Unplanned urban growth and its potential impacts on bird species in a South American city. *Floresta e Ambiente* 27: e20190111
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2020) *Jacamaralcyon tridactyla*. *The IUCN Red List of Threatened Species*: e.T22682186A153924733. (URL: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T22682186A153924733.en>)
- CANEDOLI C, MANENTI R AND PADOA-SCHIOPPA E (2018) Birds biodiversity in urban and periurban forests: environmental determinants at local and landscape scales. *Urban Ecosystems* 21:779–793
- CASTILLO-AGUILAR MA AND ROA-ANGULO V (2021) Birdwatching Tourism and Environmental Education as Strategies for the Conservation of Wetlands in the City of Bogotá, Colombia. *Indian Journal of Science and Technology* 14: 1036–1043
- CBH VELHAS (2021) *Quilombo Mangueiras e a luta pela preservação de seu território na bacia do Rio das Velhas* (URL: <https://cbhvelhas.org.br/noticias-internas/quilombo-mangueiras-e-a-luta-pela-preservacao-de-seu-territorio-na-bacia-do-rio-das-velhas/>)
- CONSTANTINO PAL (2020) Challenges of Forest Citizen Involvement in Biodiversity Monitoring in Protected Areas of Brazilian Amazonia. Pp 237–248 in: Lepczyk CA, Boyle OD, Vargo TLV (eds) *Handbook of Citizen Science in Conservation and Ecology*. University of California Press
- CUNHA DGF, MARQUES JF, RESENDE JC, FALCO PB, SOUZA CM AND LOISELLE SA (2017) Citizen science participation in research in the environmental sciences: Key factors related to projects' success and longevity. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 89:2229–2245
- DEPIETRI Y, RENAUD FG AND KALLIS G (2012) Heat waves and floods in urban areas: a policy-oriented review of ecosystem services. *Sustainability Science* 7:95–107
- ERIKSSON M, SAMUELSON L, JÄGRUD L, MATTSOSON E, CELANDER T, MALMER A, BENGTSSON K, JOHANSSON O, SCHAAF N, SVENDING O AND TENGBERG A (2018) Water, Forests, People: The Swedish Experience in Building Resilient. *Environmental Management* 62:45–57
- ESCOBAR-IBÁÑEZ JF, RUEDA-HERNÁNDEZ R AND MACGREGOR-FORS I (2020) The greener the better! Avian communities across a Neotropical gradient of urbanization density. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8:500791
- FOURNIER B, FREY D AND MORETTI M (2020) The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. *Journal of Biogeography* 47:615–629
- HORTA MB, BHAKTI T, CORDEIRO PF, CARVALHO-RIBEIRO SM, FERNANDES GW AND GOULART FF (2018) Functional connectivity in urban landscapes promoted by *Ramphastos toco* (Toco Toucan) and its implications for policy making. *Urban Ecosystems* 21:1097–1111
- IVES CD, LENTINI PE, THRELFALL CG, IKIN K, SHANAHAN DF, GARRARD GE, BEKESSY SA, FULLER RA, MUMAW L, RAYNER L, ROWE R, VALENTINE LE AND KENDAL D (2016) Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography* 25:117–126
- JACOBS J (2011) *Morte e vida de grandes cidades*. WMF Martins Fontes, São Paulo
- KOWARIK I AND VON DER LIPPE M (2018) Plant population success across urban ecosystems: A framework to inform biodiversity conservation in cities. *Journal of Applied Ecology* 55:2354–2361
- LUCK GW (2007) A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews* 82:607–645
- LUNA A, ROMERO-VIDAL P, HIRALDO F AND TELLA JL (2018) Cities may save some threatened species but not their ecological functions. *PeerJ* 6:e4908
- MCDONALD RI, MARCOTULLIO PJ AND GÜNERALP B

- (2013) Urbanization and global trends in biodiversity and ecosystem services. Pp 31-52 in: Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ... and Wilkinson C (eds) *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer, Dordrecht
- MORELLI F, REIF J, DÍAZ M, TRYJANOWSKI P, IBÁÑEZ-ÁLAMO JD, SUHONEN J, ... AND BENEDETTI Y (2021). Top ten birds indicators of high environmental quality in European cities. *Ecological Indicators* 133:108397
- PACHECO JF, SILVEIRA LF, ALEIXO A, AGNE CE, BENCKE GA, BRAVO GA AND BRITO GRR (2021) Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. *Ornithology Research* 29:1–123
- PARRIS KM, AMATI M, BEKESSY SA, DAGENAIS D, FRYD O, HAHS AK, HES D, IMBERGER SJ, LIVESLEY SJ, MARSHALL AJ, RHODES JR, THRELFALL CG, TINGLEY R, VAN DER REE R, WALSH CJ, WILKERSON ML AND WILLIAMS NSG (2018) The seven lamps of planning for biodiversity in the city. *Cities* 83:44–53
- PBH (2018) *Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDH-M)* Prefeitura de Belo Horizonte (URL: <https://prefeitura.pbh.gov.br/estatisticas-e-indicadores/indice-de-desenvolvimento-humano-municipal-de-belo-horizonte>)
- PEDRETTI E (1999) Decision making and STS education: Exploring scientific knowledge and social responsibility in schools and science centers through an issues-based approach. *School Science and Mathematics* 99:174–181
- PENA JC, DE ASSIS JC, DA SILVA RA, HONDA LK, PAGANI MI AND RIBEIRO MC (2017a) Beyond the mining pit: The academic role in social deliberation for participatory environmental planning. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15:194–198
- PENA JC, MARTELLO F, RIBEIRO MC, ARMITAGE RA, YOUNG RJ AND RODRIGUES M (2017b) Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PLoS ONE* 12(3):e0174484
- PENA JC, OVASKAINEN, O, MACGREGOR-FORS, I, TEIXEIRA, CP, RIBEIRO, MC (2023) The relationships between urbanization and bird functional traits across the streetscape. *Landscape and Urban Planning* 232:104685
- SENRA JB (2018) *Epitáfio: A Floresta Se Despede Da Cidade?* Universidade Federal de Minas Gerais: Dissertação, Belo Horizonte
- SILVA JMC (1995) Biogeographic analysis of the South American Cerrado avifauna. *Steenstrupia* 21:46–67 Silva CEM, Neto CCC, Bezerra ACV, Rodrigues RHA and Florencio BOG (2022) Valoração de serviços ecossistêmicos culturais como estratégia para o planejamento urbano. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* 35: 19–35
- SMMA (2014) *Vulnerabilidade ondas de calor 2030*. PRO-DABEL - SGS - Superintendência de Geoprocessamento Corporativo (URL: <http://geonetwork.pbh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/5a138ab6-8458-4702-8013-fc2a470912e4>)
- TRATALOS J, FULLER RA, WARREN PH, DAVIES RG AND GASTON KJ (2007) Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83:308–317
- VALE MM, TOURINHO L, LORINI ML, LORINI ML, RAJÃO HF AND FIGUEIREDO MSL (2018) Endemic birds of the Atlantic Forest: Traits, conservation status, and patterns of biodiversity. *Journal of Field Ornithology* 89:193–206
- VILLASEÑOR NR, CHIANG LA, HERNÁNDEZ HJ AND ESCOBAR MAH (2020) Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry and Urban Greening* 49:126632
- YANKSON PWK AND GOUGH KV (2013) The environmental impact of rapid urbanization in the peri-urban area of Accra, Ghana. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography* 99:89-100
- ZIPPERER WC AND PICKETT ST (2012) Urban ecology: Patterns of population growth and ecological effects. John Wiley & Sons, Chichester



Revisión

LA ORNITOLOGÍA EN EL PARAGUAY: UNA REVISIÓN DE LOS PATRONES DE INVESTIGACIÓN DURANTE 25 AÑOS (1995 – 2019)

ORNITHOLOGY IN PARAGUAY: A REVIEW OF RESEARCH PATTERNS
ACROSS 25 YEARS (1995 – 2019)

Alberto Esquivel M.^{1,2,3,4*}, Salvador J. Peris^{1,2}, Myriam Velázquez⁵, Rebeca Irala¹, Nicolás Cantero¹, Rebecca Zarza⁶ & Andrea Weiler³

¹Wildlife Paraguay, Benito Juárez, Luque, Paraguay

²Departamento de Zoología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno, Salamanca, España

³Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay

⁴Guyra Paraguay, Conservación de Aves, Viñas Cué, Asunción, Paraguay

⁵Fundación Moisés Bertoni, Prócer Carlos Arguello, Asunción, Paraguay

⁶Investigador Independiente, Dr. Migone, Asunción, Paraguay

*alberto.esquivel@wildlife.com.py

RESUMEN.- Análisis previos sobre los avances en la ornitología Neotropical han destacado a Paraguay como uno de los países prioritarios para el desarrollo de estudios, dada su riqueza de aves y el reducido número de publicaciones disponibles. En este artículo examinamos las contribuciones publicadas sobre la ornitología del Paraguay en los 25 años desde 1995 hasta el 2019, dividiendo estas publicaciones en quinquenios y en 11 áreas del conocimiento en la ornitología. Analizamos un total de 203 publicaciones, entre ellas artículos científicos y libros. Artículos referentes a distribución y ocurrencia de especies corresponden a casi el 51%, seguidos por aquellos relacionados a conservación (13%) e historia natural (12%). En promedio, ocho contribuciones al año han sido publicadas en los 25 años. En el último quinquenio, hubo un aumento de publicaciones ornitológicas en un 58% con relación al anterior quinquenio; así también ha aumentado hasta en un 93% las contribuciones por autores afiliados en el Paraguay y hasta en un 98% en estudios hechos exclusivamente con datos del Paraguay. Gran parte de este aumento se debe a contribuciones de unos pocos autores, y mayormente como notas cortas. En cuanto a las regiones ornitogeográficas, Alto Paraná y Chaco Central son las más estudiadas, con un 42% y 31%, respectivamente. Más del 50% de las familias y 30% de los órdenes no han sido objetos de estudio en los últimos 25 años. Con este análisis, demostramos un aumento aún muy incipiente de la investigación ornitológica en el país; identificamos acciones que estarían apoyando su desarrollo, así como las dificultades, y orientamos las prioridades de investigación en el Paraguay.

PALABRAS CLAVE.- *aves, investigación, Neotrópico, ornitología, Paraguay*

ABSTRACT.- Previous analyses on the advances in Neotropical ornithology have highlighted Paraguay as a priority country for research, considering its richness of bird species and the few publications available. In this article we examine published contributions to the ornithology of Paraguay over the 25 years from 1995 to 2019, dividing publications into five-year periods and into 11 areas of knowledge in ornithology. We analyzed a total of 203 publications, including scientific articles and books. Articles referring to the distribution and occurrence of species correspond to almost 51%, followed by those related to conservation (13%) and natural history (12%). On average, eight contributions were published per year during the 25 years. In the last five years, there has been an increase in ornithological publications by 58% in relation to the previous five years; likewise, contributions by authors affiliated within Paraguay have increased by up to 93% and studies that exclusively used data from

Paraguay by up to 98%. A high proportion of this increase is explained by the contributions of just a few authors, mostly publishing short notes. With respect to ornithogeographic regions, Alto Paraná and Central Chaco are the most studied, with 42% and 31% of publications, respectively. More than 50% of families and 30% of orders have not been the focus of studies in 25 years. With this analysis, we demonstrate a still very incipient increase in ornithological research in the country; we identify actions that may be supporting its development, as well as difficulties, and we orient research priorities in Paraguay.

KEYWORDS. - *birds, history, Neotropics, ornithology, Paraguay, research*

Paraguay es un país con una importante riqueza de especies de aves, por la confluencia de ecorregiones megadiversas y altamente amenazadas como el Bosque Atlántico y el Cerrado (Myers et al. 2000), así como el Pantanal, el Chaco Seco y Chaco Húmedo. La agricultura es uno de los sectores económicos más importantes del país, cuyo crecimiento ha aumentado en los últimos años. Entre 1992 y 2002, su promedio anual de crecimiento fue de 5%, mientras que entre el 2003 y 2018 el crecimiento casi se duplica, con un promedio anual de 9.1% (Borda y Caballero 2020). Este desarrollo ha provocado un alto detrimento en sus ecosistemas naturales, perdiéndose sólo entre inicios de 1990 y 2000 más del 12% de la cobertura boscosa (Huang et al. 2009). Entre 2001 y 2021, ha tenido una pérdida de cobertura arbórea estimada en 6,5 millones de hectáreas, equivalente a una disminución del 27% de la cobertura arbórea (Global Forest Watch 2022).

Hayes (1995) enfatizó que el estudio de la avifauna del Paraguay ha sido una mezcla de contribuciones por exploradores y jesuitas misioneros españoles, exploradores estadounidenses, ingleses y alemanes, y ornitólogos argentinos y estadounidenses, además de algunos naturalistas paraguayos. Como la mayor parte de la exploración ornitológica en Paraguay fue realizada por extranjeros, ha resultado en que la mayor parte de las colecciones de especímenes fueron enviadas a otros países. Algunos ornitólogos que han vivido en Paraguay han llegado a contar con colecciones de especímenes considerables, y han hecho importantes contribuciones a la taxonomía y distribución de las aves. Sin embargo, muchas de estas colecciones se encuentran en gran medida destruidas o desaparecidas, por negligencia. Como consecuencia, las mayores colecciones de aves paraguayas se encuentran en Estados Unidos y Europa. Esta falta de acceso a las colecciones de museo, al igual que a la dificultad de acceso a la literatura del hemisferio norte durante el periodo analizado por el autor, eran consideradas las razones que afectaban el avance del estudio ornitológico en Paraguay.

Dado los alarmantes procesos de deforestación y degradación de los ecosistemas naturales que ocu-

ren en el país, ¿se enfocan los estudios a comprender los impactos de los cambios que ocurren en el país y la región? ¿Cuáles serían las prioridades? Esta revisión integra nuevas publicaciones no analizadas en Hayes (1995), Winker (1998) y Freile et al. (2014), con el objetivo de otorgar una perspectiva sobre los avances de la ornitología en el país, en especial en los últimos 25 años, y proponer una priorización hacia estudios futuros que contribuyan a comprender aspectos relevantes para la conservación de la biodiversidad. Por tanto, se intenta responder tres preguntas: 1) ¿Cuáles son las tendencias de la ornitología en el Paraguay? 2) ¿Qué tipo de investigaciones ornitológicas se han realizado en los últimos 25 años? 3) ¿Cuál es el nivel de conocimiento ornitológico en Paraguay?

MÉTODOS

Hemos recopilado todas las publicaciones (artículos, notas, libros) que provean datos sobre la avifauna paraguaya desde 1995 hasta 2019, a través de búsquedas en las bases de datos Wiley, EBSCO, Scielo, Google Scholar, Researchgate, utilizando las palabras claves “bird” (también en castellano) y Paraguay, junto con el conector “AND”. Se complementó la búsqueda, revisando las citas bibliográficas de los artículos identificados, y también aquellas publicaciones compartidas por correos grupales de aves y otros medios sociales, para incluir revistas no indexadas, como Nuestras Aves. Se corroboró que las referencias recopiladas y analizadas, provean datos concretos (como localidades, hábitats, o comportamiento) sobre aves del Paraguay, no incluyéndose publicaciones en revistas en línea no arbitradas y resúmenes de encuentros o congresos. Las publicaciones fueron clasificadas por:

- 1. Periodos de publicación:** 1) entre el año 1995 y 1999; 2) años 2000 a 2004; 3) 2005 a 2009; 4) 2010 a 2014; y 5) 2015 a 2019. En el primer periodo hemos hecho una excepción para incluir a Madroño et al. (1994), de manera a incorporar todas aquellas no analizadas por Hayes (1995).
- 2. Procedencia del primer autor:** 1) la publicación expresa una afiliación a una institución paraguaya;

- 2) afiliación a una institución de otra nacionalidad.
- 3. **Cobertura de datos:** 1) la publicación incluye solo datos de aves de Paraguay; 2) la publicación incluye datos de aves de Paraguay, y la de otros países vecinos.
- 4. **Áreas de la ornitología:** 1) distribución y/o listados de especies; 2) historia natural; 3) ecología; 4) ecología de poblaciones; 5) ecología de comunidades; 6) conservación; 7) biometría/morfología; 8) taxonomía/sistemática; 9) parasitología; 10) etología; y 11) etnología.
- 5. **Regiones ornitogeográficas:** en base a las regiones geográficas definidas por Hayes (1995) y Guyra Paraguay (2004) se dividieron en 1) Alto Chaco, región semiárida en el noroeste de la Región Occidental, dominada por vegetación xerofítica, bosques bajos espinosos y matorrales; 2) Matogrosense, extremo nordeste de la Región Occidental o Chaco, extendiéndose hacia el sur a lo largo del río Paraguay (bosques subhúmedos, humedales y bosques inundables); 3) Bajo Chaco, sabanas de palmas, humedales e islas de bosques subhúmedos en la parte sureste de la Región Occidental; 4) Campos Cerrados, pastizales, sabanas, bosques secos, humedales en el norte de la Región Oriental; 5) Paraguay Central, centro de la Región Oriental y zona de transición entre el Cerrado, Bosque Atlántico, Pastizales de Mesopotamia y Bajo Chaco; 6) Ñeembucú, extensos pastizales y humedales en el sur de la Región Oriental; 7) Alto Paraná, forma parte del Bosque Atlántico, ubicada al este de la Región Oriental.
- 6. **Grupos taxonómicos:** las referencias fueron asignadas a los grupos taxonómicos (órdenes y familias), cuando éstas trataban específicamente de un grupo en particular o especie. La taxonomía utilizada sigue a Remsen et al. (2022).

RESULTADOS

Periodos de publicación, procedencia del autor y cobertura de datos

Se obtuvieron un total de 203 publicaciones correspondientes al periodo analizado (1995 - 2019). En promedio, se han sumado 40 publicaciones por quinquenio (ocho por año), observándose un incremento de un 50% en el último periodo, con 60 publicaciones (Fig. 1A).

En 91 (46%) de las 203 publicaciones revisadas, el primer autor proviene de una institución extranjera, mayormente de Argentina (34), seguida por Estados Unidos (23) y Reino Unido (13). En un número menor, se suman primeros autores afiliados en otros países, como Brasil, Bulgaria, España, Francia, Suecia, entre otras. En los primeros tres quinquenios (desde 1994 hasta 2009), entre el 57% hasta el 72% fueron hechas principalmente por primeros autores afiliados en instituciones extranjeras (Fig. 2); en los dos últimos quinquenios disminuye, incluso llegando a sólo 5% en el último periodo. También se observa que, en este último periodo, el 98% de las contribuciones se enfocan exclusivamente a datos de aves de Paraguay (Fig. 2). Mientras que, en los demás periodos, entre un 14% hasta un 54% de las contribuciones cubren datos de aves de Paraguay junto con datos de aves de países vecinos, notándose así un incremento de trabajos exclusivos sobre aves de Paraguay en el último periodo.

Áreas de la ornitología

Casi el 51% de las publicaciones proporcionan información sobre distribución y/o listados de especies (Fig. 1A); 13% sobre conservación; el 12% aportan datos de la historia natural de las especies y 11% sobre taxonomía/sistemática de aves. Las áreas de la ornito-

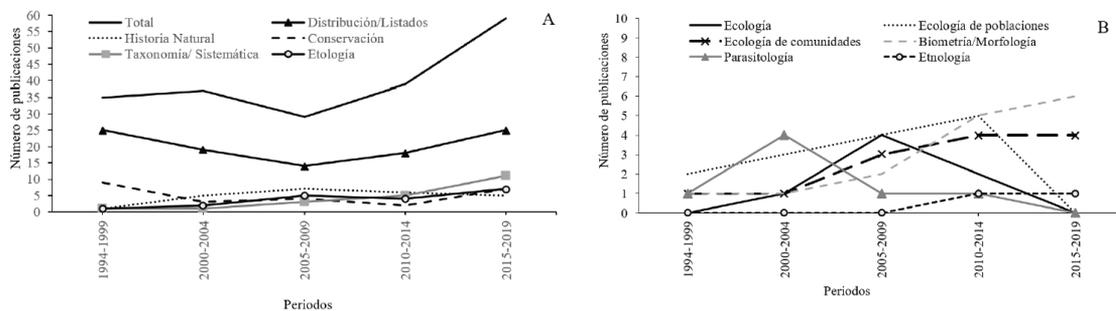


Figura 1. Número de publicaciones relacionadas a las aves de Paraguay, divididas en cinco periodos (desde 1994 a 2019) y en las once áreas de la ornitología. (A) Número total de publicaciones para cada periodo, y las cinco áreas con mayor documentación durante los 25 años analizados; (B) seis áreas de la ornitología con menor documentación durante los 25 años analizados.

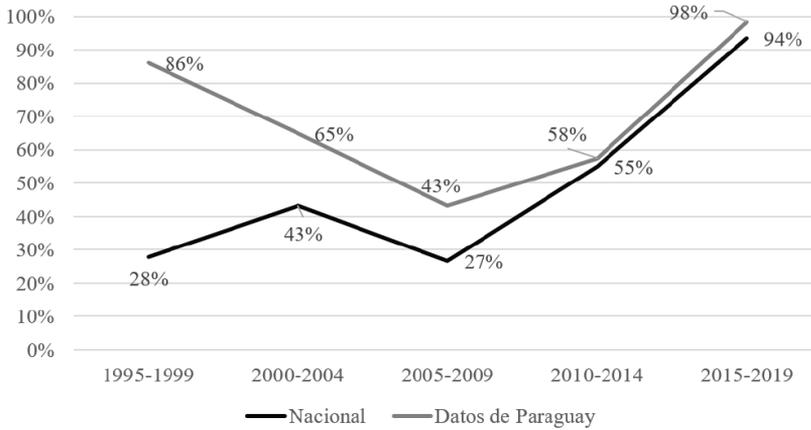


Figura 2. Porcentaje de publicaciones cuyo primer autor tiene afiliación nacional (negro) y en los distintos periodos analizados; porcentaje de publicaciones con datos exclusivos sobre Paraguay (gris) en los periodos analizados.

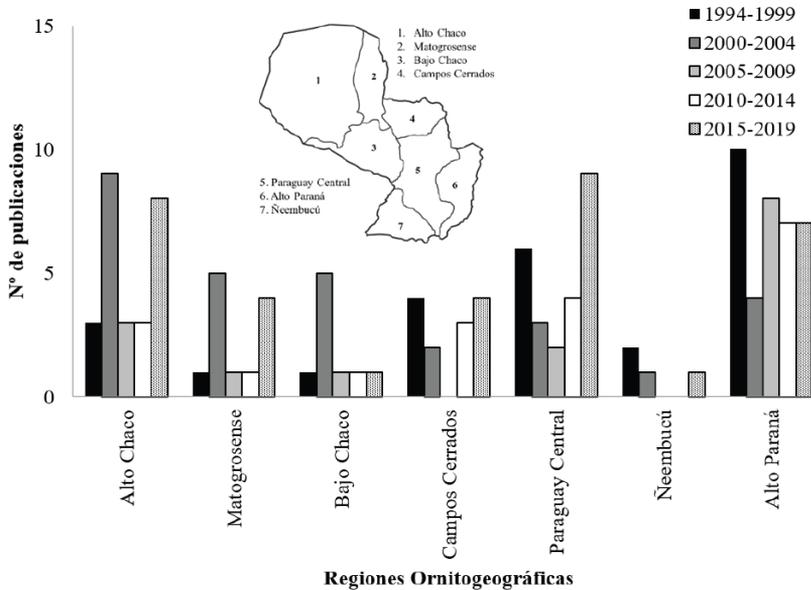


Figura 3. Número de publicaciones (n = 85 publicaciones), relacionadas a aves del Paraguay, divididas en cinco periodos (desde 1994 a 2019) y asignadas a las regiones ornitogeográficas del país.

logía con menor contribución (10% o menos de las publicaciones) han sido etología, biometría/morfología, ecología, ecología de poblaciones y de comunidades, parasitología y etnología (Fig. 1B).

De un total de 103 publicaciones relacionadas a la distribución y/o listados de especies, 41 tratan principalmente sobre el rango de distribución de las especies; 39 aportan nuevos registros o documentaciones de nuevas especies/sub-especies para el listado del país o para una región del país; y 28 aportan datos o listados de especies conocidas para un sitio, región o ecosistema del país.

De 25 publicaciones que describen aspectos sobre la historia natural de aves del país, 17 proveen datos reproductivos de las especies, 11 contribuyen información sobre la dieta y cinco describen aspectos sobre la vocalización de las especies (Anexo 1). En el área de la ecología, seis de las siete publicaciones aportan informaciones sobre el hábitat de las especies, y solo una evalúa las respuestas de una especie a impactos en el hábitat. En el área de la ecología de poblaciones, seis publicaciones aportan conocimiento sobre movimientos migratorios, nueve sobre la abundancia o densidad poblacional y un trabajo experimental sobre

depredación de nidos (Anexo 1). En el área de la ecología de comunidades, las 13 publicaciones se dividen en cuatro categorías: 1) tres publicaciones describen la estructura de la comunidad en un área; 2) cuatro analizan los patrones de las comunidades en una ecoregión; 3) dos evalúan la metodología utilizada para estos estudios; y 4) cuatro comparan comunidades de hábitats distintos. En el área de la conservación, 16 de las 25 publicaciones identifican áreas importantes para la conservación de aves, aportan datos de su relevancia o los problemas de conservación del área o región. Nueve analizan o identifican el estado o los problemas de conservación de las especies.

Un total de 15 artículos aportan al área de biometría/morfología, 11 de estos con datos sobre aspectos morfológicos de especies y cuatro sobre mediciones corporales de aves. Veintiún referencias incluyen información en el área de la taxonomía/sistemática, de las cuales dos analizan relaciones filogenéticas entre especies o taxones, seis evalúan la taxonomía de especies, y 15 analizan la identificación taxonómica de especímenes o de poblaciones de especies. En el área

de la parasitología, siete publicaciones aportan datos sobre parásitos de especies de aves.

Diecinueve publicaciones proporcionan información en el área de la etología, de las cuales 15 incluyen información sobre el comportamiento de las especies, y seis incluyen datos sobre relaciones interespecíficas. En el área de la etnología, solo dos publicaciones han tratado sobre el conocimiento indígena sobre las aves durante el periodo analizado.

Regiones Ornitogeográficas

De las 203 publicaciones, sólo 87 (43%) pudieron ser atribuidas a una región ornitogeográfica, en particular, debido a que muchas contribuciones no tienen un enfoque a una región ornitogeográfica determinada, cubren una gran parte del país, o se enfocan en áreas determinadas de la ornitología como la taxonomía/sistemática o etología, como ejemplo.

La región ornitogeográfica del Alto Paraná y Alto Chaco han sido las más estudiadas, con un 46% y

Tabla 1. Número de publicaciones analizadas durante el periodo 1994 a 2019 relacionadas a aves de Paraguay, asignadas a las regiones ornitogeográficas y a 10 áreas de la ornitología.

Área de la Ornitología	Regiones ornitogeográficas						
	Alto Chaco	Matogrosense	Bajo Chaco	Campos Cerrados	Paraguay Central	Ñeembucú	Alto Paraná
Distribución/Listados	18	10	7	11	18	3	24
Historia Natural	2	1	2	0	2	0	5
Ecología	2	1	2	1	1	0	1
Ecología de poblaciones	2	0	0	0	0	0	4
Ecología de comunidades	2	0	0	0	2	0	3
Conservación	2	1	1	3	2	0	10
Biometría/Morfología	2	1	0	1	2	1	1
Taxonomía y Sistemática	0	0	0	0	0	0	2
Etología	2	1	2	3	2	0	4
Etnología	0	0	0	0	0	0	2
Parasitología	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 2. Número de publicaciones y valores de relación de los órdenes de aves de Paraguay, ordenadas de manera decreciente en base al número de publicaciones que refieren a sus especies entre 1995 y 2019.

Órdenes	Nº de especies	Nº de publicaciones¹	VR²
Passeriformes	364	48	0.13
Caprimulgiformes	46	11	0.24
Charadriiformes	44	9	0.2
Psittaciformes	25	8	0.32
Galliformes	7	7	1
Pelecaniformes	20	7	0.35
Tinamiformes	11	6	0.55
Strigiformes	15	6	0.4
Anseriformes	23	3	0.13
Columbiformes	16	3	0.19
Accipitriformes	37	3	0.08
Cuculiformes	13	2	0.15
Galbuliformes	5	2	0.4
Falconiformes	12	2	0.17
Phoenicopteriformes	1	1	1
Piciformes	26	1	0.04
Rheiformes	1	0	0
Podicipediformes	5	0	0
Gruiformes	25	0	0
Ciconiiformes	3	0	0
Suliformes	2	0	0
Cathartiformes	4	0	0
Cariamiformes	2	0	0
Total	707	120	

¹El número total de referencias incluidas en esta tabla no equivale al total de referencias evaluadas durante el periodo 1995 - 2019 para Paraguay (203), ya que sólo se incluyen aquellas que aportaban datos sobre un grupo específico. Una referencia se ha sumado para dos órdenes por lo cual el número total de referencias es 118. Los órdenes utilizados siguen a Remsen et al. (2022)

²VR: Valor de la Relación entre el número de publicaciones y número de especies para cada familia de aves.

29% de las 87 contribuciones, respectivamente. Las regiones de Paraguay Central y Campos Cerrados fueron incluidas en un 26% y 14% de las publicaciones, mientras que las regiones Matogrosense, Bajo Chaco y Ñeembucú fueron estudiadas en menos del 15% de las 87 publicaciones. En la figura 3, se puede observar el número de publicaciones atribuidas a las regiones ornitogeográficas durante los cinco quinquenios analizados. La región de Alto Paraná ha recibido un mayor enfoque durante el primer periodo (1994 - 1999), disminuyendo en los siguientes periodos. Las regiones de Alto Chaco, Matogrosense y Bajo Chaco han tenido mayor enfoque en el segundo periodo (2000 - 2004),

mientras que en Paraguay Central se observa el mayor número de estudios durante el último periodo (2015 - 2019).

En cuanto al área ornitológica y las regiones ornitogeográficas (Tabla 1), los estudios de distribución/listados están mejor representados, con un promedio de 59% de las contribuciones en todas las regiones ornitogeográficas (rango mínimo de 42% para Alto Paraná, y máximo de 75% para Ñeembucú). En el Alto Paraná, de las 40 publicaciones que aportan datos específicos para esta región, el 19% (10 contribuciones) se han enfocado en el área de conservación, mientras

que las otras áreas contienen menos de seis contribuciones en 25 años. Lo mismo se observa para las otras regiones, donde todas las áreas contienen un máximo de tres contribuciones en el periodo evaluado.

Grupos taxonómicos

Un total de 119 publicaciones (60%) fueron asignadas a grupos taxonómicos. De los 24 órdenes que ocurren en el país, sólo 16 han sido objeto de trabajo en las publicaciones (Tabla 2). Los órdenes con mayor número de publicaciones son Passeriformes, con 38 referencias, Caprimulgiformes (12), Charadriiformes (9) y Psittaciformes (8). De las 71 familias conocidas para el país, sólo 34 han recibido contribuciones durante estos 25 años analizados. Los Tyrannidae han sido el enfoque del mayor número de publicaciones,

con un total de 17 referencias; seguido por Caprimulgidae, con 10 publicaciones, Thraupidae con nueve referencias, y Psittacidae con ocho referencias (Tabla 3).

Al comparar los números de especies en los grupos taxonómicos y la relación con el número de referencias, observamos una mayor relación para los Galliformes, con siete especies y siete referencias, Phoenicopteriformes con una especie y una referencia, Tinamiformes, con 11 especies y seis referencias, Galbuliformes con cinco especies y dos referencias, y Strigiformes con 15 especies y seis referencias. A nivel de familia, Tytonidae sería la más estudiada, ya que su única especie ha recibido la atención de tres referencias; las siguientes serían Cracidae, con seis especies y seis publicaciones; Galbulidae, Recurvirostridae y Phoenicopteridae, las tres familias con una

Tabla 3. Número de publicaciones y valores de relación de los órdenes de aves de Paraguay, ordenadas de manera decreciente en base al número de publicaciones que refieren a sus especies entre 1995 y 2019.

Familias	Nº de especies	Nº de publicaciones ¹	VR ²
Tytonidae	1	3	3
Cracidae	6	6	1
Phoenicopteridae	1	1	1
Galbulidae	1	1	1
Recurvirostridae	1	1	1
Caprimulgidae	16	10	0.63
Tinamidae	11	6	0.55
Threskiornithidae	6	3	0.5
Mimidae	2	1	0.5
Icteridae	20	7	0.35
Parulidae	6	2	0.33
Psittacidae	25	8	0.32
Ardeidae	14	4	0.29
Charadriidae	7	2	0.29
Bucconidae	4	1	0.25
Corvidae	4	1	0.25
Scolopacidae	23	5	0.22
Strigidae	14	3	0.21
Troglodytidae	5	1	0.2
Columbidae	16	3	0.19
Tyrannidae	102	17	0.17

¹El número de referencias incluidas en esta tabla no equivale al total de referencias evaluadas durante el periodo 1995 - 2019 para Paraguay (2023), ya que sólo se incluyen aquellas que aportaban datos sobre un grupo específico. Una referencia se ha sumado para dos órdenes por lo cual el número total de referencias es 118. Las familias utilizadas siguen a Remsen et al. (2022)

²VR: Valor de la Relación entre el número de publicaciones y número de especies para cada familia de aves.

sola especie y cada una con una referencia; seguirían, Caprimulgidae con 16 especies y 10 referencias y de nuevo Tinamidae, con 11 especies y seis referencias.

DISCUSIÓN

Periodos de publicaciones, las regiones ornitogeográficas y el estado de conocimiento de sus aves

Durante el primer periodo evaluado, 1995 al 2004, las regiones ornitogeográficas de Alto Paraná y Paraguay Central recibieron un mayor enfoque de estudio que las demás áreas, en especial en las áreas de distribución y/o listados de especies y conservación. Esta priorización en las áreas y la región, sin dudas refleja la preocupación por los avances de la deforestación en la región Oriental. El Bosque Atlántico era uno de los biomas con los mayores rangos de deforestación a nivel mundial, disminuyendo de 73.4% de cobertura boscosa en la década de 1970, a solo 24.9% en el 2000 (Huang et al. 2007, 2009). Durante este periodo, aún se publicaban muchos de los estudios resultantes para la priorización de conservación del Bosque Atlántico en el país (Lowen et al. 1995, 1996a, 1996b; Madroño et al. 1997), y a la vez sumaban los nuevos conocimientos sobre la distribución de las aves en estas regiones ornitogeográficas (Bornschein y Reinert 1996; Lowen et al. 1997; Brooks 1998).

En el siguiente periodo, 2000 a 2004, el Chaco empieza a recibir mayor atención ornitológica, en especial la región de Alto Chaco. La deforestación en la región del Chaco aún era moderada entre 1990 y 2000, con rangos de deforestación de 9.8% y 6.4% en el Chaco Húmedo y Chaco Seco, respectivamente (Huang et al. 2009). En el Alto Chaco, la conversión de bosques se centró en los alrededores de las colonias Mennonitas, por el crecimiento de la agricultura, con fuertes inversiones en maquinarias, fertilizantes y agroquímicos, apoyado además por la extensión de la red de transporte con la ampliación de la Ruta Transchaco. Este mayor acceso proveído por la ruta, y el interés de exploración de áreas menos conocidas del país, pudo apoyar el mayor enfoque de estudios, en especial de distribución de especies (Brooks 2000; Bodrati 2004; Capper et al. 2001).

Aunque el periodo 2005 a 2009 ha sido el de menor crecimiento ornitológico en los 25 años analizados, y el periodo 2010 a 2014 comparativamente similar a los dos primeros periodos, la región de Alto Paraná vuelve a recibir mayor atención en ambos. Las referencias sobre listados/distribución de especies

disminuyeron también en estos dos periodos, pero se observa un aumento de las áreas de historia natural, en especial de aves del Bosque Atlántico (Areta et al. 2013; Robbins y Zimmer 2005; Bodrati y del Castillo 2008). Esto se podría atribuir a un menor esfuerzo por parte de la ONG Guyra Paraguay hacia el estudio de la distribución de las aves, coincidiendo con las publicaciones de la lista comentada y del atlas de aves para el país (Guyra Paraguay 2004, 2005). Además, alrededor de un cuarto de las publicaciones de 2000 a 2015 fueron contribuciones de argentinos que habían participado en proyectos de relevamiento de Guyra Paraguay entre los años 2000 a 2005. Posterior a su retorno a la Argentina, publicaron sobre aves del Chaco y Bosque Atlántico de Argentina, incluyendo datos de Paraguay (e.g., 13 de las 14 contribuciones de A. Bodrati como primer autor se enfocan en Argentina, con aportes muy puntuales sobre Paraguay, que apuntan a contextualizar lo encontrado en Argentina).

El último periodo analizado, 2015 a 2019, incrementa notablemente el número de publicaciones, casi duplicando el número de publicaciones con relación a los periodos anteriores. Los estudios se enfocaron principalmente a las regiones de Paraguay Central, Alto Chaco, y, en tercer lugar, el Alto Paraná. En este periodo, una gran mayoría de las referencias (95%) fueron lideradas por autores afiliados en el Paraguay, y los datos aportados son exclusivos sobre aves del país en el 98% de las publicaciones. Es una diferencia notable con los periodos anteriores, donde entre el 43 y 73% de las referencias provenían de instituciones extranjeras, y el 14 al 54% de las mismas proveían datos de aves de Paraguay compartidos con datos de la región (principalmente Argentina y Brasil). Los estudios de distribución/listados de aves vuelven a aumentar, seguidos por los de taxonomía/sistemática. En el área de distribución/listados se observa el aumento de documentación de especies, así como, registros de nuevas especies y localidades para las especies. Aun así, este aumento de publicaciones en el último quinquenio no refleja realmente un crecimiento de la ciencia ornitológica en el país. Treinta de las 59 publicaciones de este periodo fueron lideradas por una persona (P. Smith), siendo casi el 80% de sus contribuciones como notas cortas y solo algunos artículos completos (ver Anexo 1). Otros 19 autores aportaron 29 publicaciones, un número menor a las 35 publicaciones del quinquenio anterior. Es importante destacar en este punto, que nuestro análisis considera el número de publicaciones como universo muestral, dando un mismo valor a las notas cortas que reportan una observación puntual sobre una especie en el

Paraguay (e.g., la mayoría de las publicaciones de Bodrati [2004 a 2015] y Smith [2006 a 2018]), que a monografías muy ricas en información, con años de colecta de datos y con aportes de muchas personas (e.g., la lista comentada y atlas de Guyra Paraguay [2004, 2005], o los trabajos de Chachugi [2013] y Madroño [2016] que durante años han recabado información étnica). De esta manera, los cambios en el número de publicaciones no necesariamente significan cambios en la producción de conocimiento ornitológico.

Cobertura taxonómica

Es de esperarse que el número de referencias evaluadas en este estudio no pueda dar una cobertura a las 720 especies del país (del Castillo 2019). Sin embargo, se nota igual una gran limitación en la cobertura de grupos taxonómicos a mayores niveles, quedando más del 50% de las familias y más del 30% de los órdenes sin ser tratadas específicamente en alguna referencia durante los últimos 25 años. Como se ha señalado en los resultados, si bien algunos grupos taxonómicos como Tyrannidae, Thraupidae y Caprimulgidae han recibido un mayor número de referencias, esto no refleja el conocimiento sobre estos grupos en particular, debido a que la diversidad (número de especies en cada grupo taxonómico) enmascara el nivel de conocimiento (Freile et al. 2006). Como ejemplo, los Tyrannidae cuentan con un total de 102 especies para el país, pero las 17 referencias cubren sólo 15 especies (15%) y dos géneros (*Knipolegus* y *Pseudocolopteryx*), y solo una especie (*Attila phoenicurus*) ha sido objeto de dos referencias.

Las familias que resultaron con una mejor relación de publicaciones fueron Tytonidae, cuya única especie ha sido tratada en tres referencias, y Cracidae, con seis especies, que ha recibido referencias relacionadas a la conservación de todo el grupo taxonómico, y en cuanto a sus especies, solo tres han sido referidas. Varias familias con una diversidad alta, como los Picidae (21 especies), Trochilidae (21), Rallidae (26), poseen una referencia, en el caso de las dos primeras, o ninguna para la última. Una mayor atención a estas familias que no se han estudiado durante estos últimos 25 años, deberá ser enfoque de trabajos futuros.

Comparación de los avances de la ornitología en Paraguay con otros países de la región

Winker (1998) evaluó los avances ornitológicos de 41 países neotropicales en un periodo de 17 años (1979 - 1995), obteniendo un total de 68 publicaciones sobre aves de Paraguay. Freile et al. (2014) repor-

ta un total de 121 publicaciones sobre Paraguay en el periodo 1996 - 2011. Se debe destacar la inclusión en Freile et al. (2014) de varios estudios que no han sido realizados en Paraguay, pero citan al país en el texto (ej. Mourão et al. 2010, Di Giacomo et al. 2011, Zimmer 2008).

En la presente revisión literaria sobre los avances ornitológicos en Paraguay, hemos incluido un periodo de 25 años (1995 - 2019), obteniendo una compilación de 203 publicaciones.

Los resultados que hemos obtenido demuestran que Paraguay sigue teniendo un avance bajo en los últimos periodos, con un promedio de ocho contribuciones al año. Si bien, las comparaciones con otros países son complejas, dado que las revisiones contienen diferencias metodológicas, se puede notar que, en países como Ecuador, las contribuciones ornitológicas se han duplicado en las últimas décadas, incluso llegando a más de un millar de publicaciones en la década de 1990 (Freile et al. 2006). En Colombia, un análisis de los avances en estudios ornitológicos urbanos demuestra un aumento prácticamente exponencial, desde 1977 hasta 2012, sumando 55 artículos publicados solamente sobre aves urbanas (Delgado y Correa 2013). De hecho, un análisis de los conocimientos ornitológicos urbanos entre 1974 a 2009, demuestra el gran vacío en Paraguay, sin detectarse un solo trabajo publicado (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2011). Actualmente, siguen siendo escasos los trabajos publicados sobre aves urbanas, con unos pocos ejemplos (del Castillo 2014; Martin-Etcheagaray et al. 2018).

Las publicaciones sobre distribución/listados de aves representan casi el 51% de las contribuciones ornitológicas durante los 25 años analizados. Con estas publicaciones, se observa un aumento importante en el número de especies de aves reportadas para el país, ya que Hayes (1995) solo reporta 645 especies documentadas en Paraguay. En el 2004, Guyra Paraguay aumentaba a 685 especies de aves documentadas (Guyra Paraguay 2004). La última actualización de la lista comentada de aves para el Paraguay eleva a 720 especies para el país, 711 "documentadas" y nueve "pendientes de documentación" (del Castillo 2019). Así, la tasa de nuevas especies para el país ha sido prácticamente de tres especies/año durante el periodo evaluado, un número muy elevado al compararlo con la tasa de sólo ocho publicaciones/año. Esta tasa es relativamente alta al compararlo con otros países: en Ecuador, entre septiembre 2015 y julio 2017 (casi dos años), han aumentado seis nuevas especies (Freile et al. 2019); entre noviembre 2017 y junio

2019 (un año y medio), tres nuevas especies (Freile et al. 2020); en Perú, el Comité de Registros de Aves Peruanas aceptaron cinco nuevas especies para el país en el 2018 (Angulo et al. 2019) y seis nuevas especies durante el 2019 (Angulo et al. 2020).

Algunos factores que afectan el crecimiento de la ornitología en el Paraguay

Una herramienta importante para el desarrollo de la ornitología de un país es el acceso a guías de campo para la identificación de las aves. La primera publicación con formato de guía para la identificación de aves en el campo en Paraguay se publicó en el año 2002. Esta guía contenía información sobre 101 especies de aves comunes de Paraguay (Guyra Paraguay 2002). Al año siguiente, se publicó la Guía de Aves de la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú con información sobre 200 especies de aves de la reserva (Mazar Barnett y Madroño 2003). En el 2006, se publicó la primera guía completa de Aves de Paraguay, en una alianza con una editorial argentina, en la cual se incluían las descripciones de 680 especies (Guyra Paraguay 2006). Actualmente, se encuentra agotada. Previa a su publicación, se utilizaba la guía de aves de Argentina (Narosky y Yzurieta 1993), con el apoyo de otras publicaciones como Ridgely y Tudor (1989, 1994), Sick (1993) y de la Peña y Rumboll (1998).

En los años siguientes se publicaron otros materiales impresos enfocados en aves de determinados grupos o localidades del país. Con respecto a guías acústicas, en 2004, se publicó el primer material para identificación de las voces de aves del Bosque Atlántico (Velázquez y Bodrati 2004). Esta guía en formato CD, incluía las vocalizaciones de 74 especies endémicas, amenazadas y/o típicas de esta ecorregión. Años después, surgió un proyecto a nivel regional para la publicación de una guía audiovisual, en formato DVD, para los países del Cono Sur, incluyendo Argentina, Chile, Brasil (Río Grande do Sul), Uruguay y Paraguay (López-Lanus 2008), en la cual se incluyeron fotografías y cantos de especies de Paraguay. La publicación de la Guía de Aves de Paraguay dio un gran impulso a la actividad de observación de aves, con un efecto positivo en el número de aficionados de las aves en el país.

A partir del año 2015, el número de observadores de aves a nivel nacional se incrementó notablemente debido a la realización de los cursos de formación de guías de aviturismo, organizados por Guyra Paraguay. Posteriormente, la creación del grupo "Aves de Paraguay" de WhatsApp consolidó el número de aficiona-

dos. En este grupo se comparten fotografías, registros, bibliografía y también se discuten identificaciones. A partir de este grupo, surgió el "CON" o Club de Observadores de la Naturaleza, del cual se organizaron clubes de observadores de aves: TEAM IPEQUI Birding, CONA FLAVUS General Artigas y CONA CARACARA Asunción, CONA Suruku'a Itauguá.

El apoyo de las tecnologías y las redes sociales ha creado un entusiasmo en la observación aficionada a las aves. Esto se puede observar en el aumento de registros y usuarios en plataformas como eBird. En los últimos seis años, el número de usuarios de esta plataforma en el país ha incrementado en un 93% (Yanosky et al. en prensa). Este aumento de observadores ha aportado, sin dudas, a la documentación de las especies y hallazgos de nuevos registros para el país.

En cuanto a la procedencia de los autores de las publicaciones analizadas, se ha notado un incremento notable de autorías nacionales en el último periodo evaluado, pasando del 56% al 95% de las contribuciones. Las publicaciones con aportaciones exclusivas sobre aves del país también han aumentado de 59% al 98% entre los dos últimos periodos. Esto se puede plantear como resultado de la implementación del Programa Nacional de Incentivo a Investigadores (PRONII) del Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología del Paraguay, permitiendo un aumento de la investigación, así como un requerimiento final en publicaciones científicas. Sin embargo, es interesante hacer notar que la ornitología sigue teniendo un incremento mayormente de aficionados a la observación de aves, que, en la investigación, con relación a otras ramas de la biología. En los últimos años, en las áreas como Mastozoología, Herpetología y Botánica, se han desarrollado asociaciones e incluso realizado jornadas científicas. En el 2021, se realiza la IV Jornada Paraguaya de Mastozoología, la IV Jornada Paraguaya de Botánica. La Asociación Paraguaya de Herpetología junto a la Asociación Paraguaya de Mastozoología apoyaron el I Congreso Paraguayo de Zoología en el 2019. En el área de la ornitología, sin embargo, la última Jornada (segunda edición) se realizó en el 2012, organizado por Guyra Paraguay, la institución nacional asociada a BirdLife International para la conservación de aves. En el país, la formación de ornitólogos sigue siendo muy baja. La carrera de Ciencias Biológicas sólo es ofrecida por la Universidad Nacional de Asunción, con una vacancia aproximada de 60 alumnos al año. La falta de académicos ornitólogos dentro de la malla curricular de la carrera, es sin dudas una de las razones del bajo incremento en la formación de investigadores, y por tanto la ausencia de asociacio-

nes ornitológicas que promuevan la investigación y el desarrollo de jornadas enfocadas al estudio de las aves.

CONCLUSIONES

Esta revisión sobre los avances de la ornitología en el país en 25 años demuestra que Paraguay sigue siendo uno de los países con menor crecimiento en la región; que la tasa de publicaciones es realmente baja, con solo ocho contribuciones al año en promedio; que aunque se observa un crecimiento en el último periodo, no se puede inferir un patrón o relaciones causa – efecto, ya que esta producción se encuentra muy relacionada a cuestiones personales de unos pocos autores; que las publicaciones ornitológicas se han enfocado mayormente en información sobre distribución y listados de aves, por un creciente interés de observadores aficionados a las aves; que programas como el PRONII-CONACYT pueden aportar a su desarrollo, pero requiere de mayor enfoque por parte de las instituciones académicas, así como de una organización u asociación que pueda aunar los esfuerzos de investigación. Además, los cambios drásticos de ecosistemas que han ocurrido en los últimos 30 años en el país demuestran la necesidad de priorizar estudios en áreas como la ecología, ecología de poblaciones y comunidades, así como conservación, considerando el alto impacto que pueda estar sufriendo la avifauna, y la necesidad de buscar acciones y alternativas que puedan ayudar a conservar la biodiversidad. En cuanto a prioridades taxonómicas, siendo que más del 50% de las familias no han sido enfoque de algún estudio en los últimos 25 años, y muy pocas especies han recibido la atención de dos o más publicaciones, difícilmente se pueda definir algún grupo taxonómico prioritario para los siguientes estudios. Sin dudas, la urgencia de información sobre las especies amenazadas de extinción, así como las endémicas de las ecoregiones más fragmentadas, podrían ser priorizadas.

AGRADECIMIENTOS

Estaremos siempre agradecidos al Prof. Dr. Salvador J. Peris, quien en vida ha dado la mayor motivación para este trabajo. Alberto Esquivel agradece el apoyo de su esposa e hijos, y por acompañarlo siempre en su labor de investigación. El acceso a las bases de datos WILEY fue provisto por CONACYT. Este trabajo ha sido elaborado en el marco de los Proyectos 15-INV-602 PROCIENCIA-CONACYT (Guyra Paraguay); Proyecto-15-INV-002 PROCIENCIA-CONACYT

(FACEN-UNA) y de becas doctorales por la AECID y la Fundación Carolina a Alberto Esquivel. Agradecemos a dos revisores anónimos y a la Editora Asociada, Kristina Cockle, cuyos comentarios y sugerencias han sido muy valiosos en la preparación del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ANGULO F, BEGAZO A., LANE DF, PLENGE MA, SCHULLENBERG TS, UGARTE M, VALQUI T Y WALKER B (2019) Reporte del Comité de Registros de Aves Peruanas (CRAP) del periodo 2018 / Report of the Peruvian Bird Records Committee 2018. *Boletín UNOP* 14:63–53
- ANGULO F, BEGAZO A., LANE DF, PLENGE MA, SCHULLENBERG TS, UGARTE M, VALQUI T Y WALKER B (2020) Reporte del Comité de Registros de Aves Peruanas (CRAP) del periodo 2019 / Report of the Peruvian Bird Records Committee 2019. *Boletín UNOP* 15:42–53
- ARETA JI, BODRATI A, THOM G, RUPP AE, VELAZQUEZ M, HOLZMANN I, CARRANO E, Y ZIMMERMANN CE (2013) Natural history, distribution, and conservation of two nomadic *Sporophila* seedeaters specializing on Bamboo in the Atlantic forest. *The Condor* 115:237–252
- BODRATI A (2004) Aportes al conocimiento de la distribución, abundancia y hábitat del piojito picudo (*Inezia inornata*) en la región chaqueña. *Nuestras Aves* 48:10–11
- BODRATI A Y DEL CASTILLO H (2008) Descripción de un nido de la Yacupoí (*Penelope superciliaris*) en el Bosque Atlántico de Paraguay. *Nuestras Aves* 53:9–11
- BORDA DC Y CABALLERO MV (2020) Crecimiento y desarrollo económico en Paraguay: Balance y propuestas para una economía sostenible e inclusiva. Centro de Análisis y Difusión de la Economía Paraguaya - CADED. Asunción, Paraguay
- BORNSCHEIN MR Y REINERT BL (1996) Novos registros de *Tiaris fuliginosa* (Emberizidae) no Paraguai e no sul do Brasil. *Ararajuba* 4:105–106
- BROOKS TM (1998) A record of a Harpy Eagle from eastern Paraguay. *Journal of Raptor Research* 32:318–321
- BROOKS DM (2000) New distributional records for birds in the paraguayan Chaco. *Cotinga* 13:79–82
- CABALLERO J, PALACIOS F, ARÉVALOS F, RODAS O Y

- YANOSKY A (2014) Cambio en la cobertura de la tierra del Gran Chaco Americano en el año 2012. *Paraquaria Natural* 2:21–28
- CAPPER DR, CLAY RP, MADROÑO A Y MAZAR BARNETT J (2001) New information on the distribution of twenty-two bird species in Paraguay. *Ararajuba* 9:57–59
- CHACHUGI R (2013) Las aves y el conocimiento tradicional Ache - Ache kwatygi kwyra wywy-djiwa. Fundación Moisés Bertoni
- DEL CASTILLO H (2014) La lista de las Aves de Asunción. *Paraquaria Natural* 2:29–42
- DEL CASTILLO H (2019) Segunda actualización de la Lista Comentada de las Aves de Paraguay (Guyra Paraguay 2004). *Paraquaria Natural* 7:19–22
- DELGADO CA Y CORREA-H JC (2013) Estudios ornitológicos urbanos en Colombia: revisión de literatura. *Ingeniería y Ciencia* 9:215–236
- DI GIACOMO AS, DI GIACOMO AG Y REBOREDA JC (2011) Male and Female Reproductive Success in a Threatened Polygynous Species: The Strange-Tailed Tyrant (*Alectrurus risora*). *The Condor* 113:619–628
- FREILE JF, CARRIÓN JM, PRIETO-ALBUJA F, SUÁREZ L Y ORTIZ-CRESPO F (2006) La ornitología en Ecuador: un análisis del estado actual del conocimiento y sugerencias para prioridades de investigación. *Ornitología Neotropical* 17:183–202
- FREILE JF, GREENEY HF Y BONACCORSO E (2014) Current Neotropical ornithology: Research progress 1996-2011. *The Condor* 116:84–96
- FREILE JF, OLMSTEAD S, ATHANAS N., BRINKHUIZEN DM, NAVARRETE L, NILSSON J, SÁNCHEZ-NIVICELA M, SOLANO-UGALDE A Y GREENFIELD PJ (2020) Fifth report of the Committee for Ecuadorian Records in Ornithology (CERO), with comments on some published, undocumented records. *Revista Ecuatoriana de Ornitología* 9:103–133
- FREILE JF, SOLANO-UGALDE A, BRINKHUIZEN DM, GREENFIELD PJ, LYSINGER M, NILSSON J, NAVARRETE L Y RIDGELY RS (2019) Fourth report of the Committee for Ecuadorian Records in Ornithology (CERO) and a revision of undocumented and erroneous records in the literature. *Revista Ecuatoriana de Ornitología* 5:52–79
- GLOBAL FOREST WATCH (2022) Tree cover loss in Paraguay. Accedido el 14/12/2022 (URL: www.globalforestwatch.org)
- GUYRA PARAGUAY (2002) 101 Aves comunes del Paraguay. Asociación Guyra Paraguay. Asunción, Paraguay
- GUYRA PARAGUAY (2004) Lista comentada de las Aves del Paraguay. Annotated checklist of the Birds of Paraguay. Asunción, Paraguay
- GUYRA PARAGUAY (2005) Atlas de las aves del Paraguay. Guyra Paraguay (ed.) Asunción, Paraguay
- GUYRA PARAGUAY (2006) Guía para la identificación de aves de Paraguay. Vázquez Mazzini, eds: Buenos Aires, Argentina
- HAYES FE (1995) Status, distribution and biogeography of the birds of Paraguay. Monographs in Field Ornithology, *American Birding Association, Colorado Springs*, Colorado, U.S.A.
- HUANG C, KIM S, ALTSTATT A, TOWNSHEND JRG, DAVIS P, SONG K, TUCKER CJ, RODAS O, YANOSKY A, CLAY R Y MUSINSKY J (2007) Rapid loss of Paraguay's Atlantic forest and the status of protected areas - A Landsat assessment. *Remote Sensing of Environment* 106:460–466
- HUANG C, KIM S, SONG K, TOWNSHEND JRG, DAVIS P, ALTSTATT A, RODAS O, YANOSKY A, CLAY R, TUCKER CJ Y MUSINSKY J (2009) Assessment of Paraguay's forest cover change using Landsat observations. *Global and Planetary Change* 67:1–12
- LÓPEZ-LANÚS B (2008) Sonidos de aves del Cono Sur: Bird sounds from Southern South America: Argentina, Chile, Paraguay, Uruguay, Río Grande so Sul. / *Audiornis Producciones*. Buenos Aires, Argentina
- LOWEN JC, BARNETT JM, PEARMAN M, CLAY R Y LÓPEZ LANÚS B (1997) New distributional information for 25 species in eastern Paraguay. *Ararajuba* 5:240–243
- LOWEN JC, BARTRINA L, BROOKS TM, CLAY RP Y TOBIAS J (1996a) Project Yacutinga '95: bird surveys and conservation priorities in eastern Paraguay. *Cotinga* 5:14–17
- LOWEN JC, BARTRINA L, CLAY RP Y TOBIAS JA (1996b) Biological surveys and conservation priorities in eastern Paraguay. *CSB Conservation Publications*. Cambridge, U.K.
- LOWEN JC, CLAY RP, BROOKS TM, ESQUIVEL EZ, BARTRINA L, BARNES R, BUTCHART SHM Y ETCHEVERRY NI (1995) Bird conservation in the Paraguayan Atlantic Forest. *Cotinga* 4:58–64

- MADROÑO A (2016) Las vocalizaciones de las aves como herramienta de documentación del conocimiento tradicional indígena Aché en el Bosque Atlántico de Paraguay. *Revista Chilena de Ornitología* 22:89–106
- MADROÑO A, ABELAIRA J Y JIMÉNEZ B (1994) *Formicivora melanogaster*, una nueva especie para Paraguay. *Notulas faunísticas* 65:1-4
- MADROÑO NA, CLAY RP, ROBBINS MB, RICE NH, FAU-
CETT RC Y LOWEN JC (1997) An avifaunal survey of the vanishing interior Atlantic forest of San Rafael National Park, Departments Itapúa/Caazapá, Paraguay. *Cotinga* 7:45–53
- MARTIN-ETCHEGARAY A, ESQUIVEL A Y WEILER A (2018) Estructura de las comunidades de aves de cuatro áreas verdes de la ciudad de Asunción, Paraguay. *Revista de Ciencias Ambientales* 52:184-207
- MAZAR BARNETT J Y MADROÑO-NIETO A (2003) Aves de la Reserva Natural del Bosque Mbaracayú - Guía para la identificación de 200 especies. Fundación Moisés Bertoni y Fondo Francés para el Medio Ambiente: Asunción, Paraguay
- MOURÃO G, TOMAS W Y CAMPOS Z (2010) How much can the number of Jabiru Stork (Ciconiidae) nests vary due to change of flood extension in a large Neotropical floodplain? *Zoologia* 27:751–756
- MYERS N, MITTERMEIER RA, MITTERMEIER CG, DA FONSECA GAB Y KENT J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858
- NAROSKY T Y YZURIETA D (1993) Guía para la identificación de las Aves de Argentina y Uruguay. Vázquez Mazzini (eds.). Buenos Aires, Argentina
- ORTEGA-ÁLVAREZ R Y MACGREGOR-FORS I (2011) Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning* 101:1–10
- DE LA PEÑA MR Y RUMBOLL M (1998) Birds of Southern South America and Antarctica. Harper Collins
- REMSEN JV JR, ARETA JI, BONACCORSO E, CLARAMUNT S, JARAMILLO A, LANE DF, PACHECO JF, ROBBINS MB, STILES FG Y ZIMMER KJ (2022) A classification of the bird species of South America. *American Ornithological Society* (URL: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>)
- RIDGELY RS Y TUDOR G (1989) The Birds of South America: Volume I: The Oscine Passerines. Volumen I. University of Texas Press
- RIDGELY RS Y TUDOR G (1994) The Birds of South America: Volume II: The Suboscine Passerines. Volumen II. University of Texas Press
- ROBBINS MB Y ZIMMER KF (2005) Taxonomy, vocalisations and natural history of *Philydor dimidiatum* (Furnariidae), with comments on the systematics of *Syndactyla* and *Simoxenops*. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 12:212–228
- SICK H (1993) Birds in Brazil. A Natural History. Princeton University Press, Princeton, New Jersey
- VELÁZQUEZ MC Y BODRATI A (2004) Canto de aves del Bosque Atlántico. Asociación Guyra Paraguay. Asunción, Paraguay. 1 CD
- WINKER K (1998) Recent geographic trends in neotropical avian research. *The Condor* 100:764–768
- ZIMMER KJ (2008) The White-Eyed Foliage-Gleaner (Furnariidae: *Automolus*) is two species. *The Wilson Journal of Ornithology* 120:10–25



Artículos

RESPUESTA DIFERENCIAL DE LA LECHUCITA VIZCACHERA (*Athene cunicularia*) A VOCALIZACIONES HETEROESPECÍFICAS

DIFFERENTIAL RESPONSE OF THE BURROWING OWL (*Athene cunicularia*)
TO HETERO SPECIFIC CALLS

Alejandro V. Baladrón^{1*}, Matilde Cavalli¹, María Susana Bó¹ & Juan Pablo Isacch¹

¹Grupo Vertebrados, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Funes 3350, Mar del Plata (B7602AYJ), Argentina

*abaladro@mdp.edu.ar

RESUMEN.- Para muchas especies de aves las señales auditivas de coespecíficos representan una importante fuente de información sobre la calidad del hábitat, la presencia de recursos, y los riesgos potenciales en su entorno. Algunas especies tienen la capacidad de reconocer e interpretar también las señales de heteroespecíficos, mejorando así su percepción del ambiente. Este es el caso de la Lechucita Vizcachera (*Athene cunicularia*) que utiliza las vocalizaciones de alarma del Tero (*Vanellus chilensis*) como indicador de riesgo potencial. Diseñamos un estudio experimental de campo para determinar si las lechucitas responden diferencialmente al sonido de los teros en relación a otras aves simpátricas. Expusimos a individuos de lechucita a una secuencia aleatoria de sonidos que incluía tres tratamientos: llamadas de alarma de Tero, Cotorra (*Myiopsitta monachus*) y Hornero (*Furnarius rufus*), y registramos su respuesta como comportamientos de alerta o relajado. Encontramos una respuesta diferencial de las lechucitas a las vocalizaciones de los teros respecto a las de cotorras y horneros. Esta respuesta se verificó en un mayor tiempo de duración del estado de alerta, un incremento en la frecuencia de eventos de vigilancia, y un mayor tiempo de recuperación hacia el estado relajado después del tratamiento con sonido de Tero. La asociación Lechucita Vizcachera-Tero podría responder a una relación de mutuo beneficio, en la cual las lechucitas podrían mejorar su percepción del riesgo de depredación al contar con una alerta temprana y los teros obtendrían un mayor nivel de protección al asociarse con un depredador tope.

PALABRAS CLAVE.- *Athene cunicularia*, comportamiento, riesgo de depredación, *Vanellus chilensis*, vocalizaciones de alarma

ABSTRACT.- For many bird species, auditory signals of conspecifics represent a valuable source of information about habitat quality, resource availability, and potential risks in their environments. Some species can also recognize and interpret signals from heterospecifics, thus improving their perception of the environment. Such is the case of the Burrowing Owl (*Athene cunicularia*), which uses the alarm vocalizations of the Southern Lapwing (*Vanellus chilensis*) as an indicator of potential risk. We carried out an experimental field study to determine if burrowing owls differentially respond to lapwing sounds when compared to other sympatric birds. We exposed burrowing owl individuals to a random sequence of sounds that included three treatments: alarm calls from Southern Lapwing, Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*), and Rufous Hornero (*Furnarius rufus*), and recorded their responses as alert or relaxed behaviors. We found a differential response of burrowing owls to lapwings' vocalizations over those of parakeets and horneros. This response was verified by a longer duration of the alert state, an increase in the frequency of vigilance events, and a longer recovery time towards the relaxed state after the lapwings' sound treatment. The Burrowing Owl-Lapwing association could respond to a mutually beneficial interaction: owls could improve their perception of predation risk by relying on lapwings' alarm calls as an early warning of danger, and lapwings might obtain a higher level of protection by associating with a top predator.

KEYWORDS.- alarm calls, *Athene cunicularia*, behavior, predation risk, *Vanellus chilensis*

La mayor parte de los animales son susceptibles a la depredación, por lo que el desarrollo de estrategias antidepredatorias es una respuesta adaptativa bajo una importante presión de selección (Ferrari et al. 2007). Esta respuesta suele manifestarse como un reconocimiento innato del riesgo de depredación, pero también puede ser una respuesta resultante del aprendizaje (Haff y Magrath 2012, 2013, Magrath y Bennet 2012). Para responder de manera eficiente a una amenaza potencial, los animales deben interpretar correctamente las señales del entorno que frecuentemente se presenta en la forma de “información pública” (Danchin et al. 2004, Jones et al. 2011). Esta información consiste en señales acústicas o visuales que son transmitidas de manera involuntaria de una especie a otra y que pueden ser utilizadas para valorar la calidad del hábitat (Goodale et al. 2010). Así, la capacidad de utilizar información pública incrementa la percepción del entorno, mejorando la posibilidad de evitar la depredación y, por lo tanto, implicaría beneficios para la supervivencia y el éxito reproductivo (Meise et al. 2018).

La emisión de vocalizaciones de alarma es un comportamiento antidepredatorio habitual de la mayor parte de las aves. Mediante estas vocalizaciones, el emisor brinda información acerca de un peligro inminente, permitiendo al receptor una respuesta temprana ante una potencial amenaza (Magrath et al. 2015). Esta respuesta suele manifestarse por un cambio rápido hacia comportamientos antidepredatorios típicos, tales como incrementar la vigilancia, moverse hacia un refugio o quedarse inmóvil (Magrath et al. 2020). La mayor parte de las especies responden efectivamente ante las vocalizaciones de alarma emitidas por miembros de su propia especie (coespecíficos), pero algunas especies tienen también la capacidad de reconocer las vocalizaciones de otras especies con las que comparten el mismo hábitat (heteroespecíficos) (Magrath et al. 2015). Las vocalizaciones coespecíficas pueden contener información más detallada para el receptor, como por ejemplo acerca de la proximidad de la amenaza o la dirección desde la cual proviene y suelen ser más confiables que las heteroespecíficas (Getschow et al. 2013). Las vocalizaciones heteroespecíficas, por su parte, pueden brindar información adicional sobre amenazas que no pueden ser detectadas por coespecíficos, o complementarlas (Fletcher Jr y Sieving 2010). La utilización de estas señales permite también que el receptor optimice el tiempo que invierte en vigilancia, pudiendo así dedicar más tiempo a otros comportamientos como forrajeo o cuidados parentales (Waterman y Mai 2020). Sin embargo, para

que una comunicación heteroespecífica sea estable requiere que tanto el emisor como el receptor se beneficien (o al menos no sean perjudicados) por esta relación (Danchin et al. 2004, Magrath et al. 2020).

Trabajos previos han demostrado que la Lechucita Vizcachera (*Athene cunicularia*) utiliza vocalizaciones de otras especies como señales auditivas de alarma. En Norteamérica este tipo de asociación se ha registrado con mamíferos con los cuales comparte los sitios de nidificación, como perritos de las praderas (*Cynomys ludovicianus*) y las ardillas terrestres (*Otospermophilus beecheyi*), cuyas cuevas utilizan las lechucitas para nidificar (Bryan y Wunder 2013, Henderson y Trulio 2019). En Sudamérica, hasta ahora, solo se ha encontrado una relación similar con un ave, el Tero (*Vanellus chilensis*), especie con la que suele nidificar en simpatria en la Región Pampeana (Cavalli et al. 2018a; Fig. 1). En un trabajo previo, se encontró que las lechucitas respondieron diferencialmente a las vocalizaciones de los teros (permaneciendo más tiempo en alerta) cuando se lo contrastó con ruidos ambientales naturales y artificiales. Esta respuesta, además, fue similar para ambientes rurales y urbanos y entre períodos reproductivo y no reproductivo (Cavalli et al. 2018a). Estos resultados indican que existe una importante consistencia en la asociación Lechucita Vizcachera-Tero. Si esta asociación fuera una relación consistente y consolidada, entonces podría esperarse que existiera una respuesta específica de las lechucitas a las vocalizaciones de alarma de los teros, diferenciada de la respuesta a vocalizaciones de alarma de otras especies de aves simpátricas.

Siguiendo los procedimientos y el diseño experimental de trabajos anteriores (Bryan y Wunder 2013, Cavalli et al. 2018a), en el presente trabajo expusimos



Figura 1. Lechucitas vizcacheras compartiendo el parche de nidificación con teros en un área periurbana del sudeste de la Provincia de Buenos Aires (Camet Norte, Partido de Mar Chiquita. Foto: AVB).

a individuos de Lechucita Vizcachera a tratamientos de vocalizaciones de tres especies de aves: Tero, Cotorra (*Myiopsitta monachus*) y Hornero (*Furnarius rufus*). La hipótesis de trabajo fue que la Lechucita Vizcachera responde de manera diferencial a las vocalizaciones de Tero respecto de las de Cotorra y Hornero. Esta respuesta se verificaría por un incremento en los comportamientos de alerta y antidepredatorios cuando son expuestas a vocalizaciones de Tero, respecto a los tratamientos restantes. El argumento subyacente es que la relación heteroespecífica está basada en las características de las especies asociadas y las similitudes entre ellas. El Tero se caracteriza por ser una especie particularmente territorial y agresiva y por sus vocalizaciones estridentes (Canevari et al. 1991), y dedica gran parte de su actividad diaria a vigilar y repeler intrusos (Costa 2002), por lo que constituye un buen “centinela” para otras aves. Esta especie comparte varias características con la Lechucita Vizcachera, presenta similitudes en cuanto a sus hábitos tróficos (ambos consumen principalmente insectos; Isacch 2001, Gantz et al. 2009, Cavalli et al. 2014) y de nidificación (nidos en el suelo; Canevari et al. 1991, Baladrón et al. 2021), tamaño corporal (Tero 200-280 g vs Lechucita Vizcachera 200-220 g; Baladrón et al. 2015, de la Peña 2016) y potenciales depredadores (Delibes et al. 2003, Vargas et al. 2007, Idoeta y Roesler 2012, Sade et al. 2012, Cavalli et al. 2016, Rebolo-Ifrán et al. 2017). Si bien la Cotorra y el Hornero son dos especies ubicuas, vocalmente activas y comparten ambiente con la Lechucita Vizcachera al igual que el Tero, es presumible que su relación no sea tan estrecha. Esto es porque a diferencia del Tero, estas especies nidifican en árboles, pasan menos tiempo en el suelo, tienen menor tamaño corporal y son poco agresivas. Por esto también es probable que tengan depredadores diferentes a los de las lechucitas y consecuentemente sus vocalizaciones de alarma respondan a otros estímulos. En consecuencia, esperamos encontrar una respuesta diferencial por parte de la Lechucita Vizcachera al ser expuestas a las diferentes vocalizaciones de aves simpátricas, la cual se verificaría por un incremento en los comportamientos de alerta y antidepredatorios cuando son expuestas a vocalizaciones de Tero, respecto a los tratamientos restantes.

MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo fue realizado en el sudeste de la Región Pampeana (Provincia de Buenos Aires, Argentina).

Históricamente el paisaje de esta región estuvo dominado por pastizales (Soriano et al. 1991), pero actualmente se encuentra muy modificado por la agricultura, ganadería y otras actividades humanas (Bilenca y Miñarro 2004). Como resultado de esto, el paisaje actual se presenta como un mosaico de usos de la tierra, que incluye una diversidad de ambientes naturales, tales como pastizales, marismas, dunas costeras y bosques nativos, combinados con ambientes modificados, tales como cultivos, campos de pastoreo y zonas urbanas (Isacch et al. 2016). Dado que la actividad ganadera es predominante en el sudeste de la Región Pampeana, cerca del 80% del uso de la tierra corresponde a campos de pastoreo para ganado (Baladrón et al. 2016). Los cultivos, dominados por soja, maíz, y trigo, están limitados a los suelos altos de mayor calidad para la agricultura (Zelaya et al. 2016). Las zonas urbanas utilizadas en el estudio comprendieron principalmente áreas periurbanas compuestas por pequeñas localidades turísticas con baja densidad de población (menos de 800 habitantes), así como también áreas suburbanas de la ciudad de Mar del Plata.

Diseño de muestreo

Durante 2015 realizamos la búsqueda de lechucitas vizcacheras en el área de estudio, mediante recorridos en vehículo a través de rutas y caminos vecinales. Los ensayos se concentraron en el mes de octubre (inicio del periodo reproductivo), dado que es cuando todas las especies estudiadas presentan actividad de defensa activa de los nidos. Una vez que localizamos al individuo, identificamos y geoposicionamos el sitio y esperamos 5 min antes de comenzar el experimento. Realizamos un total de 15 experimentos sobre 15 individuos diferentes de nidos distintos, cada experimento se realizó por única vez. Siguiendo los procedimientos descritos por Bryan y Wunder (2013), expusimos al individuo a tres tratamientos: vocalizaciones de Tero (T), Cotorra (C) y Hornero (H). Estas vocalizaciones fueron grabadas previamente en el ambiente natural de cada especie y luego editadas digitalmente con el programa libre Audacity (Audacity Team 2014) para combinar las vocalizaciones y crear las secuencias. Los tratamientos finales comprendieron una sucesión de sonidos típicos de cada especie, incluyendo vocalizaciones de alarma. A éstos se agregó un cuarto tratamiento, consistente en sonido ambiente que fue usado para separar los tratamientos T-C-H, y considerado como tratamiento control (Silencio, S). En consecuencia, durante cada ensayo expusimos al individuo focal a una secuencia aleatoria de los tratamientos T-C-H (30 s cada tratamien-

to) separados entre sí por un tratamiento S (60 s). El tiempo total registrado fue el mismo en todos los ensayos. Paralelamente, registramos el comportamiento del individuo focal con una videocámara HD montada dentro del vehículo a unos 50 m de distancia (Manning y Kaler 2011, Bryan y Wunder 2013). Posteriormente, observamos los videos obtenidos durante este muestreo en una computadora portátil y registramos los comportamientos de respuesta de los individuos focales durante los experimentos. Categorizamos los diferentes estados (comportamiento extendido en el tiempo) y eventos (comportamientos puntuales) como “relajado” y “alerta” (Martin y Bateson 1993, Gaibani y Csermely 2007). Consideramos que los individuos focales estaban en estado de alerta cuando realizaban vigilancia (ojos abiertos, observación atenta, cabeza erguida). Asimismo, registramos como eventos alerta cuando realizaban movimientos repentinos de la cabeza (para mirar hacia arriba y los costados), o cuando escapaban (huían volando o se metían en la cueva). Consideramos que los individuos estaban en estado relajado cuando se encontraban en descanso o reposo (cabeza retraída, ojos cerrados o semicerrados, escaso movimiento). Asimismo, registramos como eventos relajados cuando forrajeaban, caminaban cerca del nido, o se acicalaban. Usando el programa libre BORIS v.2.2 (Friard y Gamba 2016), registramos la duración de cada estado de comportamiento (2 estados: alerta, relajado) y la frecuencia de cada evento (5 eventos: mueve cabeza, escapa, forrajea, camina, se acicala). Posteriormente, calculamos el tiempo total que los individuos focales estuvieron alerta durante cada ensayo y para cada tratamiento. Los estados se expresan como proporción del tiempo total para cada actividad y los eventos como frecuencia (número de eventos por min). Como medidas complementarias, calculamos también la latencia de respuesta y el tiempo de recuperación. Medimos la latencia de respuesta a cada tratamiento como el tiempo (seg) desde el inicio del tratamiento sonoro hasta que el individuo focal pasaba de estado relajado a alerta. Para cuantificar la latencia tomamos en cuenta solamente los casos en que el individuo estaba en estado relajado antes de iniciar el tratamiento correspondiente. Finalmente, medimos la recuperación como el tiempo (seg) que tardaba el individuo en volver al estado relajado, después del estado de alerta en cada tratamiento. Para cuantificar la recuperación tomamos en cuenta solamente los casos en que el individuo retornó al estado relajado antes del inicio del siguiente tratamiento.

Análisis de datos

Utilizamos ANOVA de medidas repetidas de una vía para comparar el efecto del tratamiento sobre el tiempo que los individuos permanecieron en alerta, y comparaciones múltiples de Bonferroni para determinar diferencias entre tratamientos (Zar 2010). Realizamos una serie de análisis preliminares sobre los datos para determinar las variables redundantes o con bajo poder explicativo. En consistencia con lo informado por Cavalli et al. (2018a), encontramos que el tipo de ambiente, el sexo del individuo focal y la cantidad de individuos presentes durante el ensayo no influyeron de manera significativa en la respuesta del individuo focal. En base a esto, excluimos dichas variables de los análisis finales. Utilizamos la prueba de Kruskal-Wallis para comparar la latencia y recuperación entre los diferentes tratamientos, y comparaciones múltiples de Dunn para determinar diferencias entre tratamientos (Zar 2010). Finalmente, utilizamos la prueba de Kruskal-Wallis para comparar la frecuencia de cada tipo de evento entre los diferentes tratamientos y comparaciones múltiples de Dunn para determinar diferencias entre tratamientos (Zar 2010). Todos los análisis fueron realizados utilizando el programa R (R Development Core Team 2018).

RESULTADOS

Realizamos un total de 15 ensayos a individuos diferentes de Lechucita Vizcachera pertenecientes a 15 nidos distintos al inicio del periodo reproductivo (octubre). Si bien el tamaño muestral fue modesto, el patrón fue muy marcado: las lechucitas vizcacheras mostraron una mayor respuesta a las vocalizaciones de teros (tratamiento T) que a las de horneros (H) y cotorras (C). Los individuos focales cambiaron desde un estado relajado a estado de alerta en el 91.6% de los ensayos para el tratamiento T, y en 66.6% y 31.7% de los ensayos para los tratamientos H y C, respectivamente. Asimismo, los resultados muestran que las lechucitas aumentaron significativamente el tiempo que permanecieron alerta en respuesta al tratamiento T, en comparación con los tratamientos H, C y S, que no mostraron diferencia entre sí (ANOVA/Bonferroni: $F_{3,14} = 9.19, P = 0.001$; Fig. 2). No encontramos diferencias significativas en el tiempo de latencia desde el inicio del tratamiento hasta el inicio del estado de alerta del individuo focal (Kruskal-Wallis: $H_{2,26} = 3.898, P = 0.142$; Fig. 3a). Sin embargo, los individuos tardaron más tiempo en recuperar el estado relajado después de entrar en estado de alerta en el tratamiento T respecto a los restantes tratamientos (Kruskal-Wallis/

Tabla 1. Frecuencia con las que las lechucitas realizaron diferentes tipos de actividades puntuales, como caminar, forrajear, acicalarse, escapar y mover la cabeza (vigilancia). Los valores son expresados como número de eventos min⁻¹ (±EE). Letras diferentes indican diferencias significativas dentro de cada tipo de evento.

Tratamiento	Camina		Forrajea		Se acicala		Escapa		Mueve cabeza	
C	0.00	±0.00 A	0.28	±0.28 A	0.12	±0.12 A	0.00	±0.00 A	6.36	±0.81 A
H	0.13	±0.13 A	0.11	±0.11 A	0.11	±0.11 A	0.00	±0.00 A	8.43	±0.97 AB
T	0.27	±0.26 A	0.00	±0.00 A	0.14	±0.13 A	0.27	±0.18 A	13.57	±1.76 B
S	0.25	±0.13 A	0.13	±0.13 A	0.83	±0.35 B	0.13	±0.06 A	06.04	±0.67 A

Dunn: $H_{2,20} = 9.486, P = 0.009$; Fig. 3b).

Las lechucitas frecuentemente realizaron movimientos de cabeza para vigilar el entorno, siendo mayor la frecuencia de este tipo de evento durante el tratamiento T, respecto de los tratamientos C y S (Kruskal-Wallis/Dunn: $H_{3,59} = 17.11, P < 0.001$); la frecuencia de este comportamiento fue intermedia para el tratamiento H (Tabla 1). Los eventos de acicalado fueron más frecuentes durante los periodos de silencio (S) que durante los tratamientos con sonido (Kruskal-Wallis/Dunn: $H_{3,59} = 8.55, P < 0.01$). No se registraron diferencias en la frecuencia con la cual los individuos focales realizaron eventos de caminata, forrajeo y escape entre los diferentes tratamientos ($P > 0.05$), estos tres tipos de eventos presentaron una baja frecuencia (Tabla 1).

DISCUSIÓN

En este trabajo estudiamos de qué manera la Lechucita Vizcachera responde y hace uso de vocalizaciones de tres especies de aves con las que comparte hábitat: el Tero, la Cotorra y el Hornero. Nuestros resultados indican que las lechucitas reconocen y responden diferencialmente a las vocalizaciones de los teros respecto a las de horneros y cotorras. Esto quedó evidenciado por la alta proporción de respuesta de alerta de los individuos focales ante las vocalizaciones de teros, así como también por el aumento en la proporción del tiempo que permanecieron en estado de alerta ante este estímulo sonoro. Si bien se observó una tendencia a cierta respuesta intermedia a los sonidos de horneros, las diferencias no fueron significativas. Las lechucitas también incrementaron la frecuencia de eventos de vigilancia activa frente a la reproducción de vocalizaciones de los teros en comparación con los restantes tratamientos. Estos resultados van en línea con los antecedentes sobre la especie en otras partes de su distribución. Por ejemplo, Bryan y Wunder (2013) mostraron que en Colorado (EEUU) las lechucitas responden más rápido e incrementan su estado alerta ante las vocalizaciones de perritos de las praderas, mientras que Henderson y Trulio (2019) encontraron una relación similar con las ardillas terrestres en California (EEUU). En Norteamérica la capacidad de la Lechucita Vizcachera para interpretar sonidos de mamíferos podría explicarse por una consecuencia lógica resultante de la fuerte asociación entre las lechucitas y estos mamíferos cavadores que les proveen las cuevas para nidificar. En Sudamérica, no se han encontrado este tipo de relaciones entre mamíferos excavadores y la Lechucita Vizcachera. La Vizcacha (*Lagostomus maximus*) es el principal mamífero excavador al que se asocian las lechucitas vizcacheras en el extremo sur de su distribución (Villarreal et al. 2005) y del cual deriva el nombre

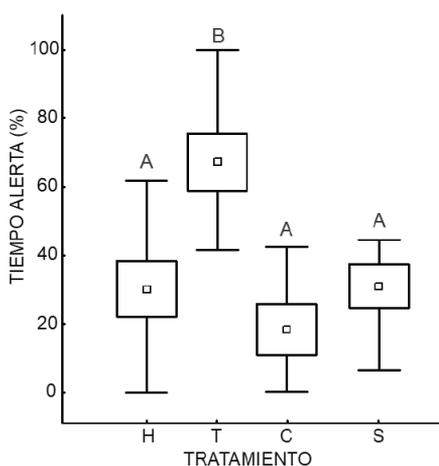


Figura 2. Porcentaje de tiempo que las lechucitas vizcacheras permanecieron en estado de alerta en respuesta a los diferentes tratamientos sonoros en el sudeste de la Región Pampeana. Los individuos fueron expuestos a tres tratamientos: vocalizaciones de Hornero (H), Tero (T), y Cotorra (C), intercalados con sonido ambiente (S). Los gráficos representan las medias, los errores estándar (EE) y los rangos para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.001$).

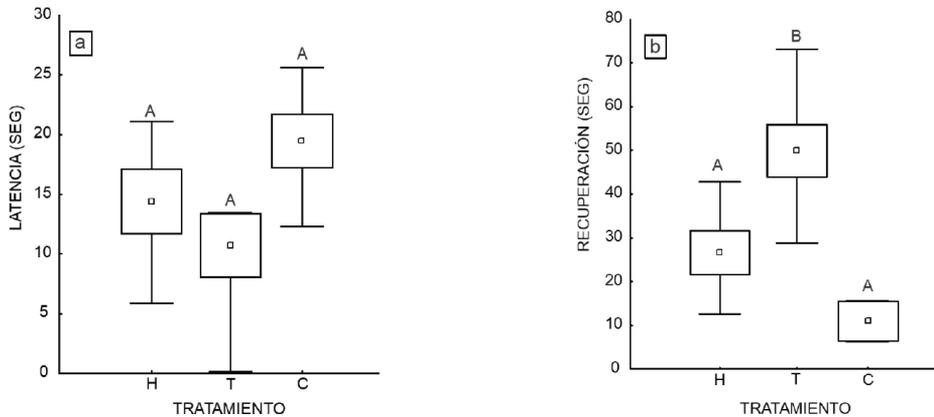


Figura 3. Tiempo de latencia (a) y recuperación (b) de las lechucitas vizcacheras en respuesta a las vocalizaciones de Hornero (H), Tero (T), y Cotorra (C). La latencia es el tiempo (seg) desde el inicio del tratamiento sonoro hasta que el individuo pasa de estado relajado a alerta. La recuperación es el tiempo (seg) que tarda el individuo en volver al estado relajado, después del estado de alerta en cada tratamiento. Los gráficos representan las medias, los errores estándar (EE) y los rangos para cada tratamiento. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,001$).

vulgar de la especie en Argentina. Al ser considerada plaga para la agricultura, las poblaciones de vizcachas han sido diezmadas durante décadas conduciendo a su desaparición en amplias zonas de Argentina (Machicote et al. 2004). De este modo, la mayoría de las poblaciones de lechucitas han perdido su asociado natural, debiendo obtener sus cuevas de otras especies o construyéndolas ellas mismas (Martínez et al. 2017). Estos factores limitan nuestra capacidad para saber si las lechucitas responden a los sonidos de su asociado natural, lo cual es un aspecto que merece evaluación considerando además que a diferencia de los perritos de las praderas y las ardillas, la Vizcacha es una especie eminentemente nocturna.

Es probable que la asociación Lechucita Vizcachera-Tero esté vinculada con la similitud entre estas especies en relación a sus requerimientos de hábitat y sitio de nidificación, pero el uso de la información provista por los teros por parte de las lechucitas aparecería como un factor derivado. La estabilidad de esta comunicación dependerá de que ambas especies obtengan beneficios de la misma (mutualismo) o que al menos no sean perjudicados por la actividad de la otra especie (Danchin et al. 2004, Magrath et al. 2020). La factibilidad de que exista una relación mutualista entre la Lechucita Vizcachera, que es un depredador tope, y el Tero, una presa potencial, estaría regulada por las características de estas especies que determinan que puedan nidificar en simpatria, con frecuencia utilizando el mismo parche de nidificación. Por un lado, los teros serían vulnerables a la depredación de lechucitas ocasionalmente en el estado de pichones (Poulin et al. 2020), pero los adultos

estarían prácticamente exentos de sufrir depredación por esta rapaz. Esto es porque los teros adultos tienen un peso corporal similar o incluso superior al de una lechucita adulta (200-280 g vs 200-220 g respectivamente; Baladrón et al. 2015, de la Peña 2016) y, además, porque los teros presentan un comportamiento antidepredatorio muy agresivo que incluye, además de las vocalizaciones de alarma, vuelos rasantes y ataques directos valiéndose de los espolones de sus alas (Oniky 1986). Muchas veces estos comportamientos defensivos son llevados a cabo por varios individuos (mobbing), incrementando así su poder disuasivo contra eventuales atacantes (Costa 2002). Por otro lado, el consumo de aves por parte de la Lechucita Vizcachera es bastante infrecuente, dado que numéricamente su principal presa son los artrópodos del suelo, en especial coleópteros de tamaño medio a grande que consumen en las proximidades del nido (Cavalli et al. 2014) y los roedores en cuanto al aporte de biomasa (Bó et al. 2007). Los teros también consumen artrópodos terrestres, pero principalmente presas de pequeño tamaño y larvas que toman del suelo (Gantz et al. 2009). Este aspecto podría ser importante en la relación Lechucita Vizcachera-Tero, ya que compartirían el mismo tipo de dieta y áreas de forrajeo, pero manteniendo un bajo solapamiento trófico.

El riesgo de depredación emerge entonces como un factor clave para que una relación mutualista de este tipo se establezca, siendo una condición decisiva que las especies involucradas tengan depredadores comunes. Los huevos y pichones de los teros son presas habituales de perros domésticos, zorros y rapaces (Marín 2014), que también serían depredado-

res potenciales de pichones de las lechucitas (Cavalli 2017, Rebolo-Ifrán et al. 2017). Las lechucitas se beneficiarían de la presencia de los teros, ya que las vocalizaciones de alarma de esta especie servirían como una alerta temprana de un peligro inminente o potencial (Cavalli et al. 2018a). Al contar con esta alerta temprana las lechucitas podrían relajar su vigilancia y dedicar su tiempo y energía a otras actividades como el forrajeo. Del mismo modo, los teros podrían beneficiarse de las vocalizaciones de alarma de las lechucitas, pero también de la protección que puede brindar un depredador tope nidificando en el mismo parche (Quinn y Ueta 2008). Asimismo, al ser la Lechucita Vizcachera una especie que está activa de noche y que suele utilizar perchas para forrajear y vigilar, podría servir al Tero como un respaldo en su vigilancia, en especial durante el periodo nocturno de mayor vulnerabilidad. En este sentido, parece plausible que las lechucitas respondan y reaccionen de manera más efectiva frente a las vocalizaciones de teros que a las de especies que nidifican en lugares altos o más protegidos como horneros y cotorras. Más estudios son necesarios para comprender si la respuesta de la Lechucita Vizcachera frente a sonidos de alarma de los teros son aprendidas durante su desarrollo ontogénico (ver Magrath et al. 2015) o si se trata de una respuesta innata resultado de una historia coevolutiva de ambas especies en el sur de su distribución. Asimismo, sería importante profundizar en comparaciones para determinar si esta relación tiene variaciones entre las distintas etapas del ciclo reproductivo, como también si se produce habituación de las lechucitas ante el estímulo reiterado de vocalizaciones de teros (Cavalli et al. 2018b). Por otro lado, la tendencia observada de una mayor respuesta a los horneros que a las cotorras sugieren que las características de las vocalizaciones podrían también influir en la respuesta de las lechucitas, un aspecto que debería abordarse en futuros estudios.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue solventado mediante un subsidio de la Universidad Nacional de Mar de Plata para el Laboratorio de Vertebrados (EXA 15-E317).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- AUDACITY TEAM (2014) Audacity: free audio editor and recorder. Version 2.1.0 (URL: <https://www.audacityteam.org>)
- BALADRÓN AV, CAVALLI M, BÓ MS E ISACCH JP (2021) Nest dimensions, burrow-lining, and decoration behavior of burrowing owls in the Pampas. *Journal of Raptor Research* 55:255–266
- BALADRÓN AV, CAVALLI M, BÓ MS, ISACCH JP, MARTÍNEZ G Y MADRID EA (2015) Body size and sexual dimorphism in the southernmost subspecies of the Burrowing Owl (*Athene cunicularia cunicularia*). *Journal of Raptor Research* 49:479–485
- BALADRÓN AV, ISACCH JP, CAVALLI M Y BÓ MS (2016) Habitat selection by burrowing owls *Athene cunicularia* in the Pampas of Argentina: a multiple-scale assessment. *Acta Ornithologica* 51:137–150
- BILENCA D Y MIÑARRO F (2004) *Identificación of valuable grassland areas in Pampas and Campos of Argentina, Uruguay and South Brazil*. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires
- BÓ MS, BALADRÓN AV Y BIONDI LM (2007) Ecología trófica de Falconiformes y Strigiformes: tiempo de síntesis. *El Hornero* 22:97–115
- BRYAN RD Y WUNDER MB (2013) Western burrowing owls (*Athene cunicularia hypugaea*) eavesdrop on alarm calls of Black-Tailed Prairie Dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Ethology* 119:1–9
- CANEVARI M, CANEVARI P, CARRIZO R, HARRIS G, RODRÍGUEZ MATA J Y STRANECK RJ (1991) *Nueva guía de las aves argentinas*. Fundación Acindar, Buenos Aires
- CAVALLI M (2017) *Respuesta comportamental y adaptativa de la Lechucita Vizcachera (Athene cunicularia) frente al avance de la urbanización*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata
- CAVALLI M, BALADRÓN AV, ISACCH JP, BIONDI LM Y BÓ MS (2016) Differential risk perception of rural and urban Burrowing Owls exposed to humans and dogs. *Behavioural Processes* 124:60–65
- CAVALLI M, BALADRÓN AV, ISACCH JP Y BÓ MS (2018a) Burrowing Owls eavesdrop on Southern Lapwings' alarm calls to enhance their antipredatory behaviour. *Behavioural Processes* 157:199–203
- CAVALLI M, BALADRÓN AV, ISACCH JP, MARTÍNEZ G Y BÓ MS (2014) Prey selection and food habits of breeding Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) in natural and modified habitats of Argentine pampas. *Emu – Austral Ornithology* 114:184–188
- CAVALLI M, BALADRÓN AV, ISACCH JP, BIONDI LM Y BÓ MS (2018b) The role of habituation in the adjustment to urban life: an experimental approach

- with Burrowing Owls. *Behavioural Processes* 157:250–255
- COSTA LCM (2002) O comportamiento interespecífico de defensa do Quero-quero, *Vanellus chilensis* (Molina, 1782) (Charadriiformes, Charadriidae). *Revista de Etología* 4:95–108
- DANCHIN E, GIRALDEAU LA, VALONE TJ Y WAGNER RH (2004) Public information: from noisy neighbours to cultural evolution. *Science* 305:487–491
- DELIBES M, TRAVAINI A, ZAPATA SC Y PALOMARES F (2003) Alien mammals and the trophic position of the Lesser Grison (*Galictis cuja*) in Argentinean Patagonia. *Canadian Journal of Zoology* 81:157–162
- FERRARI MC, GONZALO A, MESSIER F Y CHIVERS DP (2007) Generalization of learned predator recognition: an experimental test and framework for future studies. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274:1853–1859
- FLETCHER JR RJ Y SIEVING KE (2010) Social-information use in heterogeneous landscapes: a prospectus. *Condor* 112:225–234
- FRIARD O Y GAMBA M (2016) BORIS: a free, versatile open-source event-logging software for video/audio coding and live observations. *Methods in Ecology and Evolution* 7:1325–1330
- GAIBANI G Y CSERMELY D (2007) Behavioral studies. Pp. 117–128 en: Bird DM y Bildstein KL (eds) *Raptor Research and Management Techniques*. Hancock House Publishers, Blaine
- GANTZ A, SADE S Y RAU J (2009) Winter diet and feeding preferences of the Southern Lapwing (*Vanellus chilensis*, Molina 1782) in pastures of southern Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 15:87–93
- GETSCHOW CM, RIVERS P, STERMAN S, LUMPKIN DC Y TARVIN KA (2013) Does Gray Squirrel (*Sciurus carolinensis*) response to heterospecific alarm calls depend on familiarity or acoustic similarity? *Ethology* 119:983–992
- GOODALE E, BEAUCHAMP G, MAGRATH RD, NIEH JC Y RUXTON GD (2010) Interspecific information transfer influences animal community structure. *Trends in Ecology and Evolution* 25:354–361
- HAFF TM Y MAGRATH RD (2012) Learning to listen? Nestling response to heterospecific alarm calls. *Animal Behaviour* 84:1401–1410
- HAFF TM Y MAGRATH RD (2013) Eavesdropping on the neighbours: fledgling response to heterospecific alarm calls. *Animal Behaviour* 85:411–418
- HENDERSON LA Y TRULIO LA (2019) Can California ground squirrels reduce predation risk to burrowing owls? *Journal of Raptor Research* 53:172–179
- IDOETA FM Y ROESLER I (2012) Presas consumidas por el Carancho (*Caracara plancus*) durante el período reproductivo, en el noreste de la provincia de Buenos Aires. *Nuestras Aves* 57:79–82
- ISACCH JP (2001) *Ecología de aves migratorias (Charadrii) durante la invernada en pastizales del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, La Plata
- ISACCH JP, BÓ MS, VEGA LE, FAVERO M, BALADRÓN AV, PRETELLI MG, STELLATELLI OA, CARDONI DA, COPELLO S, BLOCK C, CAVALLI M, COMPARATORE V, MARIANO-JELICICH R, BIONDI LM, GARCÍA GO Y SECO PON JP (2016) Diversidad de Tetrapodos en un mosaico de ambientes del sudeste de la ecorregión Pampas como herramienta para planificar en conservación. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 18:211–233
- JONES P, PAGE R, HARTBAUER M Y SIEMERS B (2011) Behavioral evidence for eavesdropping on prey song in two Palearctic sibling bat species. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65:333–340
- MACHICOTE M, BRANCH LC Y VILLARREAL D (2004) Burrowing owls and burrowing mammals: are ecosystem engineers interchangeable as facilitators? *Oikos* 106:527–535
- MAGRATH RD Y BENNETT TH (2012) A micro-geography of fear: learning to eavesdrop on alarm calls of neighbouring heterospecifics. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279:902–909
- MAGRATH RD, HAFF TM, FALLOW PM Y RADFORD AN (2015) Eavesdropping on heterospecific alarm calls: from mechanisms to consequences. *Biological Reviews* 90:560–586
- MAGRATH RD, HAFF TM E IGIC B (2020) Interspecific communication: gaining information from heterospecific alarm calls. Pp. 287–314 en: Aubin T y Mathevon N (eds) *Coding strategies in vertebrate acoustic communication*. Springer, Cham
- MANNING JA Y KALER RSA (2011) Effects of survey methods on Burrowing Owl behaviors. *Journal of Wildlife Management* 75:525–530
- MARÍN M (2014) Distribución, fenología reproductiva, e historia natural del Queltehue (*Vanellus chilensis*)

- en la zona central de Chile. *Boletín Museo Nacional de Historia Natural* 63:119–126
- MARTIN P Y BATESON P (1993) *Measuring Behavior: An Introductory Guide*. Second ed. Cambridge University Press, Cambridge
- MARTÍNEZ G, BALADRÓN AV, CAVALLI M, BÓ MS E ISACCH JP (2017) Microscale nest-site selection by the Burrowing Owl in the Pampas of Argentina. *Wilson Journal of Ornithology* 129:62–70
- MEISE K, FRANKS DW Y BRO-JØRGENSEN J (2018) Multiple adaptive and non-adaptive processes determine responsiveness to heterospecific alarm calls in African savannah herbivores. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285:20172676
- ONIKY Y (1986) Nesting of the Southern Lapwing *Vannellus chilensis* in São Paulo, Brazil. *Avicultural Magazine* 92:151–156
- DE LA PEÑA MR (2016) Aves argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y distribución. Charadriidae a Trochilidae. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales* (Nueva Serie) 19:1–436
- POULIN RG, TODD LD, HAUG EA, MILLSAP BA Y MARTELL MS (2020) Burrowing Owl (*Athene cunicularia*). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca
- QUINN JL Y UETA M (2008) Protective nesting associations in birds. *Ibis* 150:146–167
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2018) R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna (URL: <http://www.R-project.org>)
- REBOLO-IFRÁN N, TELLA JL Y CARRETE M (2017) Urban conservation hotspots: predation release allows the grassland-specialist Burrowing Owl to perform better in the city. *Scientific Reports* 7:1–9
- SADE S, RAU JR Y ORELLANA JI (2012) Dieta del Quique (*Galictis cuja*, Molina 1782) en un remanente de bosque valdiviano fragmentado del sur de Chile. *Gayana* 76:112–116
- SORIANO A, LEÓN RJ, SALA OE, LAVADO RS, DEREGIBUS VA, CAUHÉPÉ MA, SCAGLIA OA, VELÁSQUEZ CA Y LEMCOFF JH (1991) Río de la Plata grasslands. Pp. 367–407 en: Coupland RT (ed) *Natural Grasslands*. Elsevier, New York
- VARGAS RJ, BÓ MS Y FAVERO M (2007) Diet of the Southern Caracara (*Caracara plancus*) in Mar Chiquita Reserve, Southern Argentina. *Journal of Raptor Research* 41:113–121
- VILLARREAL D, MACHICOTE M, BRANCH LC, MARTÍNEZ JJ Y GOPAR A (2005) Habitat patch size and local distribution of burrowing owls (*Athene cunicularia*) in Argentina. *Ornitología Neotropical* 16:529–537
- WATERMAN JM Y MAI M (2020) Eavesdropping of an African ground squirrel on the heterospecific alarm calls of a noisy ground-nesting bird. *Ethology* 126:1122–1130
- ZAR JH (2010) *Biostatistical analysis, 5th edn*. Prentice Hall, Englewood Cliffs
- ZELAYA K, VAN VLIET J Y VERBURG PH (2016) Characterization and analysis of farm system changes in the Mar Chiquita basin, Argentina. *Applied Geography* 68:95–103



CAMBIOS EN LA DISPONIBILIDAD, USO Y SELECCIÓN DE HÁBITATS DE CAUQUENES MIGRATORIOS (*Chloephaga* spp.) DURANTE SU INVERNADA EN LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

CHANGES IN MIGRATORY SHELDGEESE (*Chloephaga* spp.) AVAILABILITY, USE AND HABITAT SELECTION DURING THEIR WINTERING IN THE PROVINCE OF BUENOS AIRES, ARGENTINA

Germán Marateo¹, Diego Archuby¹, Patrick Gado², Martín Moreno², Alejandro Leiss², Gabriel Castresana², Daniel Mac Lean² & Fernando Segura³

¹Dirección de Biodiversidad – Ministerio de Ambiente, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Calle 7 N° 1076, 5° Piso. La Plata, Argentina

²Dirección de Áreas Protegidas – Ministerio de Ambiente, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Calle 7 N° 1076, 5° Piso. La Plata, Argentina

³Club de Observadores Aves (COA) Necochea. Calle 61 N° 4535. Necochea, Argentina

*marateog@ambiente.gba.gov.ar

RESUMEN.- Las tres especies de cauquenes migratorios (*Chloephaga* spp.) de Sudamérica invernán principalmente en el sur de la provincia de Buenos Aires. Siendo consideradas perjudiciales para la agricultura, fueron declaradas plaga durante décadas, disminuyendo drásticamente sus poblaciones. Actualmente están protegidas y se encuentran en alguna categoría de amenaza nacional. El objetivo de este trabajo es evaluar si existe selección de hábitats por los cauquenes durante la invernada. Se muestrearon la presencia y número de individuos de cauquenes, el uso y disponibilidad de hábitat en tres partidos de la provincia de Buenos Aires durante tres periodos diferentes consecutivos del otoño/invierno 2017. La disponibilidad y el uso de ambientes cambiaron significativamente durante el período estudiado. A fines del otoño, los cauquenes seleccionaron lotes con rastrojos y laboreos superficiales enmalezados y/o rebrotados de girasol, mientras que en invierno evitaron los cultivos de verano y las pasturas y campos “naturales”, seleccionando los cultivos invernales (aunque a mediados del invierno sólo los de más de 5cm de altura). Esto podría resultar importante para diseñar distintos planes de siembra de cultivos invernales para la región estudiada, ya que una mayor oferta simultánea y conjunta de lotes con cultivos de invierno podría conllevar a una mayor dispersión de las bandadas (menor densidad de cauquenes/lote), tendiendo a equilibrar el desarrollo socio-económico y la preservación de la biodiversidad.

PALABRAS CLAVE.- *área de invernada, Buenos Aires, cauquenes, migración, selección de hábitat*

ABSTRACT.- The three species of migratory sheldgeese (*Chloephaga* spp.) from South America, winter mainly in the south of the Province of Buenos Aires, and due to the fact that they were considered harmful to agriculture they were declared pests for decades, reducing drastically their populations. At present, they are protected and they fall under some of the categories of national threat. The objective of this work is to evaluate if there is habitat selection by sheldgeese during wintering. Sheldgeese presence and abundance, and habitat use and availability, were sampled in three districts of the Province of Buenos Aires during three different consecutive periods during fall/winter 2017. The availability and environment use, changed significantly over the studied period. In late autumn, sheldgeese selected stubble and shallow-tillage plots with weedy and/or resprouted sunflower, while in winter they avoided summer crops and 'natural' pastures and fields, selecting winter crops (but in mid-winter only the taller ones, those over 5 cm in height). This could be important for designing different winter planting plans for the studied region, since a greater simultaneous and joint offer of plots with winter crops could lead to a greater dispersion of flocks (lower density of geese/plot), which may lead to the balance of the socio-economic development and biodiversity preservation.

KEYWORDS.- *Buenos Aires, habitat selection, migration, sheldgeese, wintering area*

Los cauquenes o avutardas (*Chloephaga* spp.) son especies de anátidos endémicos de América del Sur. Este género está compuesto por cinco especies, de las cuales el Cauquén Común (*C. picta*), el Cauquén Real (*C. poliocephala*) y el Cauquén Colorado (*C. rubidiceps*) son migratorias y se desplazan en los meses de abril y mayo desde sus áreas de reproducción, en el sur de la Patagonia de Chile y Argentina, hasta sus áreas de invernada en las provincias de Buenos Aires, Río Negro y La Pampa, Argentina (Martin et al. 1986, Canevari 1996). El área de invernada de los cauquenes en la provincia de Buenos Aires comprende unos 19 partidos, extendiéndose desde los partidos de Necochea y San Cayetano al este, Adolfo Alsina y Guaminí al norte, hasta el partido de Patagones al sur (Tracanna et al. 1984).

En el año 1931 las tres especies fueron declaradas “plaga” nacional de la agricultura (Pergolani de Costa 1955). Esta declaración fue promulgada sin un criterio científico-técnico, siendo éste, el punto de partida para la implementación de diversos programas de control poblacional. Los mismos se valieron de la utilización de metodologías no sustentables, como la destrucción masiva de nidadas, las corridas con avionetas, la caza plaguicida o de control y deportiva, entre otras (Martin et al. 1986, Blanco y de la Balze 2006, Petracci et al. 2008). Las medidas de control aplicadas estuvieron orientadas a la erradicación de estas especies más que a un manejo integrado, ya que fueron llevadas a cabo sin planificación alguna y sin la evaluación de su efectividad, situación que llevó a que las mismas fueran seriamente cuestionadas por científicos y conservacionistas desde los años 50 (Cossa et al. 2017).

Además de los diferentes controles que afectaron negativamente a las poblaciones de cauquenes, se le suman otros factores, como la introducción de predadores como el Zorro Gris Pampeano (*Lycalopex gymnocercus*) en la Isla Grande de Tierra del Fuego y del Visón (*Neovison vison*) en toda la Patagonia (Martin 1984, Blanco y de la Balze 2006, Peris et al. 2009) y la contaminación por plomo (Quaglia et al. 2012).

Estas especies de cauquenes han disminuido sus tamaños poblacionales en décadas recientes, encontrándose en la actualidad sus abundancias muy por debajo de las que presentaban en la primera mitad del siglo XX, referenciadas por diversas crónicas y publicaciones (Blanco y de la Balze 2006, Petracci et al. 2008). Se estima que el tamaño de la población continental del Cauquén Colorado ha disminuido en un 90% mientras que las poblaciones continentales del Cauquén Común y del Cauquén Real habrían dis-

minuido considerablemente en los últimos 60 años (Cossa et al. 2017, Pedrana et al. 2018). En la principal área de invernada (sur de la provincia de Buenos Aires) las tres especies continúan con valores muy por debajo de los registros históricos (Petracci et al. 2015, Pedrana et al. 2018).

Debido al preocupante estado de las poblaciones de estas tres especies en Argentina, han sido categorizadas en la lista roja de las aves de Argentina, el Cauquén Colorado como especie “En Peligro Crítico” y el Cauquén Común y el Cauquén Real como especies “Amenazadas” (MAyDS y Aves Argentinas 2017). Por otra parte, cabe indicar que las mencionadas especies se encuentran protegidas a nivel nacional por la Resolución 551/11, la cual prohíbe la caza, captura, tránsito interprovincial, comercio en jurisdicción federal, y la importación y exportación de ejemplares vivos, productos y subproductos de las tres especies; mientras que en la provincia de Buenos Aires se encuentran protegidas por las leyes 14038 y 12250, siendo esta última la que declara Monumento Natural de la provincia de Buenos Aires al Cauquén Colorado. A pesar de ello, las tres especies continúan siendo perseguidas por ser consideradas plaga o perjudiciales para la agricultura y la ganadería, aunque existen estudios que sugieren que estas especies no representan un problema significativo para tales actividades (Tracanna y Ferreira 1984, Martin et al. 1986, Petracci 2011, Mac Lean 2012, Petracci et al. 2016, Gorosábel et al. 2019). Los cauquenes inician su arribo al sur de la provincia de Buenos Aires desde fines de abril, y principalmente a partir de mediados de mayo, según los años (Martin et al. 1986, Canevari 1996, Pedrana et al. 2018, 2020). Estudios a nivel regional muestran que los cauquenes tienen preferencia por áreas de baja elevación rodeadas de cuerpos de agua y con paisajes heterogéneos con una matriz agrícola-ganadera (Pedrana et al. 2014). Dentro de la matriz agrícola-ganadera, algunos autores sugieren que durante el otoño utilizan más frecuentemente lotes con rastrojos de cultivos de verano como Soja (*Glycine max*), Maíz (*Zea mays*) y Girasol (*Helianthus annuus*); lotes próximos a ser laboreados y sembrados; y lotes de bajo valor agrícola, como campos naturales; y en menor medida pasturas implantadas (Petracci et al. 2008). Sin embargo, no se han realizado estudios, hasta el momento, que permitan comprobar este patrón de uso de hábitats durante esta estación del año. Desde principios o mediados de julio (dependiendo del año) y hasta el mes de agosto seleccionarían principalmente lotes cultivados con Trigo (*Triticum aestivum*) y pasturas incipientes en crecimiento, y secundariamente lotes

con rastrojos de Trigo, Maíz, Girasol y Sorgo (*Sorghum graniferum*), campos arados o con algún tipo de laboreo, y campos naturales (Martin et al. 1986, Petracci et al. 2015). Sin embargo, no se han desarrollado estudios específicos durante el período invernal completo, desconociéndose por lo tanto el patrón de uso y/o selección de hábitats que realizan los cauquenes durante toda su invernada. El conocimiento de este patrón de uso y/o selección de hábitats podría resultar de importancia al momento de diseñar los planes regionales de manejo de los cultivos compatibles con la conservación de los cauquenes.

El presente trabajo tiene como objetivo evaluar si existe selección de hábitats por parte de las especies de cauquenes migratorios en distintos momentos del ciclo no reproductivo en la principal área de invernada de Argentina. Se espera que los cauquenes seleccionen al arribo (otoño) del área de estudio, lotes de rastrojos enmalezados y/o con rebrotes, mientras que en invierno se espera que seleccionen los cultivos invernales, principalmente los de menos de 5cm de altura.

MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende el sur de la provincia de Buenos Aires, partidos de San Cayetano, Tres Arroyos y Coronel Dorrego (Fig.1), ya que actualmente es el área con mayor abundancia de las tres especies de cauquenes (Petracci et al. 2015, Pedrana et al. 2018, obs. pers.) con alta calidad de hábitat (Pedrana et al. 2014). El clima de la región es templado subhúmedo-seco a subhúmedo-húmedo, con una temperatura media anual entre 10 y 20°C, con una marcada oscilación entre los valores máximos (41.5°C en los

meses de verano) y mínimos (-7°C en los meses de invierno), y precipitaciones medias anuales entre 400 y 1600 mm (Burgos y Vidal 1951, Soriano et al. 1992).

Fitogeográficamente, forma parte de la Pampa Austral dentro de la Provincia Pampeana (Soriano et al. 1992). Esta región, originalmente compuesta por estepas gramíneas de *Stipa* sp., *Bromus* sp. y *Piptochaetium* sp., es en la actualidad la ecorregión más modificada de Argentina, formada principalmente por un mosaico de agroecosistemas intercalados con humedales y pastizales seminaturales, producto de la actividad agrícola y ganadera (Baeza y Paruelo 2020). Estas actividades productivas se realizan de forma intensiva en la Pampa Austral, practicándose principalmente agricultura en lotes de diferentes superficies y en menor porcentaje ganadería de cría e invernada. Predominan los cultivos cerealeros y, secundariamente, pasturas naturales e implantadas. En esta región se concentra la mayor producción de cultivos de invierno, en particular Trigo, y también Avena (*Avena sativa*) y Cebada (*Hordeum vulgare*) (Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación 2022). Entre los cultivos de verano podemos mencionar a la Soja, el Girasol, el Maíz y el Sorgo. La época de siembra de los cultivos de invierno se extiende desde mediados de mayo hasta agosto, dependiendo de la ubicación, clima y variedad sembrada, y la cosecha se realiza en diciembre. Las pasturas, en cambio, se siembran mayoritariamente en marzo y comienzan a ser pastoreadas en septiembre (Tracanna et al. 1984) principalmente por ganado vacuno.

Muestreo

El protocolo de muestreo aplicado fue tomado y adaptado de los protocolos originales utilizados por Tracanna et al. (1984) y Martin et al. (1986). Se realizaron tres campañas de muestreo durante la invernada de los cauquenes del año 2017: Muestreo 1 (M1) realizado a fines del otoño (31 de mayo y 1 de junio), Muestreo 2 (M2) a principios del invierno (5 y 6 de julio) y Muestreo 3 (M3) a mediados del invierno (2 y 3 de agosto). Estas fechas fueron seleccionadas con la finalidad de comparar el uso y potencial selección de hábitat por parte de los cauquenes en tres momentos distintos, y equitativamente separados entre sí, a lo largo de gran parte del período de estadia invernal de las tres especies en la provincia de Buenos Aires.

Los muestreos de cauquenes se realizaron utilizando el método de transecta de ancho fijo, principalmente sobre caminos secundarios (Davis y Winstead 1980, Tellería 1986, Galindo Leal 1997). La elección de este método de muestreo se estableció con la finalidad



Figura 1. Área de estudio en el sur de la provincia de Buenos Aires. Mapa base: Instituto Geográfico Nacional RA (base de datos geoespacial), ©2022 Google (imagery), Natural Earth (raster data).

de maximizar la cantidad de detecciones de bandadas en el tiempo, y en que estas especies son fácilmente detectables en el terreno, ya que los ambientes en los que presentan mayor frecuencia de ocurrencia son aquellos con menor altura de vegetación que la altura de los cauquenes, tanto parados como posados (Martin et al. 1986, Pedrana et al. 2014). En cada campaña se recorrieron 2 transectas de muestreo (Transecta 1 y Transecta 2), diseñadas previamente en gabinete, con una longitud que varió entre 144 km y 224 km respectivamente (Fig.1). Las mencionadas transectas fueron recorridas en vehículo Pick up a una velocidad constante de 60 km/h. El diseño de las transectas de muestreo se basó en la disponibilidad de caminos rurales transitables en las áreas de mayor concentración histórica de cauquenes, con la finalidad de maximizar el número de detecciones de bandadas dentro del sitio de estudio. La longitud de las transectas se basó en la capacidad máxima de distancia a recorrer en un día de muestreo desde aproximadamente media hora después del amanecer hasta media hora antes del atardecer (este es generalmente el período de estadía de los cauquenes durante el día en los lotes, mientras que generalmente durante la noche pernoctan en otros sitios, principalmente en cuerpos de agua cercanos) (Martin et al. 1986, Pedrana et al. 2014). La diferencia de longitud entre ambas transectas fue debido a que en la transecta 1 hubo mayor abundancia y número de bandadas de cauquenes, ralentizando el muestreo y por ende la distancia posible recorrida en un día. El ancho de faja de cada transecta para el cálculo de la densidad de cauquenes (n° de individuos/km²) fue de 1000 m (500 metros a cada lado de la línea media de la transecta). El ancho de faja de las transectas fue definido en base a protocolos previamente establecidos para el muestreo de estas especies (Tracanna et al.1984, Martin et al.1986) basados en la distancia máxima confiable de identificación con un telescopio, y en que estas especies son fácilmente detectables en los ambientes disponibles de una altura de vegetación menor que la de los cauquenes. Para el conteo, diferenciación y registro de las tres especies de cauquenes, se utilizaron prismáticos 8x42 (Nikon Monarch 5) y telescopios de 20 - 60 x 80mm (Bushnell HD Ultra legend).

Se muestrearon lotes de campos privados de la zona con diferentes tipos de ambientes con distintos usos del suelo. Se registró el número de individuos de cada especie que conformaba cada bandada y los ambientes utilizados por las mismas. Para el muestreo de disponibilidad de hábitats, se realizaron paradas sistemáticas cada 10 km durante el recorrido de cada

transecta, registrando el ambiente disponible en los lotes a izquierda y a derecha del camino transitado. La disponibilidad de los distintos tipos de ambientes resulta de la sumatoria de la frecuencia de ocurrencia obtenida en las diferentes transectas.

Los ambientes fueron clasificados *a priori*, con modificaciones, en base al conocimiento previo obtenido del tipo de ambientes existentes en la zona utilizados por estas especies (Martin et al. 1986, Petracci et al. 2008). Dichas modificaciones consistieron en agrupar en una sola categoría para los análisis los lotes con rastrojos de cultivos de verano y de invierno, tanto en pie como volcados y degradados, con los lotes con algún tipo de laboreo, pero sin vegetación notoria; agrupar en otra categoría esos mismos tipos de ambientes, pero que se encontraron enmalezados y/o rebrotados; y finalmente agrupar en una única categoría los lotes con pasturas con los lotes de "campos naturales". Además, se agregó la categoría de cultivos de verano.

Los ambientes fueron entonces clasificados en las siguientes categorías:

1. Rastrojos en pie, volcados o degradados y lotes con laboreo, no enmalezados (Ras-Lab): rastrojos en pie o volcados sin laboreo que quedaron luego de la cosecha del cultivo, principalmente trigo, cebada, maíz, girasol y soja; rastrojos degradados, aunque notorios, con laboreo superficial para luego sembrar, o lotes con siembra directa reciente sobre rastrojo; lotes laboreados sin vegetación; y lotes laboreados con restos de rastrojo degradado.
2. Rastrojos en pie, volcados o degradados y lotes con laboreo, enmalezados y/o rebrotados (Ras-Lab-M): ídem categoría anterior, pero en este caso se ha desarrollado una sucesión heterogénea de malezas y/o rebrotes de cultivos de la cosecha previa. Dentro de estos, se determinaron los tipos de rastrojos de cultivo de verano (i.e. de girasol, maíz y soja) y de cultivo de invierno (i.e. de trigo, cebada y avena) rebrotados.
3. Cultivos de verano (CV): cultivos en pie de girasol, maíz y soja.
4. Cultivos de invierno (CI): cultivos en pie de trigo, cebada y avena. Se clasificaron en 2 categorías según sus alturas: de <5cm de altura (CI <5cm); y de >5cm de altura (CI >5cm). La diferenciación en estas dos categorías de altura se debe a la sugerencia de un posible impacto negativo mayor de los cauquenes sobre el consumo de trigo en

emergencia de menos de 5cm de altura (Martin et al. 1986).

- Pasturas y campos “naturales” (Past-CaNat): pasturas de gramíneas y leguminosas monoespecíficas o consociadas, y lotes con vegetación heterogénea, con alturas diversas pero siempre mayores de 20cm, con zonas pastoreadas que no evidencian signos de laboreo reciente, con sucesión de diferentes especies nativas y exóticas naturalizadas como Paja Vizcachera (*Stipa* sp.), Cardo de Castilla (*Cynara cardunculus*), Flor Amarilla (*Diploaxis tenuifolia*), Pata de Perdiz (*Cynodon* sp.), etc., y pasturas degradadas, utilizadas para ganadería intensiva. La consideración de esta altura de la vegetación en este ambiente en particular, se basó en la diferenciación de los lotes de cultivos para pasturas y los lotes de cultivos para granos. Los cultivos utilizados para pasturas son, además de fácilmente identificables cuando superan los 20cm de altura, el resto de los lotes con cultivos para granos aún no han sido sembrados o recién están en emergencia muy temprana.

Análisis de datos

Los análisis estadísticos se realizaron para las tres especies en conjunto debido a que la frecuencia de ocurrencia para cada especie en particular fue relativamente baja para ser analizada independientemente, no cumpliéndose por ende los supuestos mínimos indispensables para los análisis (Zar 1999). Además, las tres especies suelen ocurrir en forma conjunta, conformando bandadas mixtas, utilizando por ende los mismos ambientes.

El uso de hábitats fue analizado según la frecuencia de ocurrencia de cada bandada, mono o multiespecíficas, de las tres especies de cauquenes (Cauquén Común, Cauquén Real y Cauquén Colorado) en los diferentes ambientes (Summers y McAdam 1993, Canevari 1996). La frecuencia de ocurrencia por ambiente fue calculada como la sumatoria de cada registro de cada bandada en un ambiente determinado.

La disponibilidad de ambientes fue determinada como la sumatoria de cada tipo de ambiente registrado en las caracterizaciones realizadas cada 10km. La disponibilidad de ambientes en las diferentes fechas de muestreo fue analizada mediante la aplicación de Pruebas de Homogeneidad con el estadístico Chi cuadrado de Pearson (X^2) con un nivel de significancia del 5% ($\alpha = 0.05$). Se utilizó el paquete estadístico In-fostat (Di Rienzo et al. 2013).

Los análisis de selección de hábitats se realiza-

ron a través de Intervalos de Confianza de Bonferroni (Cherry 1996) con el software Havistat v2.3 (Montenegro et al. 2014). Cuando el intervalo inferior resulta mayor que el uso esperado, significa que existe preferencia (= selección) por uno o más ambientes; si el intervalo superior resulta menor que el uso esperado, significa que se evita uno o más ambientes; y si el uso esperado resulta mayor que el intervalo inferior y menor que el intervalo superior, significa que se usa uno o más hábitats según su disponibilidad (no prefieren ni evitan) (Cherry 1996).

RESULTADOS

Durante el presente estudio se recorrió un total de 1042 kilómetros. En M1 se obtuvieron 26 registros de bandadas de cauquenes de las cuales el 65.4% fueron bandadas mixtas (53.8% estuvieron conformadas por las especies Cauquén Común y Cauquén Real; 7.7% por Cauquén Real y Cauquén Colorado; y 3.9% por las tres especies); en M2 se obtuvieron 75 registros de los cuales el 48% fueron bandadas mixtas (34.6% estuvieron conformadas por las especies Cauquén Común y Cauquén Real; 6.7% por Cauquén Real y Cauquén Colorado; y 6.7% por las tres especies); y en M3 42 registros de bandadas, de los cuales el 54.7% fueron bandadas mixtas (33.3% estuvieron conformadas por las especies Cauquén Común y Cauquén Real; 16.7% por Cauquén Real y Cauquén Colorado; 2.4% por Cauquén Común y Cauquén Colorado; y 2.4% por las tres especies). El Cauquén Real fue siempre la especie más abundante, seguida por el Cauquén Común, siendo la más escasa el Cauquén Colorado (Tabla 1). Si bien el Cauquén Colorado es la especie que presenta mayores problemas de conservación, su restringida distribución, su baja abundancia y la baja frecuencia de ocurrencia obtenida en este estudio (frec. ocurrencia: 11.5%, $n = 3$; 14.7%, $n = 11$; y 19%, $n = 8$, para M1, M2 y M3 respectivamente), no permiten realizar análisis independientes para esta especie.

Se obtuvieron 62 puntos de registro de ambientes disponibles para los cauquenes en la primera campaña de muestreo, 76 registros en la segunda campaña, y 76 registros en la tercera.

A principios del invierno (M2) disminuyó la disponibilidad de los cultivos de verano en relación a fines del otoño (M1); hacia principios de agosto (M3) disminuyó también, con respecto a M1 y M2, la disponibilidad de lotes con rastrojos y con laboreos superficiales sin enmalezar; se mantuvo relativamente constante la disponibilidad de pasturas y campos “naturales”; y aumentaron considerablemente los cultivos de in-

Tabla 1. Abundancia (n° de individuos totales) y densidad (n° de individuos/km²) de las tres especies de cauquenes migratorios, por transecta y fecha de muestreo, para la zona de invernada muestreada en el sur de la provincia de Buenos Aires. M= 31 de mayo y 1 de junio de 2017; M2= 5 y 6 de julio de 2017; M3= 2 y 3 de agosto de 2017.

Muestreo	Transecta	Especie	Abundancia	Densidad
Muestreo 1 (M1)	1 (145 km)	<i>C. picta</i>	284	1.96
		<i>C. poliocephala</i>	3564	24.58
		<i>C. rubidiceps</i>	3	0.02
		Total	3851	26.56
	2 (160 km)	<i>C. picta</i>	198	1.24
		<i>C. poliocephala</i>	2024	12.65
		<i>C. rubidiceps</i>	191	1.19
Total	2413	15.08		
Muestreo 2 (M2)	1 (144 km)	<i>C. picta</i>	1819	12.63
		<i>C. poliocephala</i>	4581	31.81
		<i>C. rubidiceps</i>	32	0.22
		Total	6432	44.67
	2 (224 km)	<i>C. picta</i>	99	0.44
		<i>C. poliocephala</i>	1816	8.11
		<i>C. rubidiceps</i>	170	0.76
Total	2085	9.31		
Muestreo 3 (M3)	1 (164 km)	<i>C. picta</i>	1397	8.52
		<i>C. poliocephala</i>	4519	27.55
		<i>C. rubidiceps</i>	7	0.04
		<i>C. picta</i> y <i>C. poliocephala</i> *	630	3.84
	Total	6553	39.96	
	2 (205 km)	<i>C. picta</i>	457	2.23
		<i>C. poliocephala</i>	911	4.44
<i>C. rubidiceps</i>		122	0.6	
Total	1490	7.27		

*No resultó posible cuantificar por especie debido al ahuyentamiento de la bandada.

vierno (Fig. 2). Se hallaron diferencias significativas en la frecuencia de disponibilidad de ambientes entre M1 y M3 ($X^2= 23.31$; $p= 0.0001$; $gl= 4$) y entre M2 y M3 ($X^2= 12.17$; $p= 0.016$; $gl= 4$). No se hallaron diferencias en la disponibilidad de ambientes entre M1 y M2 ($X^2= 6.64$; $p= 0.156$; $gl= 4$).

El uso de hábitat por los cauquenes cambió a lo largo de la invernada, así como también la selección de hábitats (Fig. 2). Durante M1 los cauquenes seleccionaron positivamente los lotes con rastrojos y laboreos superficiales enmalezados y/o rebrotados, en tanto que el resto de los lotes fueron usados de acuerdo a su disponibilidad. Dentro de los lotes enmalezados y/o rebrotados, seleccionaron los rastrojos de girasol rebrotados ($X^2= 8.05$, $p= 0.005$, $gl= 1$) por sobre el resto (otros rastrojos de CV y/o CI). En M2 se-

leccionaron los lotes con cultivos invernales, evitando los cultivos de verano (maíz, soja y sorgo) y las pasturas y campos "naturales"; y usaron los lotes con rastrojos y laboreo superficial, tanto enmalezados como no enmalezados, de acuerdo a su disponibilidad. En M3 los cauquenes seleccionaron nuevamente los cultivos invernales, pero en esta ocasión sólo los de más de 5cm de altura; evitando los cultivos invernales de menos de 5cm de altura, los cultivos de verano y las pasturas y campos "naturales"; usando nuevamente de acuerdo a su disponibilidad los lotes con rastrojos y laboreo superficial, tanto enmalezados como no enmalezados (Fig. 2).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en el presente trabajo ponen de manifiesto que a medida que avanza el otoño-invierno (M1→M2→M3) y el crecimiento y desarrollo de la vegetación de los distintos ambientes, los cauquenes prefieren (seleccionan) ciertos ambientes, tales como los lotes sin vegetación o con vegetación de baja altura, evitando las pasturas y los campos “naturales” de más de 20cm de altura. Dentro de este patrón general, los cauquenes cambiaron sus preferencias de ambientes durante el período de invernada. A fines del otoño (M1), cuando los cauquenes todavía están arribando al área de invernada desde las áreas de reproducción, seleccionaron los lotes enmalezados y/o con rebrotes de semillas de cultivos que quedan en el suelo luego de la cosecha (obs. pers.), principalmente sobre rastrojos degradados (69%). Trabajos previos muestran que los cauquenes seleccionan lotes con rastrojos en pie y los pastizales naturales, además de lotes próximos a ser laboreados y sembrados (Petracci et al. 2008). Pero también, Gorosábel et al. (2019) muestran la importancia de distintas especies de hierbas, entre ellas algunas consideradas malezas, en la dieta de los cauquenes en lotes de cultivo de trigo en pre emergencia. Dentro de los lotes enmalezados

y rebrotados, parece de fundamental importancia la presencia de rastrojos de girasol con rebrotes de semillas caídas durante la cosecha, ya que los mismos fueron seleccionados de modo significativo por los cauquenes por sobre otros ambientes de esta categoría. El presente estudio también pone de manifiesto la selección de los cultivos invernales por parte de los cauquenes desde principios del invierno (M2) tal como lo sugieren otros trabajos (Martin et al. 1986, Petracci et al. 2015) y observaciones previas. Esta selección podría deberse a la mayor palatabilidad, calidad nutritiva (mayor energía), y/o tasas de ingestión y de digestión que contienen las plantas de cultivos en comparación con las plantas de gramíneas naturales y seminaturales, como así también una mayor eficiencia (menor gasto de tiempo y energía) en encontrar y manipular los cultivos, como ha sido observado para gansos del hemisferio norte (Fox y Abraham 2017). A pesar de su preferencia, existen estudios que muestran que los cauquenes no causan impacto tanto por el pisoteo como por sus deyecciones, ni provocan pérdidas significativas en el rinde en cultivos de trigo (Tracanna y Ferreira 1984, Petracci 2011, Petracci et al. 2016, Gorosábel et al. 2019). A partir de mediados del invierno (M3) los cauquenes continúan seleccio-

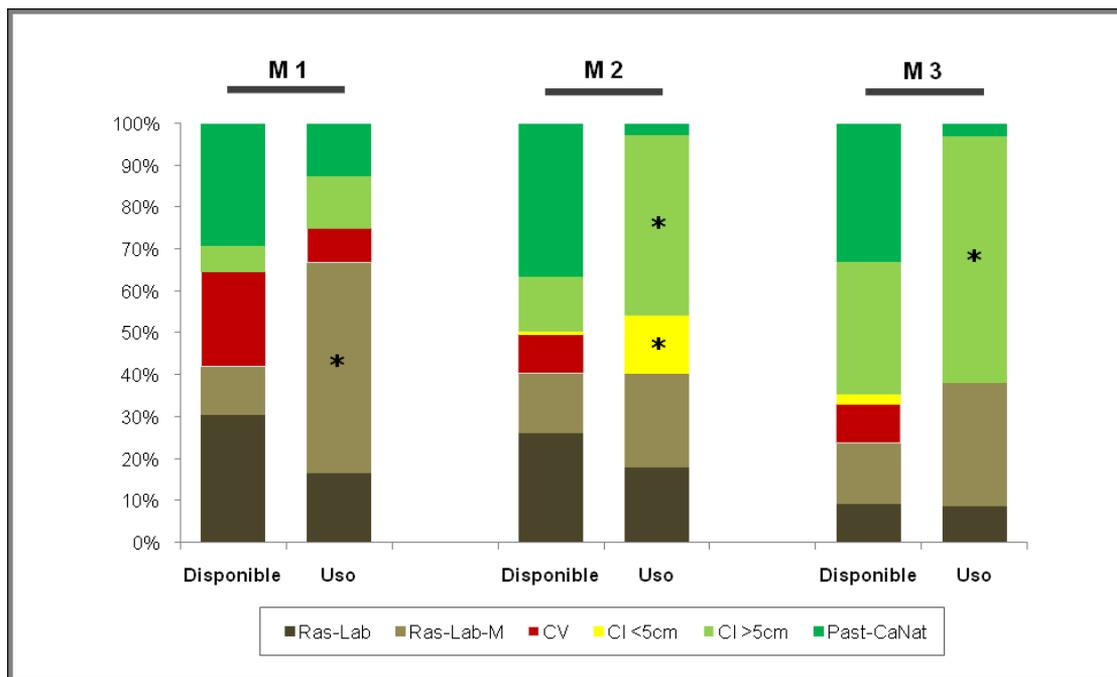


Figura 2. Disponibilidad y uso de ambientes por parte de los cauquenes en el sur de la provincia de Buenos Aires en la invernada 2017. (*): Selección de ambientes, Intervalos de confianza de Bonferroni (Cherry 1996).
 M1= 31 de mayo y 1 de junio de 2017; M2= 5 y 6 de julio de 2017; M3= 2 y 3 de agosto de 2017.
 Ras-Lab= Rastrojos en pie, volcados o degradados y lotes con laboreo, no enmalezados; Ras-Lab-M= Rastrojos en pie, volcados o degradados y lotes con laboreo, enmalezados y/o rebrotados; CV= Cultivos de verano; CI= Cultivos de invierno; Past-CaNat= Pasturas y campos “naturales”.

nando los cultivos invernales, pero en este caso sólo los de más de 5 cm de altura, evitando o usando de acuerdo a su disponibilidad los de menos de 5 cm de altura. Una mayor abundancia de cauquenes en lotes de trigo de 3 a 5 hojas, respecto a lotes de trigo de 1 a 2 hojas, había sido encontrada por Tracanna y Ferreira (1984), y una menor intensidad de pastoreo antes de la migración (mediados de agosto) fue encontrada también en cultivos de trigo (Gorasábel et al. 2019). El consumo de plántulas de trigo de menos de 5 cm de altura se reduce entonces a alrededor de 20 a 25 días. Luego, los cauquenes se alimentarían sobre cultivos invernales de más de 5 cm de altura.

Debido a la restringida distribución, baja abundancia y frecuencia de ocurrencia del Cauquén Colorado obtenida en el presente estudio, en relación al área total estudiada, los resultados obtenidos no deberían considerarse de la misma manera que para las otras dos especies estudiadas. Por lo tanto, resulta de importancia complementar este estudio con estudios futuros específicamente sobre dicha especie que se encuentra en peligro de extinción (MAyDS y Aves Argentinas 2017).

El patrón de uso y selección de hábitat obtenido en el presente estudio es para la zona de mayor concentración invernal de cauquenes de Argentina (Martin et al. 1986, Petracci et al. 2008, Pedrana et al. 2018). Esto podría no ser así para las poblaciones que invernan hacia el oeste y suroeste de la provincia de Buenos Aires, en Río Negro y en La Pampa, ya que la disponibilidad, uso y selección de ambientes podría variar tanto cualitativa como cuantitativamente. Además, si bien el uso y selección de hábitats observado puede deberse a los recursos alimenticios disponibles dentro de cada lote, también podría deberse a otros factores externos a los mismos. Ejemplos de ello podrían ser la estructura del paisaje que los rodean (paisajes heterogéneos compuestos por campos de cultivos y campos ganaderos) y la distancia a los dormideros y cuerpos de agua, como ha sido demostrado para la misma área de estudio (Pedrana et al. 2014, 2018). Otros factores pueden ser la densidad de caminos y la cercanía de líneas de alta tensión o de cortinas forestales (Harrison et al. 2017). Otro factor de selección de los lotes puede ser la altura de la vegetación, relacionada con la visibilidad y la identificación de predadores (Harrison et al. 2017). Los lotes seleccionados por los cauquenes en todo el período de estudio fueron sin vegetación o con vegetación de baja altura (menor a la altura de los cauquenes), posibilitándoles a los cauquenes una mayor visibilidad de su entorno y la posible identificación de predadores a mayor distancia y, por ende, una

respuesta de fuga más rápida (Harrison et al. 2017).

El patrón de uso y selección de hábitat hallado en este trabajo podría resultar de importancia al momento de diseñar planes de siembra de cultivos invernales para la región estudiada. Esto se debe a que una mayor oferta simultánea y conjunta de lotes con cultivos de invierno podría conllevar a una mayor dispersión de las bandadas (menor densidad de cauquenes en cada lote) tendiendo a un equilibrio entre el desarrollo socio-económico del área de estudio y la preservación de la biodiversidad.

AGRADECIMIENTOS

Al chofer del ex Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible de la provincia de Buenos Aires, Diego Gutiérrez†, por la participación en algunas de las campañas de muestreo. A Victoria Tanco de la Dirección de Áreas Protegidas del Ministerio de Ambiente de la provincia de Buenos Aires por la redacción del resumen en inglés. A Germán García y a dos revisores anónimos por la revisión de las distintas versiones del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- BAEZA S Y PARUELO JM (2020) Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series. *Remote sensing* 12:381. <https://doi.org/10.3390/rs12030381>
- BLANCO DE Y DE LA BALZE VM (2006) Harvest of migratory geese (*Chloephaga* spp.) in Argentina: an overview of the present situation. Pp. 870–873 en: Boere GC, Galbraith CA y Stroud DA (eds) Waterbirds around the world. A global overview of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways. The Stationery Office, Edimburgo, UK
- BURGOS JJ Y VIDAL AL (1951) Los climas de la República Argentina según la nueva clasificación de Thornthwaite. *Meteoros* 1:3–32
- CANEVARI P (1996) The Austral Geese (*Chloephaga* spp.) of southern Argentina and Chile: A review of its current status. *Gibier Faune Sauvage* 13:335–366
- CHERRY S (1996) A comparison of confidence interval methods for habitat use-availability studies. *Journal of Wildlife Management* 60:653–658. <https://doi.org/10.2307/3802084>
- COSSA NA, FASOLA L, ROESLER I Y REBORDA JC

- (2017) Ruddy-headed Goose *Chloephaga rubidiceps*: former plague and present protected species on the edge of extinction. *Bird Conservation International* 27:269–281. <https://doi.org/10.1017/S0959270916000101>
- DAVIS DE Y WINSTEAD RL (1980) Estimating the numbers of wildlife populations. Pp. 221–245 en: Schemnitz SD (ed) *Wildlife management techniques manual* 4th ed. The Wildlife Society Inc., Bethesda, New York, USA
- DI RIENZO JA, CASANOVES F, BALZARINI MG, GONZALEZ L, TABLADA M Y ROBLEDO CW (2013) InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
- FOX AD Y ABRAHAM KF (2017) Why geese benefit from the transition from natural vegetation to agriculture. *Ambio* 46:188–197. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0879-1>
- GALINDO LEAL C (1997) Métodos cuantitativos para el manejo de la diversidad biológica. Center for Conservation Biology, Stanford University
- GOROSÁBEL A, PEDRANA J, BERNARD L, CABALLERO VJ, MUÑOZ SD Y MACEIRA NO (2019) Evaluating the impacts and benefits of sheldgeese on crop yields in the Pampas region of Argentina: A contribution for mitigating the conflicts with agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 279:33–42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.002>
- HARRISON AL, PETKOV N, MITEV D, POPGEORGIEV G, GOVE B Y HILTON GM (2017) Scale-dependent habitat selection by wintering geese: implications for landscape management. *Biodiversity and Conservation* 27:167–188. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1427-4>
- MAC LEAN D (2012) La relación entre los productores rurales y los cauquenes (*Chloephaga* spp.) en inmediaciones del Arroyo Cristiano Muerto (Partidos de San Cayetano y Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires, Argentina). *BioScriba* 5:12–22
- MARTIN SI (1984) La avutarda magallánica (*Chloephaga picta*) en la Patagonia: su ecología, alimentación, densidad y control. *Idia* 429:6–24
- MARTIN SI, TRACANNA NA Y SUMMERS R (1986) Distribution and habitat use by Sheldgeese populations wintering in Buenos Aires province, Argentina. *Wildfowl* 37:55–62
- MAYDS/AVES ARGENTINAS (MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA NACIÓN Y AVES ARGENTINAS) (2017) Categorización de las aves de la Argentina según su estado de conservación. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas/AOP, Buenos Aires, Argentina
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, GANADERÍA Y PESCA DE LA NACIÓN (2022) <https://www.magyp.gov.ar/sitio/areas/estimaciones/tableros/tablero-cultivos.php?accion=imp> Accedido el 26/09/2022
- MONTENEGRO JA, ACOSTA A Y REIMER JD (2014) HaviStat® v2.2: Application to estimate preference for habitat and resources. *Universitas Scientiarum* 19:333–337. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC19-3.haea>
- PEDRANA J, BERNAD L, BERNARDOS JN, SECO PON JP, ISACCH JP, MUÑOZ SD Y MACEIRA NO (2018) Winter Population Size Estimations of Three Migratory Sheldgeese in the Southern Pampas, Argentina 2018. *Waterbirds* 41:16–21. <https://doi.org/10.1675/063.041.0103>
- PEDRANA J, BERNAD L, MACEIRA NO Y ISACCH JP (2014) Human–Sheldgeese conflict in agricultural landscapes: Effects of environmental and anthropogenic predictors on Sheldgeese distribution in the southern Pampa, Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 183:31–39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.029>
- PEDRANA J, PÜTZ C, BERNAD L, MUÑOZ S, GOROSÁBEL A, CASTRESANA G, LEISS A Y SECO PON JP (2020) Spatial and temporal variation in the migration of Ruddy-headed Goose in southern South America using satellite tagging. *Bird Conservation International* 30:634–648. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.029>
- PERGOLANI DE COSTA M (1955) Las avutardas: especies que dañan a los cereales y las pasturas. *Idia* 88:1–9
- PERIS SJ, SANGUINETTI F Y PESCADOR M (2009) Have Patagonian waterfowl been affected by the introduction of the American mink *Mustela vison*? *Oryx* 43:648–654. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990184>
- PETRACCI PF (2011) ¿Puede el pisoteo de los cauquenes (*Chloephaga* spp.) ocasionar compactación del suelo en cultivos de trigo (*Triticum aestivum*)? *El Hornero* 26:95–103
- PETRACCI P, IBÁÑEZ H, BAIGÚN R, MERIGGI J, AGUIRRE J, BRAVO ME, LEÓN M, SARRIA R, CEREGHETTI J, KLIMAITIS C, AMORÓS M, HOLLMANN F,

- ALBORNOZ L, BANZATO L, FIGUEROA M, GIOVINE P, VINCI C, DOLSAN M, DOSIO R, GRABOSQUI L, CASTRO P, JONES A, RIVERA S, HERRERA G, ARIAS A, FRANCO M, LISAZU M, AMADO R, AMORÓS C Y CADIerno S (2015) Monitoreo poblacional de cauquenes (*Chloephaga* spp.) en las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Río Negro, Chubut y Santa Cruz. Reporte técnico, Temporada Julio 2014–2015. Estrategia Nacional para la Conservación y el Manejo del Cauquén Colorado, Cabeza Gris y Común en la Argentina. Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. Buenos Aires, Argentina
- PETRACCI PF, IBÁÑEZ H, SCOROLLI A, COZZANI N, BLANCO D, DE LA BALZE V, FORCELLI D, GOLDFEDER S, MAC LEAN D, CARRIZO M, ZAMORANO M, CEREGHETTI J, SARRIÁ R Y VEIGA J (2008) Monitoreo poblacional de cauquenes migratorios (*Chloephaga* spp.) en las provincias de Buenos Aires y Río Negro: Una actualización sobre su estado crítico de conservación. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Buenos Aires, Argentina
- PETRACCI PF, ZALBA SM, DELHEY VK Y DARREIU CA (2016) Efectos del pastoreo por el Cauquén común (*Chloephaga picta*) en cultivos de trigo (*Triticum durum*). *Ornitología Neotropical* 27:169–180. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v27i0.50>
- QUAGLIA A, ARGIBAY H, MAC LEAN D, IBÁÑEZ H Y BAIGÚN R (2012) Exposición al plomo en cauquenes migratorios: hallazgos en sitios de invernada en la provincia de Buenos Aires. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación – Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible de la Provincia de Buenos Aires.
- SORIANO A, LEÓN RJC, SALA OE, LAVADO RS, DEREGIBUS VA, CAHUEPÉ MA (1992) Río de la Plata grasslands. Pp. 367–407 en: Coupland RT (ed) *Ecosystems of the world*. Natural grasslands. Elsevier, New York
- SUMMERS RW Y MCADAM JH (1993) *The Upland Goose*. Bluntisham Books, Huntingdon
- TELLERÍA JLJ (1986) *Manual para el censo de los Vertebrados Terrestres*. Editorial Raíces, España
- TRACANNA NA Y FERREIRA L (1984) Evaluación de los efectos sobre el rendimiento en granos de cultivo de trigo pastoreados por avutardas (*Chloephaga* sp.). Plan de estudios y control de avutardas. Buenos Aires, Argentina.
- TRACANNA NA, MARTIN SI Y FERREIRA L (1984) Plan de estudios y control de avutardas: Censo de avutardas en la Provincia de Buenos Aires.
- ZAR JH (1999) *Biostatistical analysis* 4th edition. Prentice Hall, New Jersey

ESTACIONALIDAD EN LA PRESENCIA DE LA TORCAZA (*Zenaida auriculata*) EN UN GRADIENTE URBANO DE MAR DEL PLATA, ARGENTINA

SEASONAL VARIATION IN THE PRESENCE OF THE EARED DOVE (*Zenaida auriculata*) ALONG AN URBAN GRADIENT IN MAR DEL PLATA CITY, ARGENTINA

Lucas M. Leveau

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires – IEGEBA (CONICET – UBA), Ciudad Universitaria, Pab. 2, Piso 4, Buenos Aires, 1426, Argentina
lucasleveau@yahoo.com.ar

RESUMEN.- La Torcaza (*Zenaida auriculata*) es una de las palomas más comunes de la Argentina. Sin embargo, sus movimientos estacionales han sido poco estudiados. El objetivo de este trabajo fue analizar la ocurrencia anual de la torcaza en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, utilizando datos de múltiples años. Entre cinco y seis sitios fueron visitados 179 veces en diferentes días del año durante un período de 11 años. Se encontró que la ocurrencia de la torcaza tiene un patrón definido, disminuyendo significativamente durante la mitad del año, entre el principio del otoño (abril) y mediados del invierno (fines de julio). Este patrón coincide con el aumento de la abundancia de esta especie en varios sectores de Brasil y Perú, apoyando la hipótesis de un movimiento migratorio parcial latitudinal.

PALABRAS CLAVE.- *gradiente urbano, movimiento estacional, migrador parcial, Neotrópico, Región Pampeana*

ABSTRACT.- The Eared Dove (*Zenaida auriculata*) is one of the most common doves in Argentina. However, their seasonal movements have been little studied. The aim of this work was to analyze the annual occurrence of the dove in an urban gradient in Mar del Plata City, using data collected over several years. Five to six sites were visited 179 times on different days throughout the year over a period of 11 years. The results showed that the occurrence of the dove has a defined pattern, decreasing significantly in the middle of the year, between the beginning of autumn (April) and mid-winter (end of July). This pattern matches with the increase of this species abundance in various sectors of Brazil and Perú, supporting the hypothesis of a partial latitudinal migratory movement.

KEYWORDS.- *Neotropics, Pampean Region, partial migration, seasonal movement, urban gradient*

El estatus anual de las aves suele clasificarse en residentes, nómades, migradoras o parcialmente migradoras (Senar et al. 1992). Las especies residentes habitan un sitio todo el año, teniendo un mejor conocimiento del área de residencia, la localización de recursos y retención de territorios de calidad (Lundberg 1987, Senar et al. 1992). Las especies nómades realizan movimientos irregulares de poblaciones que se dan en ciertos años y no suelen estar incluidos dentro del comportamiento migratorio (Terrill y Able 1988, Salewski y Bruderer 2007). Este tipo de movimiento suele estar relacionado a cambios impredecibles en la disponibilidad de alimento, como semillas o roedores (Anderson 1980, Senar et al. 1992). El comportamiento de migración en las aves se suele definir como el

movimiento regular en el año de poblaciones enteras de aves entre sus áreas de reproducción e invernada o no reproducción (Terrill y Able 1988, Salewski y Bruderer 2007, Capllonch 2018). Los movimientos regulares realizados por una parte de la población se denominan migración parcial (Terrill y Able 1988, Salewski y Bruderer 2007). Los movimientos migratorios suelen estar relacionados a cambios en las condiciones ambientales que afectan la supervivencia de las poblaciones de aves, como la disminución en la temperatura y los recursos alimenticios (Newton 2008). En Argentina, existen 458 especies de aves migradoras, cuyos movimientos se pueden clasificar en altitudinales, longitudinales y latitudinales entre diferentes partes del país y países limítrofes (Capllonch

2018).

La Torcaza (*Zenaida auriculata*) es una de las palomas nativas más comunes en la Argentina, habitando diversos tipos de ambientes, áreas rurales y ciudades (Narosky e Yzurieta 2010, Yapura et al. 2022). Sus poblaciones han aumentado significativamente en los últimos 20 años (Leveau 2022); debido a su asociación con áreas cultivadas ha sido declarada plaga (Bucher y Ranvaud 2006, Calamari et al. 2011). A lo largo de gradientes urbanos, se ha registrado que la especie se comporta como una especie adaptada a niveles altos e intermedios de urbanización (Leveau y Zuria 2017, Cristaldi et al. 2022), ya que puede alimentarse incluso en calles asfaltadas y anidar en árboles de calles o incluso en edificios (Leveau y Leveau 2004, de la Peña 2013).

A pesar de su amplia distribución y abundancia, su estatus migratorio no parece claro (Somenzari et al. 2018). Algunos autores han postulado que la Torcaza realiza movimientos irregulares fuera de su época reproductiva (Hudson 1929, Baptista et al. 2020), mientras que otros autores han afirmado que realiza movimientos latitudinales dentro de Argentina y hacia países limítrofes como Brasil (Freese 1983, Capllonch 2018). La disminución poblacional en el centro de Argentina en otoño-invierno y su notable aumento en áreas de Brasil durante la misma época del año apoyan la hipótesis de que esta especie realiza movimientos regulares latitudinales (Capllonch 2018). Sin embargo, se desconocen estudios sistemáticos que analicen la fluctuación anual de la ocurrencia de la Torcaza en Argentina.

El objetivo del presente trabajo fue analizar la presencia anual de la Torcaza en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata. Debido a que se ha postulado que la Torcaza realiza movimientos latitudinales estacionales en el centro de Argentina, se espera que la presencia de la Torcaza muestre un patrón regular de variación anual, mostrando un significativo descenso de su ocurrencia durante los meses de otoño-invierno. Además, se espera que la ocurrencia de la Torcaza sea mayor en niveles altos e intermedios de urbanización.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la ciudad de Mar del Plata (38°00'S, 57°34'O; 593 337 habitantes). Mar del Plata es una ciudad costera ubicada en el sudeste de la pro-

vincia de Buenos Aires, Argentina (Fig. 1a). La ciudad posee un clima templado-oceánico, con inviernos fríos (julio, 8.1°C) y veranos cálidos (enero, 20.3°C; Servicio Meteorológico Nacional). Las precipitaciones anuales promedio son de 923.6 mm, siendo mayores durante fines del verano (marzo, 107 mm) y menores durante fines del otoño (junio, 54.9 mm; Servicio Meteorológico Nacional).

Mar del Plata está ubicada en la Pampa Austral, y la vegetación original corresponde a una pseudoestepe de mesófitas con matorral serrano (Oyarzabal et al. 2018). Sin embargo, actualmente la región se encuentra dominada de cultivos, como trigo (*Triticum aestivum*), maíz (*Zea mize*) y soja (*Glycine max*) (Andrade y Satorre 2015). En la región también se realiza ganadería bovina y el cultivo de arboledas exóticas (*Eucalyptus* spp., *Pinus* spp.) (senasa.gob.ar).

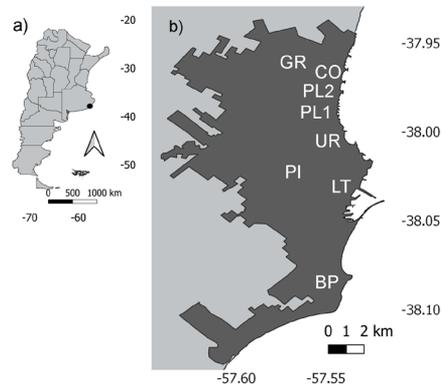


Figura 1. Localización de Mar del Plata en Argentina (a) y de los sitios en Mar del Plata (b). Sitios periurbanos, Bosque Peralta Ramos (BP), Grosellar (GR); sitios suburbanos, Los Troncos (LT), Pinos de Anchoarena (PI), Parque Luro 1 (PL1), Parque Luro 2 (PL2), Constitución (CO); sitio urbano (UR).

Conteos de aves

Los conteos de torcazas se realizaron en transectas de 100 m de largo x 50 m de ancho, contando las torcazas vistas u oídas desde el centro de la transecta y hacia ambos costados (25 m de ancho cada lado). Las transectas se recorrieron entre 3 y 5 minutos durante las primeras 4 horas desde el amanecer en días sin vientos fuertes (> 20 km/h, Robbins 1981) ni precipitaciones. Sólo se contaron las torcazas que estaban haciendo uso de la transecta, ya sea posadas o alimentándose, y no se contaron las torcazas que pasaban volando (ver Leveau y Leveau 2004). Los conteos fueron realizados principalmente por el autor de este trabajo (LML).

Los conteos se realizaron durante dos períodos

(2002-2006 y 2004-2013), entre los cuales hubo diferencias en la cantidad y tipo de sitios muestreados debido a que correspondieron a diferentes proyectos de investigación (Leveau y Leveau 2004, Leveau 2014). En ambos periodos se realizaron entre una y dos visitas por estación del año, totalizando 179 visitas. Las estaciones del año fueron verano (enero-marzo), otoño (abril-junio), invierno (julio-septiembre) y primavera (octubre-diciembre). Durante verano se realizaron un total de 50 visitas, durante otoño 36, durante invierno 35, y durante primavera 58. El período 1 abarcó desde la primavera 2002 hasta la primavera-verano 2005-2006. Se muestrearon seis sitios que variaron de acuerdo al nivel de urbanización (Fig. 1b, Tabla 1, Leveau y Leveau 2004). En los sitios se realizaron entre 4 y 15 transectas, las cuales estuvieron separadas por al menos 200 m en cada sitio. El número de transectas varió en relación con el tamaño de los sitios. Diferentes investigadores en gradientes urbanos han usado distancias de 100-200 m entre sitios de muestreo debido a la alta visibilidad que permitiría controlar el posible movimiento de aves entre

los sitios (Blair 1996, Fernández-Juricic 2004). En el caso de la Torcaza, sus hábitos de alimentación en el suelo y de descanso posada en árboles o estructuras como cables (Baptista et al. 2020, Leveau obs pers.) permitieron controlar el movimiento entre sitios. Un sitio correspondió al centro urbano de la ciudad (UR), dominado por edificios y centros comerciales. Tres sitios (LT, PI y PL1), correspondieron a barrios suburbanos localizados dentro de la ciudad y compuestos por casas con jardines. Dos sitios (GR y BP), correspondieron a barrios periurbanos localizados en el borde de la ciudad con calles sin asfaltar (Fig. 1b), los cuales también tuvieron mayor coberturas de vegetación y menor densidad de casas que los sitios suburbanos (ver Leveau y Leveau 2004). La cantidad de sitios correspondientes a cada hábitat es proporcional a la disponibilidad en la ciudad de Mar del Plata.

El período 2 abarcó desde la primavera 2004 hasta la primavera-verano 2012-2013 (Leveau 2013 a, b). Se muestrearon cinco sitios (Tabla 1), dentro de los cuales 15 transectas estuvieron separadas por al menos 100 m. Se muestreó el centro de la ciudad (UR), tres

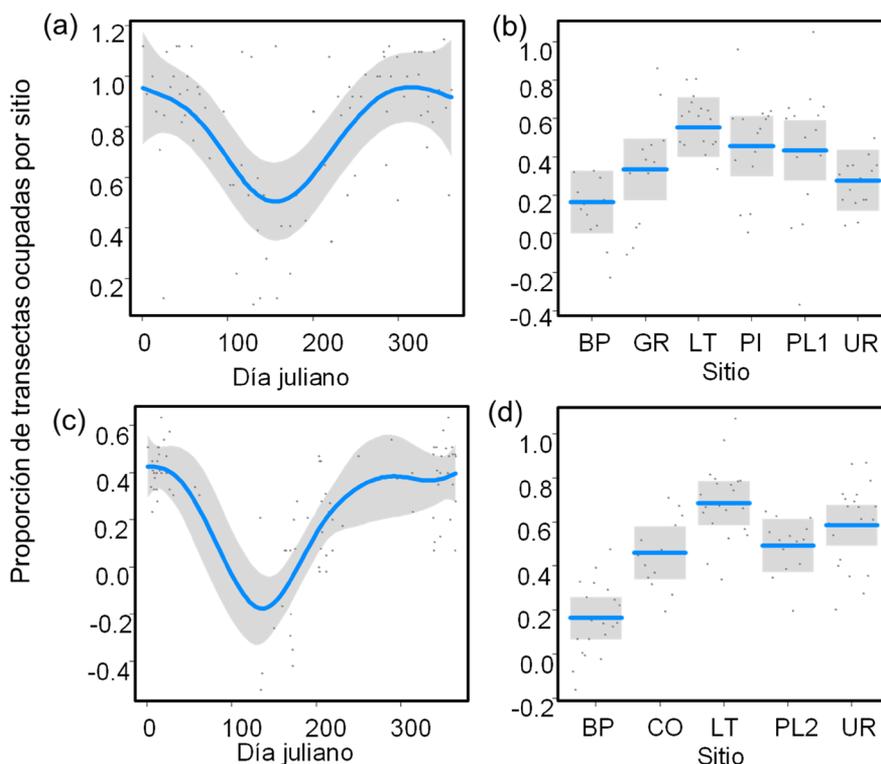


Figura 2. Relación entre la proporción de transectas ocupadas por la Torcaza (*Zenaida auriculata*) a lo largo del año (días julianos) (a, c) y en cada sitio (b, d) en Mar del Plata. Los gráficos a) y b) corresponden al Período 1, mientras que los gráficos c) y d) corresponden al Período 2. Las líneas azules en a) y c) indican el ajuste al modelo aditivo generalizado, mientras que en b) y d) indican la media de la proporción de las transectas ocupadas. Las áreas grises indican intervalos de confianza al 95%, mientras que los puntos indican residuales parciales. Sitios periurbanos, Bosque Peralta Ramos (BP), Grosellar (GR); sitios suburbanos, Los Troncos (LT), Pinos de Anchorena (PI), Parque Luro 1 (PL1), Parque Luro 2 (PL2), Constitución (CO); sitio urbano (UR).

Tabla 1. Características de los sitios muestreados en la ciudad de Mar del Plata (Argentina) durante el Período 1 (2002-2006) y el Período 2 (2004-2013).

Período	Sitio	Transectas	Hábitat
Período 1	Urbano (UR)	15	urbano
	Los Troncos (LT)	7	suburbano
	Pinos de Anchorena (PI)	4	suburbano
	Parque Luro (PL1)	5	suburbano
	Grosellar (GR)	7	periurbano
	Bosque Peralta Ramos (BP)	7	periurbano
Período 2	Urbano (UR)	15	urbano
	Constitución (CO)	15	suburbano
	Parque Luro (PL2)	15	suburbano
	Los Troncos (LT)	15	suburbano
	Bosque Peralta Ramos (BP)	15	periurbano

sitios suburbanos (CO, LT y PL2) y un sitio periurbano (BP).

Análisis estadístico

La relación entre la presencia de la torcaza en los sitios y el día juliano fue analizada para cada período de estudio mediante modelos aditivos generalizados con una distribución Gaussiana de los errores. Los modelos aditivos son regresiones no paramétricas que permiten evaluar relaciones no lineales entre variables (Zuur et al. 2009). La variable respuesta correspondió a la proporción de transectas ocupadas por la torcaza en cada sitio durante cada visita. Las variables explicativas fueron los sitios y el día juliano correspondiente a cada visita de los sitios. Debido a que se realizaron múltiples visitas a cada sitio, constituyendo pseudoréplicas temporales, cada sitio se incluyó en el modelo con la función $bs = "re"$ (Wood 2021). Los modelos se ajustaron con la función gam del paquete $mgcv$ en R (R Core Team 2019, Wood 2021). La selección del mejor modelo se realizó con la metodología "pasos hacia atrás", descartando las variables explicativas no significativas desde el modelo con todas las variables utilizando test de hipótesis con la función $anova$ ($P < 0.05$). La significancia del modelo final se determinó comparándolo con el modelo nulo, mediante una prueba de tasa de proporción de la verosimilitud (LRT en inglés, $P < 0.05$). La prueba LRT determina la bondad de ajuste entre dos modelos, uno

con los parámetros a probar y el otro nulo (hipótesis nula). Entonces, se calcula la tasa de verosimilitud entre ambos, la cual debería ser significativamente diferente de 1 ($P < 0.05$).

RESULTADOS

La presencia de la torcaza en las transectas varió entre sitios y a lo largo del año durante ambos períodos estudiados (Período 1, $LRT = 4.89$, $P < 0.001$; Período 2, $LRT = 6.53$, $P < 0.001$; Tabla 2). A lo largo del año, la presencia fue mayor durante los primeros y últimos días del año (Fig. 2a y c), los cuales corresponden a verano y primavera, respectivamente. La presencia de la torcaza disminuyó significativamente durante la mitad del año, entre el principio del otoño (abril) y mediados del invierno (julio; Fig. 2a y c). La presencia fue mayor en el barrio suburbano LT y menor en el barrio periurbano BP (Fig. 2b y d).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mostraron un claro patrón anual en la presencia de la Torcaza en la ciudad de Mar del Plata. La disminución de la presencia entre los 100 y 200 primeros días del año (otoño-invierno) fue muy similar entre los dos períodos de estudios, sugiriendo que el patrón estacional es robusto a largo plazo. Por otra parte, se encontró que la ocurrencia de

Tabla 2. Modelos aditivos generalizados finales relacionando la presencia de la Torcaza (*Zenaida auriculata*) a lo largo del año (días julianos) en sitios con diferente grado de urbanización en la ciudad de Mar del Plata, Argentina. EE: error estándar, gle: grados de libertad estimados.

Período	Parámetro	Valor	EE	gle	Prueba t/F	P	r ²
Período 1 (2002-2006)	Intercepto	618	66		9.336	<0.001	0.47
	Sitio			4.226	5.314	<0.001	
	Día juliano			4.410	7.661	<0.001	
Período 2 (2004-2013)	Intercepto	580	96		9.336	<0.001	0.71
	Sitio			3.849	28.250	<0.001	
	Día juliano			5.647	16.900	<0.001	

la torcaza fue mayor en barrios suburbanos. Aunque no se analizaron datos de abundancia, la misma fue constante por transecta a lo largo del estudio, sin registrar grandes agrupamientos de torcazas durante otoño-invierno. Por lo tanto, se descarta el hecho de que muchas torcazas se agrupen en alguna transecta de cada sitio equiparando la desaparición en el resto de las transectas.

La disminución de la presencia de la especie en Mar del Plata durante otoño-invierno sugiere que la especie tiene un comportamiento migratorio parcial en la región, en el cual la mayoría de los individuos migran, pero algunos permanecen en el área de estudio. Otros estudios realizados en la región también documentaron una disminución en la abundancia relativa de la especie durante otoño-invierno en la ciudad de Buenos Aires (Leveau datos no publicados) y en Villa Caci que (Leveau y Leveau 2011). Este resultado también concuerda con lo sugerido por otros autores en Argentina, quienes afirman que la Torcaza es una especie migradora que realizaría movimientos templado-tropicales (Capllonch et al. 2008, Capllonch 2018). En este sentido, varios autores han reportado un aumento en la abundancia de la especie durante otoño en el centro-norte de Brasil (von Ihering 1935, Bucher 1982, Willis y Oniki 1990, Silva et al. 2012, Silva 2014) y en Perú (Zambrano-Chávez 2010).

La disminución de la frecuencia de la torcaza en otoño-invierno también se podría deber a otros factores, como un aumento de mortalidad o una menor detectabilidad de la especie durante esa estación del año. Sin embargo, no se detectaron individuos muertos en los sitios de muestreo. Por otra parte, un análisis a nivel de comunidad de aves durante el primer período de estudio reveló que la detectabilidad de especies fue mayor durante otoño-invierno (Leveau y Leveau 2012), descartando entonces la posibilidad

de una menor detección de la especie en esa estación.

La disminución de la torcaza en la ciudad de Mar del Plata se podría relacionar a movimientos hacia las áreas rurales adyacentes. Sin embargo, conteos sistemáticos realizados en esa zona no han mostrado un aumento significativo de la ocurrencia durante otoño-invierno (Leveau 2014). Además, en el Área Metropolitana de Buenos Aires se han realizado conteos sistemáticos anuales, encontrando una disminución de la abundancia durante otoño-invierno en áreas urbanas pero sin encontrar variaciones significativas en áreas rurales adyacentes (Curzel 2023).

Por otra parte, la torcaza fue más frecuente en barrios suburbanos. La alta heterogeneidad ambiental de los barrios suburbanos, conformada por varios estratos de vegetación, puede favorecer la presencia de la especie al brindar sitios de alimentación y nidificación (Leveau y Leveau 2004, Leveau 2013b). La torcaza puede alimentarse en sectores con pasto corto y en calles asfaltadas, mientras que la presencia de una variedad de especies de árboles le proporciona sitios de nidificación.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos mostraron un claro patrón estacional de la presencia de torcazas en la ciudad de Mar del Plata. Este patrón regular en la presencia podría indicar que la torcaza se comporta como un migrador parcial en el centro de Argentina, mostrando una clara disminución en otoño. Sin embargo, se necesitan estudios en otras ciudades para confirmar si este patrón estacional en común en la región. El uso de datos de ciencia ciudadana, como los provenientes de eBird, podrían ayudar a investigar los patrones de presencia de la especie en diferentes partes de su distribución (ver Gorleri et al. 2022). Por último, es

necesario realizar estudios que evalúen hacia dónde se mueve la especie durante otoño, ya sea mediante marcado de individuos o uso de telemetría satelital (Bravo et al. 2017).

AGRADECIMIENTOS

La calidad del manuscrito fue mejorada por el aporte de los editores de El Hornero, tres revisores anónimos y Jorgelina Guido. El autor agradece la ayuda en el trabajo de campo realizada por Carlos M. Leveau.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ANDERSSON M (1980) Nomadism and site tenacity as alternative reproductive tactics in birds. *Journal of Animal Ecology* 49:175-184. <https://doi.org/10.2307/4282>
- ANDRADE JF Y SATORRE EH (2015) Single and double crop systems in the Argentine Pampas: Environmental determinants of annual grain yield. *Field Crops Research* 177:137-147. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.03.008>
- BAPTISTA LF, TRAIL PW, HORBLIT HM, BOESMAN PFD Y GARCIA EFJ (2020) Eared Dove (*Zenaida auriculata*), version 1.0 en: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA y de Juana E (eds). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.eardov1.01>
- BLAIR RB (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506-519. <https://doi.org/10.2307/2269387>
- BRAVO SP, CUETO VR Y GOROSITO CA (2017) Migratory timing, rate, routes and wintering areas of White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*), a key seed disperser for Patagonian forest regeneration. *PLoS One* 12:e0170188. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170188>
- BUCHER EH (1982) Colonial breeding of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in northeastern Brazil. *Biotropica* 14: 255-261. <https://doi.org/10.2307/2388083>
- BUCHER EH Y RANVAUD RD (2006) S31-4 Eared dove outbreaks in South America: patterns and characteristics. *Acta Zoologica Sinica* 52:564-567
- CALAMARI NC, DARDANELLI S Y CANAVELLI SB (2011) Variaciones en la abundancia poblacional de palomas medianas a lo largo del tiempo. *INTA EEA Paraná. Serie Extensión* N° 64:23-28
- CAPLLONCH P (2018) Un panorama de las migraciones de aves en Argentina. *El Hornero* 33:1-18. <https://doi.org/10.56178/eh.v33i1.490>
- CAPLLONCH P, ORTIZ D Y SORIA K (2008) Importancia del litoral fluvial argentino como corredor migratorio de aves. *INSUGEO, Miscelánea* 17:107-120
- CRISTALDI MA, SARQUIS JA, LEVEAU LM Y GIRAUDO AR (2022) Bird community responses to urbanization in a medium-sized Argentine city: Santo Tomé (Santa Fé province) as a case study. *El Hornero* 37:105-120. <https://doi.org/10.56178/eh.v37i2.399>
- CURZEL F (2023) *Urbanización y homogeneización estacional de las comunidades biológicas: diversidad de aves y ocurrencia de migradoras*. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires
- FERNÁNDEZ-JURICIC E (2004) Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain): implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69:17-32. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.09.001>
- FREESE CH (1983) Cooperación Internacional para la Conservación de las Aves Migratorias del Hemisferio Occidental. Primer Simposio de Ornitología Neotropical: 115-118
- GORLERI Y ROESLER I (2022) Del monte al chaco: eBird revela la migración del Pijito Trinador (*Serpophaga griseicapilla*). *El Hornero* 37:5-17. <https://doi.org/10.56178/eh.v37i1.354>
- HUDSON WH (1929) Las palomas de la Argentina. *El Hornero* 4:289-293
- LEVEAU LM (2013a) Bird traits in urban-rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology* 154:655-662. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0928-x>
- LEVEAU LM (2013b) Relaciones aves-hábitat en el sector suburbano de Mar del Plata. Argentina. *Ornitología Neotropical* 24:201-212
- LEVEAU LM (2014) *Los efectos de la vegetación y temperatura sobre los ensambles de aves en gradientes urbano-rurales*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata
- LEVEAU LM (2022) Temporal persistence of taxonomic and functional composition in bird communities of urban areas: an evaluation after a 6-year gap in data collection. *Urban Ecosystems* 25:9-20. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01132-4>

- LEVEAU LM Y LEVEAU CM (2004) Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El Hornero* 19:13-21
- LEVEAU LM Y LEVEAU CM (2011). Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la pampa austral. *El Hornero* 26:149-157
- LEVEAU LM Y LEVEAU CM (2012) The role of urbanization and seasonality on the temporal variability of bird communities. *Landscape and Urban Planning* 106:271-276. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.008>
- LEVEAU LM Y ZURIA I (2017) Flocking the city: Avian demography and population dynamics in urban Latin America. Pp. 57-77 en: MacGregor-Fors I y Escobar-Ibáñez JF (eds) *Avian ecology in Latin American cityscapes*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3>
- LUNDBERG P (1987) Partial bird migration and evolutionarily stable strategies. *Journal of Theoretical Biology* 125:351-360. [https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(87\)80067-X](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(87)80067-X)
- NAROSKY T Y YZURIETA D (2010) *Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación*. Vazquez Mazzini (ed). Galt S.A.: Buenos Aires, Argentina
- NEWTON I (2008) *The migration ecology of birds*. Academic Press, Londres
- OYARZABAL M, CLAVIJO J, OAKLEY L, BIGANZOLI F, TOGNETTI P, BARBERIS I, -MATURO HM, ARA-GÓN R, CAMPANELLO PI, PRADO D, OESTERHELD M Y LEÓN RJ (2018) Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28:40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- DE LA PEÑA MR (2013) Nidos y reproducción de las aves argentinas. Ediciones Biológica. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N° 8. Santa Fe, Argentina
- R CORE TEAM, 2019. R: a Language and Environment for Statistical Computing (version 3.4.0). R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Austria
- ROBBINS CS (1981) Bird activity levels related to weather. *Studies in Avian Biology* 6:301-310
- SALEWSKI V Y BRUDERER B (2007) The evolution of bird migration—a synthesis. *Naturwissenschaften* 94:268-279. <https://doi.org/10.1007/s00114-006-0186-y>
- SENAR J C, BURTON PJK Y METCALFE NB (1992) Variation in the nomadic tendency of a wintering finch *Carduelis spinus* and its relationship with body condition. *Ornis Scandinavica* 23:63-72. <https://doi.org/10.2307/3676428>
- SILVA GG (2014) *A pomba-de-bando (Zenaida auriculata-aves, Columbidae) nas paisagens agrícolas do sudoeste do Brasil: distribuição, abundância e interações com a agricultura*. Tesis de maestría. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria
- SILVA N, ANTONIO L Y MELO TA JR (2012) Censo de avoante (*Zenaida auriculata*) e asa branca (*Patagioenas picazuro*) em dois municípios na macroregião de franca, sp. *Enciclopédia Biosfera*, Volumen 8
- SOMENZARI M, PRUDENTE DO AMARAL P, CUETO VR, DE CAMARGO GUARALDO A, JAHN AE, MENDES LIMA D, CERQUEIRA LIMA P, LUGARINI C, GRACO MACHADO C, MARTINEZ J, DO NASCIMENTO JLX, PACHECHO JF, PALUDO D, PRESTES NP, PEREIRA SERAFINI P, SILVEIRA LF, BARRETO ALVES DE SOUSA AE, ALVES DE SOUSA N, ANDRADE DE SOUZA M, RODRIGUEZ TELINO W JR Y WHITNEY BM (2018) An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 58:2-66. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2018.58.03>
- TERRILL SB Y ABLE KP (1988) Bird migration terminology. *The Auk* 105:205-206
- VON IHERING R (1935) La Paloma, *Zenaida auriculata*, en el nordeste de Brasil. *El Hornero* 6:37-47
- WILLIS EO Y ONIKI Y (1990) Levantamento preliminar das aves de inverno em dez áreas do sudoeste de Mato Grosso, Brasil. *Ararajuba* 1:19-38
- WOOD S (2021) Package mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation. (URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/mgcv/mgcv.pdf>)
- YAPURA AM, RUGGERA RA, GONZÁLEZ BAFFA TRACI NV, CALDANO SA, CHOCOBAR N Y SCHAFF AA (2022) Composición y variación estacional de la comunidad de aves urbanas en San Salvador de Jujuy, Argentina. *El Hornero* 37: 229-235, <https://doi.org/10.56178/eh.v37i2.413>
- ZAMBRANO CHÁVEZ SA (2010) *Distribución y abundancia de las aves del Bosque de Zárate, 2004–2005*. Tesis de licenciatura. Universidad Mayor de San Marcos, Lima
- ZUUR A, IENO EN, WALKER N, SAVELIEV AA Y SMITH GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media



REDES DE DISPERSIÓN DE SEMILLAS POR AVES EN LA ECORREGIÓN DEL ESPINAL, CÓRDOBA, ARGENTINA

NETWORKS OF SEED DISPERSAL BY BIRDS IN THE ESPINAL ECOREGION,
CÓRDOBA, ARGENTINA

Claudia M. Dellafiore^{1*} & Pablo Brandolin¹

¹Facultad de Ciencias Exactas, Físico – Químicas y Naturales. Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta 36 km 601. Río Cuarto, Córdoba, Argentina

*cdellafore@exa.unrc.edu.ar

RESUMEN.- Estudiar las interacciones frugívoras en un sentido amplio de red es fundamental para conocer y evaluar la respuesta de los ecosistemas frente a diferentes perturbaciones. El presente trabajo tuvo por objetivo conocer las especies de aves que dispersan semillas en el bosque del espinal, identificar que especies de semillas están siendo dispersadas, establecer si las semillas son dispersadas sin daños físicos (dispersión legítima) y describir la red de interacción generada. Para ello se realizaron muestreos mensuales de aves con redes de niebla y se tomaron muestras de fecas las cuales fueron analizadas bajo lupa estereoscópica y separadas para su identificación. A nivel de red se analizaron las interacciones potenciales, reales, el grado de conectividad y el grado de anidamiento. Seis especies de aves presentaron semillas en sus fecas y el 90% de las mismas no presentaron daños físicos. Las semillas observadas fueron de cinco especies autóctonas, cinco exóticas y dos especies no fueron identificadas. A nivel de red se observó que el número de interacciones potenciales fue de 72 y el número de interacciones observada fue de 16 para una conectancia del 22%. La densidad de la red fue estimada en 0,88 vínculos por especie. El grado de anidamiento de la red fue de NODF= 28,09, con un mayor grado de anidamiento en las aves NODF= 30,3 que en las plantas NODF= 18,33. La red de interacción conformada por las aves y las plantas ornitócoras del bosque del espinal presenta una baja conectividad donde se observa que algunas aves son más generalistas e interactúan con un subconjunto de especies de plantas con menos interacciones.

PALABRAS CLAVE.- *aves, bosque el Espinal, dispersión de semillas, redes*

ABSTRACT.- Studying frugivorous interactions in the context of broad networks is essential to understanding and evaluating the responses of ecosystems to different disturbances. The objective of this work was to determine the bird species that disperse seeds in the Espinal forest, to study which species of seeds are being dispersed, to establish if the seeds are dispersed without physical damage (legitimate dispersal) and to describe the interaction network generated. To do this, monthly sampling of birds was carried out with mist nets, and fecal samples were taken then were analyzed under a stereoscopic loupe and separated for their identification. At the network level we analyzed the potential and real interactions, the degree of connectivity and the degree of nesting. Six species of birds had seeds in their feces, and 90% of the seeds did not exhibit physical damage. The observed seeds were of five native species and five exotic species, and two species were not identified. At the network level, it was observed that the number of potential interactions was 72 and the number of observed interactions was 16, for a connectivity of 22%. The network density was estimated at 0.88 links per species. The degree of nesting of the network was NODF= 28.09, with a higher degree of nesting in the birds (NODF= 30.3) than in the plants (NODF= 18.33). The interaction network made up of birds and bird-dispersed plants from the Espinal forest exhibited low connectivity, in which some birds are generalists and interact with a subset of plant species with fewer interactions.

KEYWORDS.- *birds, Espinal forest, networks, seed dispersion*

Los impactos antrópicos, tales como la pérdida y/o fragmentación de hábitat, la introducción de especies exóticas y/o la defaunación, son considerados una gran amenaza para la biodiversidad y el funcio-

namiento de los ecosistemas. La biodiversidad ha sido tradicionalmente medida como la riqueza de especies presentes en un lugar; sin embargo, esta necesita ser evaluada desde una perspectiva comunitaria y a tra-

vés de componentes más estrechamente ligados a las funciones ecosistémicas *per se* (Donoso Cuadrado 2017). Conocer la diversidad o la riqueza de especies no es equivalente a entender el funcionamiento del ecosistema; es decir, qué hace cada especie y cómo se asocian entre sí para mantener el ecosistema funcionando (del Val de Gortari 2022). En los últimos años las redes ecológicas, es decir, los conjuntos de especies vinculadas por interacciones ecológicas, son consideradas una herramienta más apropiada para explicar la dinámica de las comunidades y la estabilidad de los ecosistemas (Montoya et al. 2006, Donoso Cuadrado 2017). Es decir, conocer y entender dichas interacciones es fundamental en el ámbito de la biología de la conservación, ya que el funcionamiento de los ecosistemas depende de dichas interacciones y no de la riqueza de especies (Montoya et al. 2006, Bascompte y Jordano 2007, 2008, del Val de Gortari 2022).

Las redes de interacción mutualista formada por las plantas y los animales son componentes de gran importancia en numerosos ecosistemas. Por ejemplo, en los ambientes tropicales el 50% de las aves consumen frutos al menos durante alguna parte del año (Stiles 1985, Loiselle y Blake 1990) y el 90% de las especies arbóreas y el 98% de los arbustos del sotobosque son dispersados por animales (Gentry 1982, Howe y Smallwood 1982, Stiles 1985). Estas interacciones mutualistas con beneficios recíprocos conforman la arquitectura de la biodiversidad (Montoya et al. 2006, Bascompte y Jordano 2007). Estudiar dichas interacciones frugívoras, en su sentido amplio de red, es fundamental para conocer y evaluar la respuesta de los ecosistemas frente a diferentes perturbaciones.

En Argentina el bosque xerófilo del Espinal ha sido fuertemente destruido por el avance de la frontera agrícola. Debido a ello en la actualidad solo se conservan algunos relictos con vegetación nativa en medio de ambientes antropizados y expuestos a un gran número de presiones como el sobrepastoreo y las quemadas descontroladas (Rainer Cinti 1998). A pesar de ello, aún se conservan relictos de dicho bosque los cuales albergan una importante riqueza de plantas nativas, con al menos 9 especies endémicas (Arana et al. 2021), y una amplia variedad de especies de aves (Morello et al. 2012, Verga et al. 2019). A día de hoy no existen estudios científicos relacionando las redes de interacción formadas por las plantas y las aves del bosque del Espinal; debido a ello, el presente trabajo tuvo por objetivos: a) ampliar el conocimiento de las especies de aves frugívoras/omnívoras presentes en un bosque del espinal, b) determinar qué especies de semillas están siendo dispersadas por las aves a tra-

vés de las fecas, c) conocer si la dispersión es legítima; es decir si las semillas se encuentren sanas/sin daños físicos (Bustamante et al. 1992, Bustamante y Canals 1995) y d) describir la conectividad y el grado de anidamiento de la red de interacción generada.

MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en el área protegida “Bosque Autóctono El Espinal” ubicada en el campus de la Universidad Nacional de Río Cuarto a los 33°10'S y 64°20'O. Esta área protegida fue creada en 2002 y posee una superficie de 7 ha.

La temperatura máxima media anual es de 20°C en el mes de enero y la mínima media anual es de 3°C en el mes de julio. Las precipitaciones máximas ocurren en los meses de diciembre y enero (130 mm) y las mínimas en los meses de junio y julio (13 mm).

La formación vegetal que caracteriza a este relicto, representativo de la provincia fitogeográfica del Espinal, es el bosque xerófilo abierto, donde domina un estrato arbóreo con especies leñosas como “Chañar” (*Geoffroea decorticans*), “Tala” (*Celtis ehrenbergiana*) “Moradillo” (*Schinus fasciculatus*) junto con especies exóticas como la “Mora” (*Morus nigra*) y el “Olmo” (*Ulmus pumila*). En el estrato arbustivo se encuentran “Chilcas” (*Baccharis salicifolia*), “Palo Amarillo” (*Aloysia gratissima*) y “Poleo” (*Lippia turbinata*) entre otras. Acompañan a las especies leñosas distintas herbáceas, en su mayoría compuestas y gramíneas; de las 198 especies catalogadas el 76.26% son autóctonas y 23.73% introducidas (Vischi y Oggero 2002).

Actualmente el Bosque Autóctono El Espinal cuenta con 126 especies de aves registradas pertenecientes a 31 familias diferentes (eBird 2022) y únicamente dos de ellas son especies exóticas: la Paloma Doméstica (*Columba livia*) y el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*). Del total del ensamble de aves, aproximadamente el 55% son insectívoras, el 17% son omnívoras, el 10% son granívoras y el 2% son frugívoras (el porcentaje restante corresponde a otros tipos de dietas más especializadas) (de la Peña 2016, Tobias 2021).

Muestreo de aves

Se realizaron muestreos mensuales de aves desde diciembre de 2018 hasta diciembre de 2019 con redes de niebla (malla de 36 mm, 12 x 2.5 m) abiertas generalmente entre las 06:00 y las 13:00hs en el interior y

en el borde del Bosque Autóctono El Espinal. Durante los muestreos se colocaron de cuatro a seis redes de niebla separadas a una distancia de entre 70 y 100 metros. Las posiciones de las redes de niebla se seleccionaron estratégicamente para facilitar el muestreo de aves en todos los tipos de vegetación representativos y en sus diferentes combinaciones. Las aves capturadas fueron anilladas con un anillo de aluminio y el procesamiento como la toma de datos de los ejemplares se realizó siguiendo las instrucciones Ralph et al. (1996) y las normas internacionales propuestas por el North American Banding Council (NABC 2001 a,b). Se tomaron medidas morfométricas estándar de todas las aves capturadas; la edad y el sexo se asignaron siguiendo los criterios de Pyle (1997).

Caracterización de la dieta de las aves y análisis de semillas

El estudio de la dieta se realizó mediante la recolección de fecas. Para ello las aves capturadas en las redes se mantuvieron en sacos de tela hasta obtener la muestra - lo cual sucede generalmente en menos de 10 min (Brandolin obs. pers.) - garantizando así la procedencia (especie) de cada muestra (Hernandez Ladrón et al. 2012). Las fecas recolectadas fueron colocadas en tubos eppendorf con la descripción del lugar, fecha y posición geográfica. Posteriormente, en el laboratorio fueron suavemente desarmadas, con la ayuda de una pinza diente de león, y se analizaron bajo lupa estereoscópica con el objetivo de identificar los distintos ítems presentes. Las semillas fueron separadas y se identificaron a nivel específico cuando fue posible. La identificación específica de las semillas se realizó con la ayuda de un catálogo de referencia elaborado previamente, mediante la ayuda de expertos y de bibliografía específica (Bianco et al. 2000, Zubizarreta y Díaz Panizza 2014). Además, dichas semillas se revisaron en detalle para observar si presentaban algún daño físico (quebres, exposición del embrión, vaciamiento, etc.).

Análisis de la red de interacción frugívora

Se calculó el número de especies de plantas (P), el número de aves frugívoras (A) y el tamaño de la red (S). Seguidamente se determinaron las interacciones potenciales (AxP) y el número observado de interacciones (L). Las interacciones se dan entre pares de especies de cada conjunto de nodos y representan un vínculo que implica una reciprocidad. Estos datos fueron usados para describir la conectividad con dos parámetros: conectancia y densidad de la red. La conectancia, $C = L/(AxP)$, se interpreta como la proporción de interacciones registradas del total de interacciones potenciales. La densidad de la red $L/(A+P)$, como la media del número de interacciones por especie.

El grado de anidamiento se calculó usando el algoritmo NODF propuesto por Almeida-Neto et al. (2008) implementado en el programa ANINHADO 3.0 (Guimarães y Guimarães 2006). Los valores de NODF oscilan entre 0 y 100, donde N toma valores próximos a 100 en matrices muy anidadas. La significancia de NODF se estimó usando un procedimiento de Monte Carlo. El grado de anidamiento obtenido se comparó con un modelo nulo (C_e en ANINHADO) generando 1000 matrices aleatorias del mismo tamaño que la registrada, donde la probabilidad de interacción entre una planta y un frugívoro es proporcional a su número total de interacciones (Bascompte et al. 2003). El valor de P se definió como la fracción de matrices aleatorias que tuvieron un NODF igual o mayor que la matriz real. Cuando ninguna matriz tenía un valor mayor de NODF que la matriz real, se definió $p < 0.001$ (Mello et al. 2011).

RESULTADOS

Muestreo de aves

Se capturaron 58 ejemplares de aves pertenecientes a 31 especies diferentes, de las cuales en 14 de ellas se ha observado que incluyen frutos/semillas en su dieta: Tordo Músico (*Agelaioides badius*) ($n = 1$), Tacuarita Azul (*Poliophtila dumicola*) ($n = 2$), Sietevestidos Serrano (*Poospiza whitii*) ($n = 2$), Torcacita Picuí (*Columbina picui*) ($n = 1$), Juan Chiviro (*Cyclarhis gujanensis*) ($n = 1$), Fiofío Silbón (*Elaenia albiceps*) ($n = 6$), Fiofío Pico Corto (*Elaenia parvirostris*) ($n = 3$), Gorrión (Passer domesticus) ($n = 1$), Corbatita (*Sporophila caerulescens*) ($n = 4$), Pijuí Frente Gris (*Synallaxis frontalis*) ($n = 1$), Ratona Común (*Troglodytes aedon*) ($n = 9$), Zorzal Chalchalero (*Turdus amaurochalinus*) ($n = 4$), Zorzal Colorado (*Turdus rufiventris*) ($n = 2$) y Chingolo (*Zonotrichia capensis*) ($n = 8$).

Caracterización de la dieta y análisis de semillas

Del total de muestras de fecas analizadas ($n = 58$) el 78% ($n = 45$) fueron de las especies consumidoras de frutos y semillas y el 21% de ellas contenía semillas. Se contabilizaron 90 semillas pertenecientes a 10 familias y 12 especies diferentes de las cuales cinco fueron especies autóctonas: *Galium* sp., *Solanum pseudocapsicum*, *Celtis erherbergiana*, *Polygonum acuminatum*

y *Stipa* sp.; cinco exóticas: *Chenopodium álbum*, *Morus nigra*, *Leonurus sibiricus*, *Medicago* sp., *Anagallis* sp. y dos especies no fueron identificadas. El 90% de las semillas no presentaron ningún tipo de daños físicos luego de pasar por el tracto digestivo de las aves.

Las muestras de fecas con semillas pertenecieron a 6 especies (4 familias) de aves: Torcacita Picuí, Fiofio Silbón, Fiofio Pico Corto, Piojito Trinador, Zorzal Chalchalero y Tordo Músico.

Análisis de la red de interacción frugívora

A nivel de red se observó un total de 6 especies de aves (A) que consumieron frutos de 12 especies de plantas (P) para un tamaño de red de 18 especies (S). El número de interacciones potenciales (AxP) fue de 72 y el número de interacciones observada (L) fue de 16 para una conectancia (C) del 22% (Tabla 1). La densidad de la red fue estimada en 0.88 vínculos por especie.

Las plantas registradas pertenecen a 10 familias botánicas de las cuales 2 fueron árboles, uno autóctono (*C. erherbergiana*) y uno exótico (*M. nigra*), y 8 corresponden a especies herbáceas, 4 exóticas (*C. album*, *L. sibiricus*, *Medicago* sp., *Anagallis* sp.) y 4 autóctonas (*Galium* sp., *S. pseudocapsicum*, *Stipa* sp. y *Polygonum acuminatum*) (Tabla 1).

El grado de anidamiento de la red de frugivoría en el bosque del espinal fue de NODF= 28.09, $P < 0.01$ con un mayor grado de anidamiento en el caso de las aves NODF= 30.3, $P < 0.01$ que para las plantas NODF= 18.33; $P < 0.08$ (Fig. 1).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Este trabajo confirma que las aves realizan una importante dispersión de semillas a través de las fecas ya que la mayoría de ellas no presentaron daños físicos luego de pasar por el tracto digestivo de las mismas. Las semillas dispersadas corresponden tanto a especies nativas como a especies exóticas que están presentes en el área de estudio. Algunas de las especies observadas (*C. erherbergiana* y *S. pseudocapsicum*) ya han sido citadas como dispersadas por las aves (Dellafiore 2016) y varias de ellas germinan luego de ser defecadas como es el caso de *C. erherbergiana* (Dellafiore y Rosa 2017), *S. pseudocapsicum*, *M. nigra* y *C. album* (Dellafiore obs.pers.).

Las especies de plantas que presentaron el mayor número de interacciones con las aves se corresponden a especies con una elevada producción de frutos/semillas (*Medicago* sp., *M. nigra* y *P. acuminatum*) las cuales han sido mencionadas como parte de la dieta de las aves y/o han sido mencionadas como especies dispersadas por ellas (Aramburu 1997, Mancina

Tabla 1. Número de interacciones (las interacciones se dan entre pares de especies de cada conjunto de nodos y representan un vínculo que implica reciprocidad) para las distintas especies de aves y de plantas. En negrita las especies autóctonas.

AVES		PLANTAS	
Especies	Nº interacciones	Especie	Nº interacciones
<i>Elaenia albiceps</i>	8	<i>Medicago</i> sp.	3
<i>Elaenia parvirostris</i>	4	<i>Polygonum acuminatum</i>	2
<i>Agelaioides badius</i>	1	<i>Morus nigra</i>	2
<i>Turdus amaurochalinus</i>	1	<i>Solanum pseudocapsicum</i>	1
<i>Columbina picui</i>	1	<i>Celtis erherbergiana</i>	1
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	1	<i>Chenopodium album</i>	1
		<i>Stipa</i> sp.	1
		<i>Leonurus sibiricus</i>	1
		<i>Galium</i> sp.	1
		<i>Anagallis</i> sp.	1
		<i>NI 1</i>	1
		<i>NI 2</i>	1

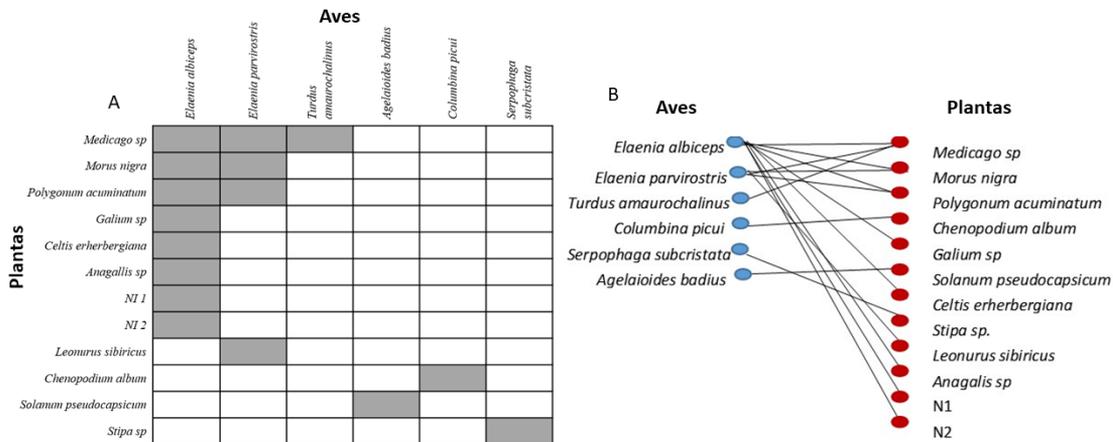


Figura 1. A: Matriz de interacciones frugívoras. Cada cuadro representa una interacción potencial entre un ave y una planta ornitócora, donde los cuadros con color rojo representan una interacción registrada. Las filas y columnas se organizaron con las especies siguiendo un orden de mayor a menor número de interacciones para facilitar la visualización del anidamiento. B: Gráfica bipartita con las aves de color azul y las plantas de color rojo.

2006, Góes-Silva et al. 2012).

Las especies de aves con mayor número de interacciones fueron Fiofío Silbón y Fiofío Pico Corto, las cuales son migrantes del sistema migratorio neotropical austral (Jimenez et al. 2016, Hosner 2020), y pasan el invierno en latitudes tropicales de Sudamérica. Para reproducirse el Fiofío Silbón migra a un estrecho tramo de bosque a lo largo de la Cordillera de los Andes, entre el norte de la Patagonia y el extremo sur de Sudamérica (Capllonch et al. 2011). Por el contrario, el Fiofío Pico Corto se reproduce desde Bolivia hasta el centro de Argentina y Uruguay (Hosner 2020). Durante el verano ambas especies son frugívoras y muy abundantes representando más del 20% de las aves capturadas durante los periodos de fructificación de las plantas en la Reserva del Bosque Autóctono del Espinal y llegando a superar el 80% en algunos sitios (ver Bravo et al. 2017). Las especies de fiofíos serían unas de las principales dispersoras de semillas en el bosque del espinal y, además, debido a su abundancia y al espectro de semillas dispersadas podrían jugar un papel clave en la dinámica de las especies que dispersa. Más estudios son necesarios para evaluar si las semillas dispersadas conservan su poder germinativo, luego de pasar por el tracto digestivo, y si posteriormente pueden establecerse efectivamente.

El Zorzal Colorado a pesar de ser considerada una especie principalmente frugívora, no presentó semillas en sus fecas encontrándose exclusivamente insectos. En cambio, en el Piojito Trinador, que ha sido caracterizado principalmente como una especie insectívora de follaje (Milesi et al. 2002), encontramos

en uno de los ejemplares cinco semillas de *Stipa sp.* En sus fecas. Esta ingesta, aunque probablemente sea accidental, puede resultar de importancia para la dispersión de dicha especie ya que las semillas fueron encontradas sin daños físicos.

Analizando los patrones de la red de interacción generada observamos que en el bosque del espinal la conectividad resulta ser bastante baja con 0.88 vínculos por especie, pero la conectancia fue elevada (22%) teniendo en cuenta los valores reportados en la literatura (10-19%) (Albert et al. 2000, Palacios Arce 2014). La conectancia es una medida de comunidad básica del número de interacciones y cuando su valor es más grande se incrementa la robustez de la red (Staniczenko et al. 2013, Palacios Arce 2014, Poisot y Gravel 2014). Para las especies individuales, el número de interacciones es un excelente predictor de su persistencia en la comunidad (James et al. 2012). Los estudios de redes muestran que las especies más vulnerables tienen menos interacciones, y a su vez que un ataque dirigido a las especies más conectadas pone en riesgo a la red entera (Memmot et al. 2004).

La red de frugivoría en el bosque del espinal posee valores de anidamiento algo más bajo (NODF= 28.09) que los citados en la literatura para bosques nublados (NODF= 31-46) (Bascompte et al. 2003, Palacios Arce 2014) lo que indica que no hay un grupo de especies generalistas con más interacciones que interactúan con un subconjunto de las especies de plantas con menos interacciones. Sin embargo, se observa un mayor grado de anidamiento en el caso de las aves (NODF= 30.3, P<0.01) que para las plantas (NODF= 18.33;

$P < 0.08$); es decir, que se observa que algunas aves son más generalistas e interactúan con un subconjunto de especies de plantas con menos interacciones.

Una red de interacción representa las conexiones y dependencias entre especies, y su estudio es fundamental para comprender cómo estas interacciones sustentan la biodiversidad y funcionalidad de ecosistemas (Jordano 2009). Hasta el momento se desconoce el ensamble total de especies que pueden estar presentes en este relicto de Espinal, por lo que la red de interacción descrita en este trabajo podría ser limitada y no reflejar la totalidad de las relaciones que pudieran existir. Por otro lado, sólo contamos con las semillas colectadas en una feca, con lo cual no necesariamente sea representativo de lo que come esa especie a lo largo del tiempo. De todas maneras, la red presentada nos permitió conocer cómo está conformada la comunidad de aves dispersoras de semillas en el bosque del espinal e identificar especies de aves insectívoras que podrían también dispersar semillas, aunque el consumo de las mismas pueda ser accidental. Una semilla dispersada sana y que luego germina resulta ser una interacción positiva para la planta dispersada. La información presentada en este trabajo nos permite tener una visión más completa de la dinámica ecológica y la estructura de los ecosistemas, y cómo estas interacciones pueden verse afectadas por factores como la pérdida de hábitat o el cambio climático (Uribe Botero 2015).

La continuidad de este tipo de estudios aumentará sin duda la representatividad y nos permitirán conocer el funcionamiento del ecosistema e implementar medidas de conservación más realistas; es decir, basadas en la dinámica del ecosistema y no en especies individuales. Este enfoque permitirá obtener información adicional sobre las especies de aves y plantas presentes en el ecosistema, así como las interacciones que mantienen entre sí, sus cambios en el tiempo y respuestas a las perturbaciones.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los revisores anónimos y a la Dr. Susana Peluc por los aportes y sugerencias realizados los cuales ayudaron a mejorar el presente trabajo. Agradecemos a la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Río Cuarto por el apoyo financiero.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ALBERT R, JEONG H Y BARABÁSI AL (2000). Error and attack tolerance of complex networks. *Nature* 406: 378-382. <https://doi.org/10.1038/35019019>
- ALMEIDA-NETO M, GUIMARÃES P, GUIMARÃES PR, LOYOLA RD Y ULRICH W (2008) A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227-1239. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16644.x>
- ARAMBURU RM (1997) Ecología alimentaria de la cotorra (*Myiopsitta monachus monachus*) en la provincia de Buenos Aires, Argentina (Aves Psittacidae). *PHYSIS* 53:29-32
- ARANA M, NATALE E, FERRETTI, N, ROMANO G, OGGERO A, MARTÍNEZ G, POSADAS P Y MORRONE JJ (2021) Esquema biogeográfico de la República Argentina. *Opera Lilloana* 56, Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina
- BASCOMPTE J, JORDANO P, MELIÁN CJ Y OLESEN JM (2003) The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100:9383-9387. <https://doi.org/10.1073/pnas.1633576100>
- BASCOMPTE J Y JORDANO P (2007) Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 38: 567-593. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>
- BASCOMPTE J Y JORDANO P (2008) Redes mutualistas de especies. *Investigación y Ciencia* 50-59
- BIANCO CA, NUÑEZ CO Y KRAUS TA (2000) *Identificación de frutos y semillas de las principales malezas del centro de la Argentina*. Fundación Universidad Nacional de Río Cuarto. 77p
- Bravo SP, Cueto VR y Gorosito CA (2017) Migratory timing, rate, routes and wintering areas of White-crested Elaenia (*Elaenia albiceps chilensis*), a key seed disperser for Patagonian forest regeneration. *PLoS ONE* 12(2): e0170188. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170188>
- BUSTAMANTE RO, SIMONETTI JA Y. MELLA JE (1992). Are foxes legitimate and efficient seed dispersers? A field test. *Acta Oecologica* 13: 203-208
- BUSTAMANTE RO Y CANALS ML (1995). Dispersal quality in plants: how to measure efficiency and effectiveness of a seed disperser. *Oikos* 73(1): 133-136

- CAPLLONCH P, ÁLVAREZ ME Y BLENDINGER PG (2011) Sobre la migración de *Elaenia albiceps chilensis* (Aves: Tyrannidae) en Argentina. *Acta zoológica Lilloana* 55:229-246
- DELLAFIORE C (2016). Dispersión legítima de semillas por aves en el Bosque y Matorral Serrano de la Provincia de Córdoba. *European Scientific Journal* 12:56-64
- DELLAFIORE C Y ROSA MJ (2017) Efecto del zorzal (*Turdus serranus*) y reina mora (*Cyanocompsa brissonii*) sobre la germinación del tala (*Celtis ehrebergiana*), Argentina. *Revista Gestión Ambiental* 33:5-11
- DE LA PEÑA MR (2016a) Aves Argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y migración. Charadriidae a Trochilidae. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino" (Nueva Serie)* 20(1): 1-627
- DE LA PEÑA MR (2016b) Aves Argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y migración. Tyrannidae a Turdidae. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino" (Nueva Serie)* 21(1): 1-633
- DE LA PEÑA MR (2016c) Aves Argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y migración. Mimidae a Passeridae. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino" (Nueva Serie)* 21(2): 1-564
- DONOSO CUADRADO I (2017) *Redes ecológicas en el antropoceno: mecanismos y estructura de las interacciones planta-frugívoro moduladoras de la regeneración forestal*. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo, España
- EBIRD (2022) eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. (URL: <https://ebird.org>)
- GENTRY AH (1982) *Patterns of neotropical plant species diversity*. Pp.1-84 en: Hecht MK, Wallace B, Prance GT (Eds) *Evolutionary Biology*. Springer, Boston, MA. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8_1
- GÓES-SILVA LR, SENNA CORRÊA B Y SOUZA DE MOURA A (2012) Potencial de árboles frutíferas para a atração de aves. *Revista Agrogeoambiental* 4:51-59. <https://doi.org/10.18406/2316-1817v4n12012374>
- GUIMARÃES PR JR Y GUIMARÃES P (2006) Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling and Software* 21:1512-1513. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.04.002>
- HERNÁNDEZ-LADRÓN I, ROJAS-SOTO O, LÓPEZ-BARRERA F, PUEBLA-OLIVARES F Y DÍAZ-CASTELAZO C (2012) Dispersión de semillas por aves en un paisaje de bosque mesófilo en el centro de Veracruz, México: su papel en la restauración pasiva. *Revista Chilena de Historia Natural* 85: 89-100
- HOSNER P (2020). Small-billed Elaenia (*Elaenia parvirostris*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA y de Juana E (eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.smbela1.01>
- HOWE HF Y SMALLWOOD J (1982) Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:201-228. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221>
- JAMES A, PITHFORD JW Y PLANK MJ (2012) Disentangling nestedness from models of ecological complexity. *Nature* 487:227-230. <https://doi.org/10.1038/nature11214>
- JIMENEZ JE, JAHN AE, ROZZI R Y SEAVY NE (2016) First documented migration of individual White-Crested Elaenias (*Elaenia albiceps chilensis*) in South America. *The Wilson Journal of Ornithology* 128:419-425. <https://doi.org/10.1676/1559-4491-128.2.419>
- JORDANO P, VÁZQUEZ D, BASCOMPTE J (2009) Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. Pp. 17-41 en: Medel R, Aizen MA y Zamora R (eds.) *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*. Editorial Universitaria. Santiago de Chile, Chile
- LOISELLE BA Y BLAKE JG (1990) Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72:180-193. <https://doi.org/10.2307/1938913>
- MANCINA C, GARCIA RIVERA L, HERNÁNDEZ F, MUÑOZ B, SÁNCHEZ B Y CAPOTE R (2006) Las plantas pioneras en la dieta de aves y murciélagos de la Reserva de la Biosfera Sierra del Rosario, Cuba. *Acta Botánica Cubana* 193:14-20
- MELLO MAR, MARQUITTI FMD, GUIMARÃES JR PR, KALKO EKV, JORDANO P Y AGUIAR MAM (2011) The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat - and bird - fruit networks. *Oecologia* 167:131-140. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1984-2>

- MEMMOTT J, WASER NM Y PRICE MV (2004) Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271:2605–2611. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2909>
- MILESI FA, MARONE L, LÓPEZ DE CASENAVE J., CUE-TO VR Y MEZQUIDA ET (2002) Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12:149-161
- MONTOYA JM Y PIMM SL, SOLE RV (2006) Ecological networks and their fragility. *Nature* 442:259-264. <https://doi.org/10.1038/nature04927>
- MORELLO J, MATTEUCCI SD, RODRÍGUEZ AF Y SILVA M (2012) *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos - 1ra. ed.* Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires
- NABC (2001a) The North American banders' manual for banding passerines and near passerines (excluding hummingbirds and owls). The North American Banding Council, Point Reyes Station, California, U.S.A. 15p
- NABC (2001b) The North American banders' study guide. The North American Banding Council, Point Reyes Station, California, U.S.A. 66p
- PALACIOS ARCE RD (2014) *Estructura de la red de interacciones mutualistas entre plantas y aves frugívoras en el bosque nublado de San Antonio -km 18, Valle del Cauca.* Trabajo de grado, Universidad Icesi, Facultad De Ciencias Naturales, Departamento De Ciencias Biológicas, Santiago De Cali
- POISOT T Y GRAVEL D (2014) When is an ecological network complex? Connectance drives degree distribution and emerging network properties. *PeerJ* 2: e251. <https://doi.org/10.7717/peerj.251>
- PYLE P (1997) *Identification guide to North American birds, Part I.* Slate Creek Press, Bolinas, California, Estados Unidos
- RAINER CINTI R (1998) Había una vez un bosque. *Vida Silvestre* 62:4-11
- RALPH CJ, GEUPEL R, PYLE P, MARTIN TE, DESANTE DF, MILÁ B, JOHN C, GEOFFREY R, THOMAS E Y DAVID F (1996) *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres.* Gen. Tech. Rep. PSW-GTR159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, Department of Agriculture, U.S.
- STANICZENKO PPA, KOPP J Y ALLESINA S (2013) The ghost of nestedness in ecological networks. *Nature Communications* 4:1391. <https://doi.org/10.1038/ncomms2422>
- STILES FG (1985) On the role of birds in the dynamics of Neotropical forests. Pp. 49-59 en: Diamond AW, Lovejoy TE (eds.) *Conservation of tropical forest birds.* Technical Bulletin, International Committee for Bird Preservation (ICBP), Cambridge, UK
- TOBIAS J (2021) AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. En:Tobias et al. 2022 *Ecology Letters* doi: <https://doi.org/10.1111/ele.13898>. (URL: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16586228.v5>)
- URIBE BOTERO E (2015) *El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad de América Latina.* Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Santiago. (URL: https://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/handle/20.500.13082/29216/S1501295_en.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- DEL VAL DE GORTARI EK (2022) Redes de interacciones para el estudio de la biodiversidad. *Revista Digital Universitaria* 23:1-8. <http://doi.org/10.22201/cuaieed.16076079e.2022.23.2.9>
- VERGA EG, SÁNCHEZ HÜMOLLER HL, VERGARA TABARES DL, GALETTO L Y PELUC SI (2019) Importancia para la conservación de las aves de un relicto de bosque en la región fitogeográfica del Espinal, Argentina. *Neotropical Biology and Conservation* 14:241-256. <https://doi.org/10.3897/neotropical.14.e37920>
- VISCHI N Y OGGERO A (2002) *Bosque Autóctono el Espinal: un área protegida.* Río Cuarto. Universidad Nacional de Río Cuarto. 36p
- ZUBIZARRETA L Y DÍAZ PANIZZA L (2014). *Guía de reconocimiento de malezas.* Vicente. Lopez: Syngenta. 330p

COMPOSICIÓN DEL ENSAMBLE DE AVES URBANAS EN LA CIUDAD DE CHILECITO, ECORREGIÓN DE MONTE DE SIERRAS Y BOLSONES (LA RIOJA, ARGENTINA)

COMPOSITION OF THE URBAN BIRD ASSEMBLAGE IN THE CITY OF CHILECITO,
MONTE DE SIERRAS Y BOLSONES ECOREGION (LA RIOJA, ARGENTINA)

María Dolores Juri*, Ana Laura Calvar, Andrés Yañez Castillo & Néstor Alberto Mariano

IAMRA- Universidad Nacional de Chilecito (UNdeC). 9 de Julio 22, Chilecito, La Rioja
*mdjuri@gmail.com

RESUMEN.- El avance urbano deriva en una disminución de la biodiversidad y es necesario conocer como sus características influyen en la vida silvestre para mitigar su impacto negativo en ciudades y ambientes naturales circundantes. Chilecito tiene 52 000 habitantes y manifiesta un acelerado crecimiento en las últimas dos décadas. Nuestro objetivo es determinar la composición, riqueza y diversidad de aves de sus urbanizaciones. Se definieron tres casos de urbanización: centro, zona residencial y espacios abiertos de uso público; en cada uno se seleccionaron 3 sitios donde se realizaron 10 conteos de punto de radio fijo, por sitio y estación del año, totalizando 360 conteos. La diversidad se midió con índice de Shannon (H'). Las diferencias en riqueza y abundancia se analizaron con la prueba de Kruskal-Wallis y las de diversidad con el Test t de diferencias de Shannon. Se determinó la importancia relativa de las especies utilizando el índice de importancia relativa (IR). Se registraron 51 especies, 34 en centro, 42 en zona residencial y 17 en espacios abiertos, las diferencias en abundancia, riqueza y diversidad fueron significativas. Las especies con IR mayor a 0.5 fueron el Gorrión (*Passer domesticus*) en centro y la Paloma Manchada (*Patagioenas maculosa*) en zona residencial y espacios abiertos. Los resultados indican que el tipo de urbanización afecta la biodiversidad, con impacto diferencial en la composición específica, abundancia, riqueza, diversidad e importancia relativa de las especies de aves.

PALABRAS CLAVE.- *ambientes áridos, América del Sur, aves, urbanización*

ABSTRACT.- The advance of urbanization leads to a decrease in biodiversity and it is necessary to know how its characteristics influence wildlife in order to mitigate its negative impact on cities and surrounding natural environments. Chilecito has 52 000 inhabitants with an accelerated growth in the last two decades. Our objective is to determine the composition, richness and diversity of birds in urban areas in Chilecito. Three cases of urbanization were defined: Downtown, Residential area and Open Space of Public Use; in each one 3 sites were selected sampling 10 fixed-radius point counts, per site and season, totaling 360 counts. Diversity was measured using the Shannon index (H'). Differences in richness and abundance were analyzed with the Kruskal-Wallis test and comparison of diversity with the Shannon's t-test for differences. Relative importance of species was determined using the relative importance index (RI). A total of 51 species were recorded, 34 in Downtown, 42 in Residential area and 17 in Open space. Differences in abundance, richness and diversity were significant. Species with IR greater than 0.5 were House Sparrow (*Passer domesticus*) in Downtown and Spot-winged Pigeon (*Patagioenas maculosa*) in Residential area and Open space, but with higher dominance in Open space. The results indicate that type of urbanization affects biodiversity, with differential impact on the specific composition, abundance, richness, diversity and relative importance of bird species.

KEYWORDS.- *arid environments, birds, South America, urbanization*

El crecimiento demográfico y la migración de la población rural a las ciudades ampliaron las fronteras urbanas en América Latina para albergar a más del 80% de la población, y en Argentina el 89.3%. Su crecimiento no planificado, sumado a las crisis económicas

de mediados del siglo XX, derivó en altas concentraciones de habitantes en áreas periurbanas y conflictos ambientales (Faggi y Martínez Carretero 2013).

Nos referimos a ambiente urbano cuando al me-

nos el 50% del área está ocupada por construcciones, 10 construcciones/ha y 10 habitantes/ha (Marzluff et al. 2001). Estos difieren en cobertura de vegetación, proporción de vegetación exótica y autóctona y construcciones, diferencias que en general, se observan en gradientes, desde centros comerciales y administrativos (donde la impermeabilización del suelo supera los espacios verdes) a zonas residenciales donde la vegetación aumenta (Blair 1996, Clergeau et al. 1998, Jokimäki y Huhta 2000, Fernández-Juricic y Jokimäki 2001, Leveau y Leveau 2004, Vincent 2005).

Las ciudades comparten diseños comunes como impermeabilización de suelos, construcciones, erradicación y modificación de la vegetación, postes, cableado, etc., que no consideran la biodiversidad de la región en la que se insertan y pocas especies nativas pueden adaptarse a las nuevas condiciones (Fernández-Juricic et al. 2004, Haedo et al. 2017, Haag et al. 2020). A medida que la urbanización aumenta disminuye la diversidad de la vida silvestre, por disminución de la riqueza y una mayor homogeneización biótica consecuencia del reemplazo de numerosas especies nativas por unas pocas muy abundantes (McKinney 2006, Silva et al. 2016, Cristaldi et al. 2017, Jokimäki et al. 2016).

Las aves son especialmente utilizadas para comprender el funcionamiento de sistemas naturales y su respuesta al impacto antrópico, por su sensibilidad a cambios del hábitat, bajo costo de estudio, facilidad de avistamiento y distribución, historia natural y sistemática bien conocidas (Wiens 1992, Lindenmayer et al. 2002, Coria et al. 2015, Fava y Acosta 2016, Benito et al. 2019).

Numerosos estudios muestran que a medida que el grado de urbanización aumenta hay menor riqueza y diversidad de aves y mayor biomasa total (Emlen 1974, Feninger 1983, Blair 1996, Clergeau et al. 1998, Miller et al. 2003); pocas especies son superabundantes, generalmente exóticas, o nativas generalistas, asociadas a ambientes modificados (Mills et al. 1989, Blair 1996, Clergeau et al. 1998, Jokimäki et al. 2002, Lucero et al. 2002). La diversidad de aves aumenta con la cobertura de vegetación, pero las nativas especialistas solo responden al incremento de la vegetación autóctona (Emlen 1974, Mills et al. 1989, Blair 1996, Marzluff y Ewing 2001, Fontana et al. 2011, Haedo et al. 2017, Haene 2018).

Conocer los patrones espaciales de abundancia y diversidad es importante para lograr una interpretación ecológica y de conservación, pero debemos considerar la composición de especies (Garaffa et al.

2009, Filloy et al. 2018) ya que la diversidad depende, especialmente, de la biología de las especies que habitan la región (Fernández-Juricic et al. 2004, Cristaldi et al. 2017) y como esta interactúa con las características de la ciudad.

Características ecológicas como gregarismo, no territorialidad, omnivoría o capacidad de usar estructuras humanas para nidificar, favorecen el éxito de ciertas especies en ciudades (Emlen 1974, Crooks et al. 2004, Heil et al. 2007) derivando en una homogeneización de los ensambles de aves de centros más urbanizados. Al acercarnos a áreas suburbanas se incrementa la similitud con el pool de especies de la región en que se encuentra (Garaffa et al. 2009, Aronson et al. 2014, Leveau et al. 2017a).

La respuesta de las especies al hábitat urbano puede variar entre áreas geográficas (González-Oreja 2011, Jokimäki et al. 2017, Bulacia 2021), y diferentes biomas (Leveau et al. 2017b, Filloy et al. 2018), así, la pérdida y homogeneización de especies son procesos asociados a las respuestas de cada una al cambio en la estructura del ambiente por urbanización (Fernández-Juricic et al. 2004, Juri 2007, Echevarría et al. 2011, Silva et al. 2016).

Los estudios de ecología urbana en Sudamérica son escasos comparados con el hemisferio norte, e igualmente sesgados hacia ciudades grandes (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez 2013, Pauchard y Barbosa 2013, Silva et al. 2016, Leveau et al. 2017a). Es recomendable ampliar el espectro de conocimiento sobre patrones y procesos relacionados con la urbanización que comprenda una mayor diversidad de situaciones (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez 2013). En este estudio se seleccionó la ciudad cabecera de Chilecito, centro urbano pequeño con aproximadamente 40 000 habitantes.

Las hipótesis son: 1) la riqueza, abundancia y diversidad del ensamble de aves de la ciudad es afectada por los cambios en la cobertura de vegetación y la impermeabilización del suelo, 2) la respuesta de las especies a estas características es influenciada por el comportamiento de búsqueda de alimento y el origen biogeográfico. Basados en estas hipótesis los objetivos son 1) conocer la variación en riqueza, diversidad y abundancia del ensamble de aves en los distintos ambientes urbanos; y 2) analizar el origen biogeográfico y el comportamiento de búsqueda de alimento de las especies y su variación en los distintos ambientes urbanos.

MÉTODOS

Área de estudio

Chilecito se encuentra en la Provincia de La Rioja, al sur de un valle a 1080 msnm, entre la sierra de Famatina y la del Velasco. Según proyecciones, basadas en el último censo nacional (2010), para el 2015 la población de su ciudad cabecera, donde se realizó el estudio, era de 37 700 habitantes (Dirección General de Estadística y Censo 2017). Las principales perturbaciones del ambiente son los cultivos de vid y olivo, la extracción de leña y el sobrepastoreo, agregándose en la última década, una acelerada expansión de la frontera urbana sin planificación, que avanza sobre áreas naturales, en general, cauces de ríos secos.

La biodiversidad corresponde a la ecorregión de Monte Sierras y Bolsones, estepa arbustiva alta con precipitaciones estivales de hasta 200 ml anuales. Las comunidades vegetales más frecuentes son la asociación de *Larrea cuneifolia*, *L. divaricata*, *Zuccagnia punctata*, *Parkinsonia praecox*, *Senna aphylla* y *Bulnesia retama* en conos de deyecciones, laderas y valles intermontanos y bosques de algarrobos (*Neltuma sp*) en zonas con mayor humedad; a medida que ascendemos se presentan grandes cactáceas y cojines de Bromeliáceas

característicos de la prepuna (Morello 1958, Burkart et al. 1999, Pol et al. 2005, Cabido et al. 2018).

Diseño del estudio

Se ubicaron sitios de observación en tres tratamientos con situaciones contrastantes en niveles de urbanización y cobertura de vegetación: centro, zona residencial y espacios abiertos de uso público (Fig. 1).

El centro (C) con alta concentración de edificaciones y reducida cobertura de vegetación, fuerte flujo de transeúntes y vehículos, calles y veredas angostas con escasos árboles o arbustos, en general, pequeños y exóticos. Los sitios se ubicaron al fondo de dos casas residenciales (C1 y C2) y de un edificio comercial (C3).

La zona residencial (ZR), son barrios periféricos, dos con más de cuatro décadas de antigüedad (ZR1 y ZR2) y el tercero 25 años (ZR3) caracterizado por casas familiares con terrenos de aproximadamente 15m X 30m, fondos y jardines con vegetación. Los espacios abiertos de uso público (EAP) son plazas y parques: Plaza Caudillos Federales (plaza principal, 1.6 ha), Parque Municipal (1.3 ha) y Parque de la Ciudad (7 ha.). Los dos primeros antiguos, con árboles maduros, el tercero de pocos años de creación con palmeras adultas y renovales de árboles.

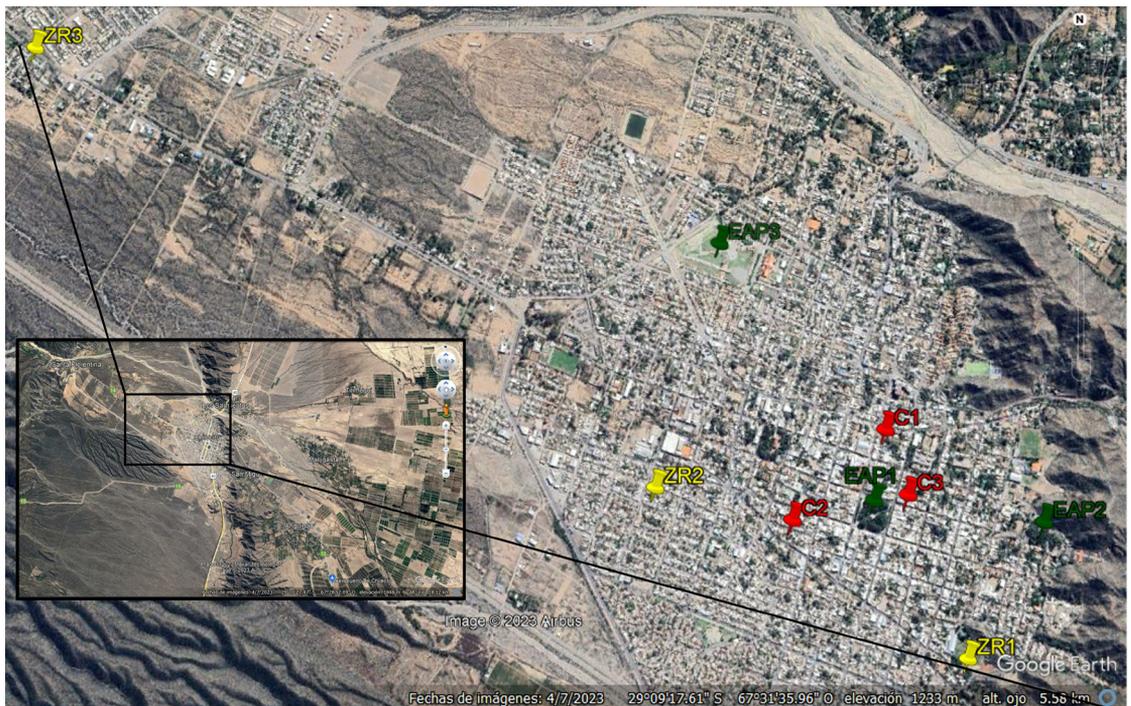


Figura 1. Sitios seleccionados para los relevamientos en la Ciudad Cabecera de Chilecito, La Rioja, Argentina. En verde los espacios abiertos (EAP), en amarillo los sitios de zona residencial (ZR) y en verde los sitios de centro (C).

El grado de urbanización se define principalmente por la superficie impermeabilizada y la cobertura de vegetación, por lo que se calculó el porcentaje de cemento (suelo impermeabilizado), tierra (suelo desnudo), césped, así como el número de árboles y arbustos, en círculos de 30m de radio de los puntos de conteo de zona residencial y centro y del área total de espacios abiertos. En el caso de los árboles y arbustos se calculó, tanto para las áreas circulares como para los espacios abiertos, el número medio para 100m².

En cada sitio de los tres tratamientos, entre 2015 y 2016, se realizaron 10 conteos de punto de radio fijo de 20 m, registrándose las especies vistas u oídas durante 10 minutos (Bibby et al. 2000), 5 conteos a la mañana y 5 a la tarde en picos de actividad, por sitio y estación del año totalizando 360 conteos. Las aves fueron observadas con binoculares de 10 x 50 mm; para su identificación se utilizaron guías de campo (Narosky e Yzurietta 2010, López-Lanús 2020).

Se clasificó las especies por su distribución geográfica siguiendo la Lista de las Aves Argentinas (Roesler y González Táboas 2016) en: exóticas (Ex); amplia distribución (AD), ocupan el norte y todo o gran parte del país; Monte (M), especies características del Monte, Puna, Prepuna y Altos Andes; y (OE), autóctonas, pero de otras ecorregiones del Argentina.

La estructura del ensamble de aves, en cada tratamiento, se estudió agrupando a las especies según cómo buscan el alimento (tácticas) y dónde (hábitats) (Juri 2007, Echevarría et al. 2011, Bulacia 2021), siguiendo la descripción de su biología de Canevari et al. 1991 y de la Peña 2015, resultando cuatro grupos funcionales (GF). GF1: aves que buscan el alimento desplazándose por el suelo, GF2: por la vegetación, GF3: por el suelo y la vegetación y GF4: desde el aire y/o perchas.

Análisis estadístico

Se calculó el índice de Diversidad de Shannon (H'), aplicando Test t de diferencias de Shannon, y números efectivos de especies o diversidad verdadera (Moreno et al. 2011, Jost y González-Oreja 2012, Cruz Flores et al. 2017).

La riqueza y abundancia fueron comparadas mediante la prueba de Kruskal-Wallis. Para los estimadores de riqueza se utilizó el programa EstimateS (Colwell 2013), empleando el estimador Jackknife 1 para comparar la curva de acumulación de especies, como estimador del límite inferior de la riqueza (González-Oreja et al. 2010).

Se graficó la curva de rango-abundancia (curva de Whittaker) para cada tratamiento como el logaritmo (base 10) del pi (ni/N) de cada especie, cómo complemento se calculó el IR (índice de importancia relativa), como $[(ni \cdot Mi) / (N \cdot n^o \text{ de conteos})] \cdot 100$ (Bucher y Herrera 1981) donde ni es el número de individuos de la especie i; Mi el número de censos donde se presenta la especie i; N el número total de individuos del ensamble.

La presencia y abundancia de aves observadas en diferentes tratamientos se analizó con un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Para el ordenamiento se utilizó el procedimiento metaMDS y el procedimiento envifit se evaluó la significancia estadística de los factores y variables que pudieran incidir sobre el ordenamiento. Entre los factores se analizó tratamiento y entre las variables ambientales se seleccionaron: cobertura de árboles, arbustos y cemento. Ambos procedimientos están incluidos en la librería Vegan (Oksanen et al. 2020) en el programa R (R Core Team (2021)).

RESULTADOS

Se registraron 6828 individuos, 51 especies y 21 familias. Se sumaron 4 especies, fuera de los conteos, no consideradas en análisis estadísticos. De las 112 especies registradas por Lobo Allende (2019) en el Valle, 40 se encontraron en la ciudad (Tabla 1).

El modelo Jackknife 1 indica que el muestreo incluye el 81.09% de las especies en centro, 82.48% en zona residencial y el 100% en espacios abiertos.

De los espacios abiertos, el Parque Municipal es el que presentó mayor cobertura de árboles (Fig. 2a). En Parque de la Ciudad el 45% son palmeras, el resto árboles exóticos jóvenes, y solo tres adultos, dos exóticos y un autóctono. En el Parque Municipal hay 154 árboles, 3 autóctonos, el resto exóticos, de los cuales el 32% son olivos. La cobertura de cemento en Parque de la Ciudad y en Plaza principal es mayor que la de césped y tierra sumadas mientras que en Parque Municipal es menor (Fig. 2b).

Los sitios de zona residencial y centro fueron diferenciados por su cercanía al punto central de la ciudad. En centro, C3 es el que presenta mayor cobertura de cemento y C1 mayor cobertura de césped y tierra, quedando C2 en posición intermedia. En C1 se registraron 10 árboles, en C2 8 y en C3 5, pero sólo en C1 3 son autóctonos, al igual que 3 arbustos que se presentaron (Fig. 2a y b).

Tabla 1. Lista de las especies registradas en la Ciudad de Chilecito clasificadas por grupo funcional (GF). n: número de individuos por especie. Valle: especies registradas en el trabajo de Lobo Allende 2019 en el Valle Antinaco – Los Colorados. DO: distribución original de las especies (Ex: exótica, AD: de amplia distribución en Argentina, OE: de otras ecorregiones de Argentina, M: de las ecorregiones del Monte).

Familia	Nombre científico	Nombre común	n	Valle	DO
GF 1: Aves que buscan el alimento desplazándose por el suelo					
Columbidae	<i>Columba livia</i>	Paloma Doméstica	1036	X	Ex
Columbidae	<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma Manchada	2442	X	AD
Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	36	X	AD
Columbidae	<i>Columbina picui</i>	Torcacita Picuí	355	X	AD
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Tero	5	X	AD
Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i>	Garcita Bueyera	FC		AD
Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	94	X	AD
Furnariidae	<i>Furnarius cristatus</i>	Hornerito Copetón	2		OE
Tyrannidae	<i>Machetornis rixosa</i>	Picabuey	33		AD
Turdidae	<i>Turdus chiguanco</i>	Zorzal Chiguanco	66	X	M
Mimidae	<i>Mimus triurus</i>	Calandria Real	9	X	AD
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	47	X	AD
Icteridae	<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Tordo Pico Corto	2		AD
Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo Renegrido	1	X	AD
GF 2: Aves que buscan el alimento desplazándose por la vegetación					
Trochilidae	<i>Sappho sparganurus</i>	Picaflor Cometa	51	X	M
Trochilidae	<i>Patagona gigas</i>	Picaflor Gigante	FC		M
Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Picaflor Verde	66	X	AD
Trochilidae	<i>Elliotomyia chionogaster</i>	Picaflor Vientre Blanco	6		OE
Picidae	<i>Melanerpes cactorum</i>	Carpintero del Cardón	29	X	M
Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero Real	12		AD
Picidae	<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero Campestre	1	X	AD
Psittacidae	<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra	8	X	AD
Psittacidae	<i>Cyanoliseus patagonus</i>	Loro Barranquero	6	X	M
Psittacidae	<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	Calancate Cabeza Azul	101	X	M
Furnariidae	<i>Leptasthenura platensis</i>	Coludito Copetón	2	X	AD
Furnariidae	<i>Cranioleuca pyrrhophia</i>	Curutié Blanco	2	X	AD
Cotingidae	<i>Phytotoma rutila</i>	Cortarramas	116	X	AD
Tyrannidae	<i>Stigmatura budytoides</i>	Calandrita	2	X	M
Tyrannidae	<i>Anairetes flavirostris</i>	Cachudito Pico Amarillo	1	X	M
Tyrannidae	<i>Anairetes parulus</i>	Cachudito Pico Negro	1	X	M
Tyrannidae	<i>Serpophaga munda</i>	Piojito de Vientre Blanco	1		M
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Ratona	102	X	AD
Fringillidae	<i>Spinus magellanicus</i>	Cabecitanegra	24	X	AD
Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Boyerito	27		AD

Familia	Nombre científico	Nombre común	n	Valle	DO
Parulidae	<i>Myioborus brunniceps</i>	Arañero Corona Rojiza	FC		OE
Thraupidae	<i>Catamenia analis</i>	Piquitodeoro Chico	2	X	M
Thraupidae	<i>Rauenia bonariensis</i>	Naranjero	209	X	AD
Thraupidae	<i>Thraupis sayaca</i>	Celestino	3	X	OE
GF 3: Aves que buscan el alimento desplazándose por el suelo y la vegetación					
Cuculidae	<i>Guira guira</i>	Pirincho	48		AD
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	1637		Ex
Thraupidae	<i>Saltator coerulescens</i>	Pepitero Gris	2		OE
Thraupidae	<i>Saltator aurantirostris</i>	Pepitero de Collar	6	X	AD
GF 4: Aves que buscan el alimento desde el aire y/o perchas					
Cathartidae	<i>Vultur gryphus</i>	Cóndor Andino	FC	X	M
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	Jote Cabeza Colorada	4	X	AD
Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	Taguató	15	X	AD
Accipitridae	<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Aguilucho Ñanco	2	X	AD
Accipitridae	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	Águila Mora	2	X	AD
Falconidae	<i>Daptrius chimango</i>	Chimango	8	X	AD
Falconidae	<i>Falco sparverius</i>	Halconcito Colorado	3	X	AD
Tyrannidae	<i>Suiriri suiriri</i>	Suiriri Gris	24		AD
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	Benteveo	124	X	AD
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suirirí Real	10	X	AD
Tyrannidae	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Burlisto Cola Castaña	1	X	OE
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina Barranquera	3	X	AD
Hirundinidae	<i>Progne elegans</i>	Golondrina Negra	39	X	AD

Referencias: La nomenclatura científica sigue la utilizada por la South American Classification Committee (American Ornithological Society) y para los nombres comunes se utiliza la lista de Mazar Barnett y Pearman 2001 con algunas modificaciones sobre la base de Gallegos et al. 2020.

Tabla 2. Abundancia y Riqueza de aves por ambiente urbano. Resultado del análisis de Kruskal Wallis.

Número de especies	Medias	D.E.	Medianas	H	p	Riqueza total	
Centro	4.47	1.87	5	a	22.99	<0.001	34
Zona residencial	5.16	3.29	4	a			42
Espacios abiertos	3.33	2.2	3	b			17
Abundancia	Medias	D.E.	Medianas	H	p	Ab. Total	
Centro	15.08	7.42	15	a	14.26	<0.001	1810
Zona residencial	14	10.1	12	a			1666
Espacios abiertos	27.93	30.3	21.5	b			3352

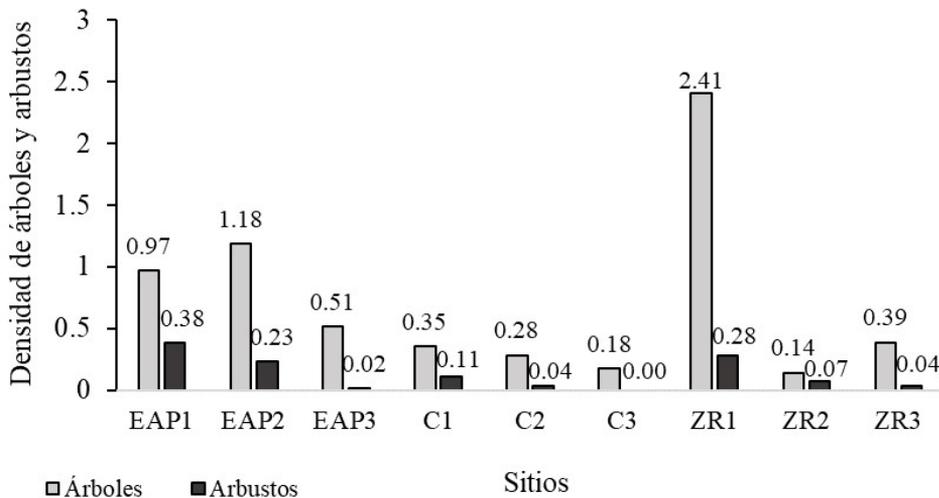


Figura 2. a. Densidad de árboles y arbustos cada 100 m² en cada ambiente urbano de la Ciudad de Chilecito.

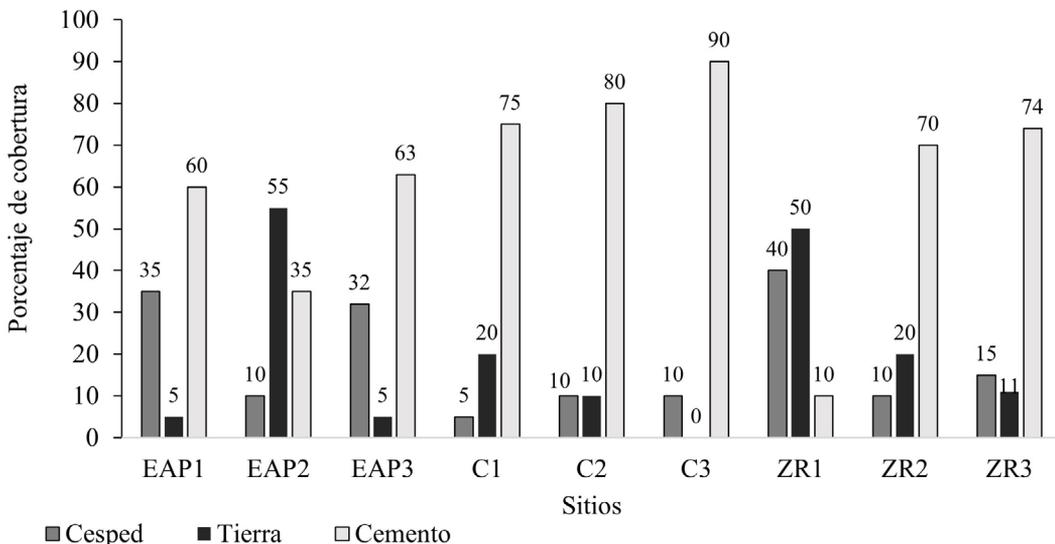


Figura 2. b. Porcentaje de cobertura de tierra, cemento y césped en cada tipo de urbanización de la Ciudad de Chilecito. C: centro, ZR: zona residencial, EAP: espacio abierto.

De los sitios de zona residencial, ZR1 es el que presentó mayor cobertura de tierra, césped y vegetación, con más del 50% de los árboles autóctonos, mientras que ZR2 se asemeja a C1, pero con mayor cobertura de césped; ZR3 tuvo una cobertura de cemento como la de C1, pero con mayor proporción de césped que de tierra (Fig. 2a y b).

La riqueza de especies de aves fue mayor en zona residencial y centro que en los espacios abiertos, mientras que la abundancia fue significativamente mayor en espacios abiertos (Tabla 2). La zona residencial presentó la mayor diversidad de orden 1 (¹D), (Tabla 3), con un valor que representa casi el doble del

número de especies efectivas del centro comercial, y este a su vez, casi el doble que los espacios abiertos. La ²D sigue tendencias similares, pero menos marcadas y H' también es mayor en zona residencial y menor en espacios abiertos con diferencias significativas entre todos los tratamientos ($p = 0.001$).

La ordenación NMDS mostró la agrupación de los conjuntos de especies de aves por niveles de urbanización (Fig. 3). El ajuste estadístico mostró que estos agrupamientos indican efectos significativos del nivel de urbanización ($r^2 = 0.33$, $P < 0.001$) y de las tres variables ambientales, cobertura de árboles ($r^2 = 0.44$, $P < 0.001$), arbustos ($r^2 = 0.61$, $P < 0.001$) y cemento ($r^2 =$

0.47, $P < 0.001$) sobre el ordenamiento.

De las especies registradas 62% es de amplia distribución, y de mayor a menor porcentaje, de Monte, otras ecorregiones del país (Chaco Seco y/o Espinal y una especie típica de Yungas) y dos exóticas: el Gorrión y la Paloma Doméstica (*Columba livia*) (Tabla 1).

En los tres tratamientos se encuentran las dos especies exóticas, siendo más abundantes en el centro, y las aves de amplia distribución contribuyen con el mayor número de especies, y representan el mayor porcentaje de individuos en la zona residencial y los espacios abiertos (Tabla 4).

Los cuatro grupos funcionales se encuentran en toda la ciudad, en el centro y zona residencial los grupos funcionales 1 y 3 fueron más abundantes, mientras que en los espacios abiertos el grupo funcional 1. Los grupos funcionales 1 a 3 presentaron el mayor número de especies en la zona residencial y el 4 en el centro (Tabla 5).

En la figura 4 se muestran las curvas del rango de abundancia y valores de IR de las especies con IR mayor a 0.5 en al menos uno de los tratamientos. La curva de la zona residencial, por su forma y longitud, muestra una diversidad mayor que la del centro y espacios abiertos, siendo este último el menos diverso. Se realizó una prueba de Kruskal Wallis, de cada una de las especies con IR alto, para definir si diferencias observadas en este índice entre los ambientes, se corresponden con diferencias en abundancia (Fig. 5).

El Gorrión es la especie que domina en centro y zona residencial y la Paloma Manchada (*Patagioenas maculosa*) es la que predomina en los espacios abiertos, quedando en segundo y tercer lugar las dos especies exóticas. Entre zona residencial y centro las diferencias se encuentran en las especies que ocupan del segundo lugar en adelante; en centro la Paloma Doméstica, luego la Paloma Manchada, el Cortarramas (*Phytotoma rutila*), el Naranjero (*Rauenia bonariensis*) y

la Torcacita (*Columbina picui*). En zona residencial la Paloma Doméstica se registró en un número muy bajo respecto a los otros tratamientos, solo 35 individuos contra 379 y 622 del centro y los espacios abiertos respectivamente; el orden de las especies con IR alto cambia y se agregan Benteveo (*Pitangus sulphuratus*),

Tabla 3. Diversidad de orden 0 (0D), 1 (1D) y 2 (2D) e índice de diversidad de Shannon para los ensambles de aves en cada ambiente urbano. Entre paréntesis se presentan los intervalos de confianza al 95%.

	Centro	Zona residencial	Espacios abiertos
0D	34 (29-34)	42 (37-42)	17 (16-17)
1D	6.92 (6.42-7.30)	13.52 (12,49-14,20)	3.71 (3.55-3.85)
2D	3.89 (3.64-4.14)	7.31 (6.71-7.92)	2.39 (2.30-2.49)
H'	1.93 (1.99-2.12)	2.60 (1.98-2.13)	1.31 (2.01-2.11)

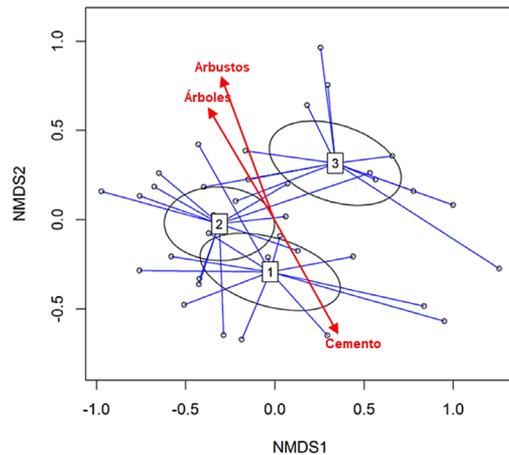


Figura 3. Ordenamiento NMDS de los ensambles de aves de los tres ambientes estudiados. 1: centro, 2: zona residencial y 3: espacios abiertos. La figura también indica el efecto significativo y dirección de las variables ambientales sobre el ordenamiento: densidad de árboles, arbustos y cemento.

Tabla 4. Número de especies, abundancia y porcentaje de individuos de las especies de aves según su distribución original en cada ambiente urbano. C: centro, ZR: zona residencial, EAP: espacio abierto, Ex: exótica, AD: de amplia distribución en Argentina, OE: de otras ecorregiones de Argentina, M: de las ecorregiones del Monte.

	Número de especies			Abundancia			Porcentaje de individuos		
	C	ZR	EAP	C	ZR	EAP	C	ZR	EAP
AD	24	29	14	536	901	2405	29.61	54.1	71.75
Ex	2	2	2	1186	546	941	65.52	32.8	28.07
M	6	8	1	84	209	6	4.64	12.5	179
OE	2	3	0	4	10	0	221	0.6	0

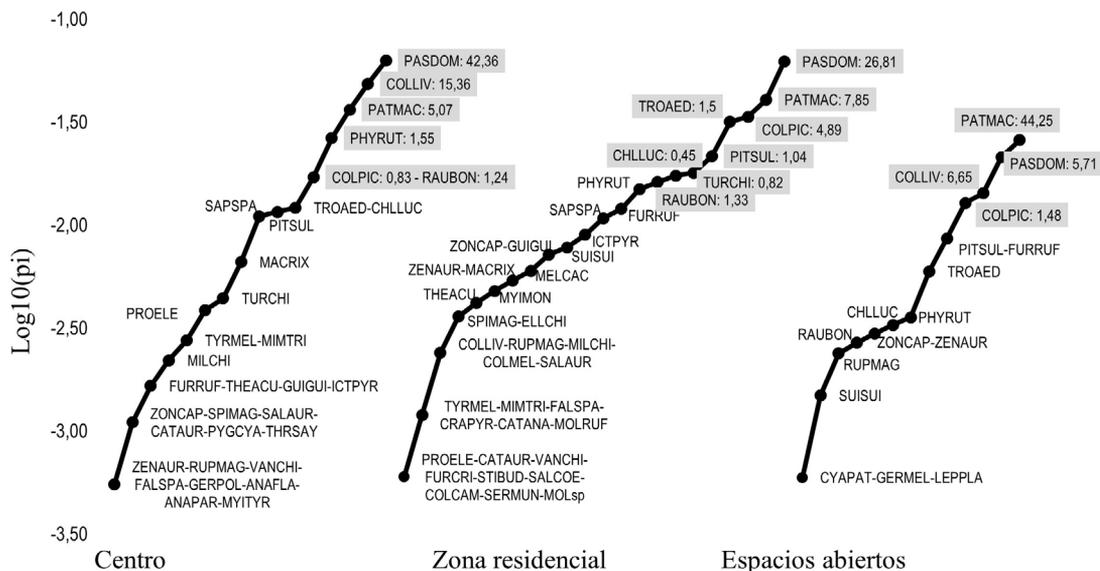


Figura 4. Rango de abundancia de las especies registradas por ambiente urbano. Se encuentran sombreadas las especies con IR mayor a 0.5 acompañadas de su valor de IR. Las especies se identifican con un código donde se encuentran las tres primeras letras del género seguidas de las tres primeras letras de la especie.

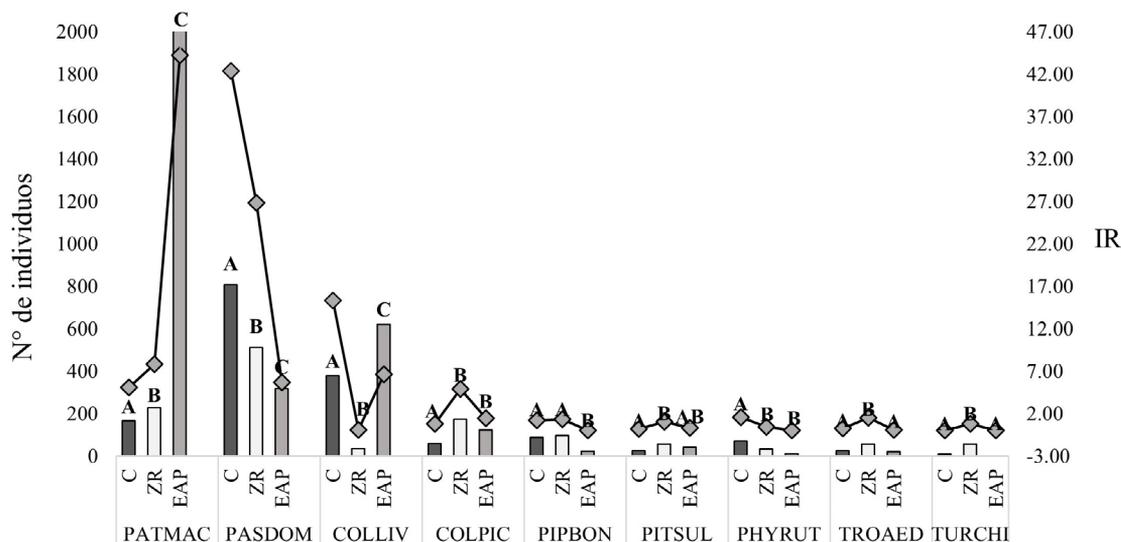


Figura 5. IR y número de individuos de las especies con IR mayor a 0.5. Las líneas corresponden a los valores de IR y las barras al número de individuos: las más oscuras a los espacios abiertos (EAP) y las más claras a la zona residencial (ZR), las de color intermedio al centro (C). Letras diferentes (a, b, c) indican diferencias significativas en el número de individuos.

Ratona (*Troglodites aedon*), Zorzal Chiguanco (*Turdus chiguanco*) y Picaflor Verde (*Chlorostilbon lucidus*) (Figs. 4 y 5).

Las diferencias también se dan en la abundancia entre los tratamientos, la Paloma Manchada con mayor abundancia en espacios abiertos y menor en centro con diferencias significativas entre los tratamientos (Kruskal Wallis: $H = 63.05$; $p = <0.0001$). El Gorrión

ocupa el primer lugar en centro y zona residencial, pero es en el primero donde tiene una abundancia significativamente mayor (Kruskal Wallis: $H = 57.79$; $p = <0.0001$) y en espacios abiertos menor (Figs. 4 y 5).

La Paloma Doméstica es beneficiada por el centro, en segundo lugar, los espacios abiertos, siendo baja su abundancia en zona residencial, con diferencias significativas entre tratamientos (Kruskal Wallis: $H =$

Tabla 5. Número de especies, abundancia y porcentaje de individuos de las especies de aves según su grupo funcional (GF) en cada uno de los ambientes urbanos y del ensamble total. C: centro, ZR: zona residencial, EAP: espacio abierto, GF1: aves que buscan el alimento desplazándose por el suelo, GF2: por la vegetación, GF3: por el suelo y la vegetación y GF4: desde el aire y/o perchas.

	Número de especies				Abundancia				Porcentaje de individuos			
	C	ZR	EAP	T	C	ZR	EAP	T	C	ZR	EAP	T
GF1	10	13	6	13	650	581	2897	4128	35.91	34.87	86.43	60.46
GF2	11	17	6	22	270	426	76	772	14.92	25.57	2.27	11.31
GF3	3	4	1	4	813	561	319	1693	44.92	33.67	9.52	24.79
GF4	10	8	4	12	77	98	60	235	4.25	5.88	1.79	3.44

70.62; $p < 0.0001$). La Torcacita Picuí tuvo una abundancia significativamente menor en centro, respecto de zona residencial y espacios abiertos que no mostraron diferencias entre sí (Kruskal Wallis: $H = 12.33$; $p = 0.0003$).

El Naranjero tiene una abundancia significativamente menor en espacios abiertos, no siendo significativa la diferencia entre zona residencial y centro (Kruskal Wallis: $H = 6.84$; $p = 0.0006$).

Benteveo, Ratona y Zorzal Chiguanco presentan IR alto sólo en zona residencial. La primera con una abundancia significativamente mayor a la de centro, pero no a la de espacios abiertos (Kruskal Wallis: $H = 4.18$; $p = 0.0226$) y las otras dos especies con abundancia significativamente mayor a centro y espacios abiertos (Ratona: Kruskal Wallis: $H = 17.09$; $p = 0.0001$; Zorzal Chiguanco: Kruskal Wallis: $H = 11.51$; $p < 0.0001$).

El Cortarramas alcanzó un IR alto sólo en centro, aunque en zona residencial es de 0,43, y su abundancia fue significativamente mayor a la de los otros tratamientos (Kruskal Wallis: $H = 18.54$; $p < 0.0001$). El Picaflor Verde presenta IR de 0.45 en zona residencial donde su abundancia es significativamente mayor respecto a espacios abiertos (Kruskal Wallis: $H = 18.54$; $p < 0.0001$).

Por último, sólo el Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) y el Loro Barraquero (*Cyanoliseus patagonus*) fueron catalogadas como amenazadas en el Libro Rojo de Aves Argentinas (especies que, por exceso de caza, destrucción del hábitat, etc., son susceptibles de pasar a la situación de peligro de extinción), categoría equiparada con Vulnerable de la UICN (MAYDS y AA 2017).

DISCUSIÓN

La urbanización tiene un profundo efecto sobre la biodiversidad (Aronson et al. 2014, Jokimäki et al.

2016) afectando la abundancia de las especies tanto positiva como negativamente (Menon y Mohanraj 2016). Nuestros datos muestran que de las 112 especies registradas en el valle (Lobo Allende 2019), 40 se encontraron en la ciudad y las dos especies más abundantes fueron exóticas.

Respecto al primer objetivo, nuestros datos concuerdan con numerosos trabajos: la riqueza y diversidad de aves disminuye cuando se intensifica la urbanización, aumenta la superficie impermeabilizada y construida y disminuye la cobertura de vegetación (Garaffa et al. 2009, Fontana et al. 2011, Silva et al. 2016, Cristaldi et al. 2017, Benito et al. 2019).

Los espacios abiertos son los menos diversos. El Parque municipal, con alta proporción de suelo desnudo es el que tiene más árboles, pero en su mayoría exóticos y la tercera parte representada por una especie, el olivo. La plaza principal, tiene menos árboles, mayor impacto humano, y alta impermeabilización del suelo, como el Parque de la Ciudad con escasa vegetación (Fig. 2a y b). Los tres sitios con un estrato medio prácticamente inexistente. Numerosos trabajos demuestran que la falta de cobertura de vegetación y la ausencia de arbustos es un factor que incide negativamente en la diversidad de aves (Jokimäki y Huhta 2000, Juri 2007, Silva et al. 2016, Muñoz-Pedrerros et al. 2018, Benito et al. 2019).

En Tucumán ciertas zonas residenciales presentaron mayor diversidad de aves que los parques, tres espacios verdes (255 ha en total) con una diversa arboleda, pero sin estratos de vegetación intermedios, representados en zonas residenciales por arbustos ornamentales y cercos (Lucero et al. 2002, Juri 2007, Bulacia 2021).

En Chilecito, la zona residencial presenta el mayor número de especies y diversidad, con diferencias significativas sólo con los espacios abiertos (Tabla 2). Pero ²D de centro y espacios abiertos son más simi-

lares entre sí, debido a que en ambos la abundancia relativa de las especies dominantes es mucho mayor (Fig. 5).

La zona residencial presentó el menor valor IR de la especie dominante, por el aumento de especies e individuos de nativas y la menor abundancia de especies exóticas, lo que coincide con otros trabajos donde una mayor cobertura y diversidad estructural de la vegetación, y menor impermeabilización del suelo, promueve la presencia de aves nativas (Juri 2007, Filloy et al. 2010, Silva et al. 2016, Cristaldi et al. 2017, Jokimäki et al. 2016, Leveau et al. 2017a, Benito et al. 2019, Bulacia 2021).

Es importante destacar la escasa diferencia entre zona residencial y centro. En Sudamérica las áreas urbanas más desarrolladas son generalmente los centros administrativos y comerciales y la intensidad de desarrollo decrece a medida que nos alejamos de estos (Filloy et al. 2018). En ciudades grandes este gradiente es claro, pero en ciudades pequeñas como Chilecito, los centros comerciales y administrativos conservan residencias con jardines y fondos que contribuyen a disminuir las diferencias con la zona residencial tan marcada en otros estudios.

Los patrones reportados en la literatura indican que la biomasa total de aves aumenta hacia el núcleo urbano por el predominio de unas pocas especies que contribuyen a homogeneización biótica (Clergeau et al. 1998, Marzluff et al. 2001, Leveau y Leveau 2004, MacKieny 2006, Garaffa et al. 2009, Fontana et al. 2011, Menon y Mohanraj 2016). En general, estas especies corresponden a especies exóticas y nativas de amplia distribución, comunes en sistemas urbanos y agrícolas (Fava y Acosta 2016, Benito et al. 2019). Por su parte los hábitats suburbanos, con mayor volumen de vegetación, presentan especies del grupo regional adaptadas a los bordes (Leveau et al. 2017a).

Lo antes dicho se relaciona con el segundo objetivo que incluye analizar el origen biogeográfico de las especies. Numerosos estudios sugieren que las especies responden de diferente forma a las variaciones del ambiente, lo que resulta en una composición específica para el grado de urbanización (Blair 1996, Jokimäki et al. 2002, Crooks et al. 2004, Fernández-Juricic et al. 2004, Heil et al. 2007), esto concuerda con nuestros resultados. Las características urbanas determinan, en gran parte, la composición funcional de los ensambles de aves en término de dieta y hábitat de forrajeo, la pérdida de grupos funcionales no es azarosa (Menon y Mohanraj 2016, Silva et al. 2016, Cristaldi et al. 2017).

Los efectos del disturbio en las aves también dependen de la ecología del organismo que determina su capacidad para soportarlo, por lo tanto, especies de una determinada región biogeográfica, responden en forma similar a las condiciones de un ambiente urbano (Vides Almonacid 1992, González-Oreja 2011). La Paloma Doméstica y el Gorrión son comunes en los ensambles urbanos de todo el mundo y típicas de áreas intensamente urbanizadas (Leveau y Leveau 2004, Juri 2007, Menon y Mohanraj 2016, Cristaldi et al. 2017, Leveau et al. 2017 a-b, Filloy et al. 2018, Benito et al. 2019), su éxito responde a que son gregarias, omnívoras y usan estructuras humanas como sitios de descanso y nidificación (Emlen 1974, Crooks et al. 2004, Vincent 2005, de la Peña 2015).

Las especies exóticas y de amplia distribución, beneficiadas por la urbanización, presentaron abundancias relativas y absolutas diferentes entre tratamientos (Tabla 4). Algo similar ocurre con los grupos funcionales, siendo 1 y 3 los que incluyeron a las especies dominantes (Tabla 5) el Gorrión, una exótica del grupo funcional 3 y la Paloma Doméstica (exótica) y la Paloma Manchada, de amplia distribución, ambas del grupo funcional 1.

A continuación, analizaremos la variación en los distintos ambientes urbanos de los grupos funcionales, y dentro de estos, el origen biogeográfico de las especies que lo componen. En los espacios abiertos, de mayor abundancia y menor diversidad, el grupo funcional 1 es el más abundante como consecuencia de la Paloma Manchada, en segundo lugar, con IR mucho menor, la Paloma Doméstica y en tercer lugar la Torcacita Picuí, de amplia distribución (Figs. 4 y 5). En zona residencial la Paloma Doméstica presenta un número muy bajo relacionado a los otros tratamientos y en centro tiene un IR mayor que la Paloma Manchada (Fig. 4 y 5).

La Paloma Manchada, una especie en expansión que ocupa ambientes antropizados (Ortiz et al. 2018), es autóctona y característica de la región de Monte, y en el Valle es una de las de mayor frecuencia (Lobo Allende 2019). En nuestra ciudad es dominante y no la Paloma Doméstica, como ocurre en gran parte de las urbanizaciones, y junto a la cual es común observarla alimentándose (Juri obs. pers.), nidifica preferentemente en árboles y no en edificaciones. En ciudades de San Juan, Provincia incluida en Monte de Sierras y Bolsones, fue muy común (Fava y Acosta 2016, Ortiz et al. 2018), pero no se encuentra en urbanizaciones de Tucumán (Juri 2007). En Arequipa, Perú, sólo se registró en ambientes suburbanos y en Mar del Plata y La Plata (Buenos Aires, Argentina) su abundancia

relativa es baja (Montalti y Kopij 2001, Perepelizin y Faggi 2009, Leveau et al. 2017a, Luque Fernández et al. 2018).

La Torcacita Picuí con IR alto en los tres tratamientos es común en urbanizaciones de Buenos Aires, Tucumán y San Juan (Leveau y Leveau 2004, Juri 2007, Perepelizin y Faggi 2009, Ortiz et al. 2018) y considerada indicadora de efecto antrópico junto a las exóticas (Perepelizin y Faggi 2009, Coria et al. 2015).

El Zorzal Chiguanco, especie típica del Monte, alcanzó un IR alto en todo el ensamble, pero sólo se destacó en zona residencial (Fig. 4 y 5), si bien Canevari et al. (1991) señalan que es común en parques y jardines, en urbanizaciones de ambientes más húmedos no se registró (Montalti y Kopij 2001, Juri 2007, Garaffa et al. 2009, Perepelizin y Faggi 2009, Leveau et al. 2017a, Haag et al. 2020, Bulacia 2021) solo en el presente trabajo y en los realizados en San Juan y Santiago del Estero, provincias de Ecorregiones áridas (Coria et al. 2015, Fava y Acosta 2016); mostrando que habita en ambientes urbanos en el rango de su distribución original.

Las especies del grupo funcional 1 se caracterizan por buscar alimento caminando, explotando suelos con césped y desnudos (Bulacia 2021). En Chilecito, con gran parte de su superficie cubierta de cemento, especies como el Hornero (*Furnarius rufus*), el Tordo Renegrado (*Molothrus bonariensis*) o el Picabuey (*Machetornis rixosa*) si bien se registraron, no presentaron abundancias altas como en otras ciudades del país.

El grupo funcional 2 es el de mayor riqueza, y donde se encuentran 10 de las 12 especies de Monte, pero el de menor abundancia. Solo el Naranjero presentó un IR alto, es una especie de amplia distribución común en parques y jardines del país (Canevari et al. 1991, de la Peña 2015), que estuvo presente en los tres tratamientos (Fig. 4 y 5).

El Cortarramas, de amplia distribución, no es común en ambiente urbanos. En trabajos realizados en ciudades de Argentina (Tucumán, Buenos Aires y Mar del Plata) no se la menciona (Leveau y Leveau 2004, Juri 2007, Juri y Chani 2009, Perepelizin y Faggi 2009, Leveau et al. 2017a). En San Juan, de la misma ecorregión, pero más grande que Chilecito (700 000 habitantes), es común en ambientes urbanos (Ortiz et al. 2018); es exclusivamente sudamericana, se alimenta de hojas, frutos y brotes, principalmente de hojas de *Neltuma flexuosa* y *Lycium cestroides* en su ambiente natural (López de Casenave 2001, Bucher et al. 2003, Ríos et al. 2014). No se cuenta con los datos para determinar de que se alimenta en Chilecito,

pero *Neltuma chilensis* y *Lycium* sp., se encuentran en la ciudad y específicamente en el sitio de centro, donde se registró el mayor número y pichones en época de reproducción.

La Ratona, de amplia distribución, es común en ciudades de Argentina (Juri 2007, Coria et al. 2015, Leveau et al. 2015, Fava y Acosta 2016, Bulacia 2021), busca su alimento en los estratos bajos de la vegetación (Canevari et al. 1991). En Chilecito está presente en las tres urbanizaciones, pero con abundancia significativamente mayor en zona residencial (Fig. 4).

El Celestino (*Thraupis sayaca*) se encuentra en expansión y sería beneficiada por poblados y arboledas exóticas (Bodrati y Ferrari 2014).

Se registraron cuatro especies de picaflores, una fuera de censo y el resto con IR bajo, pero es importante destacar que el Picaflor Cometa (*Sappho sparganurus*) y el Picaflor Gigante (*Patagona gigas*), ambos del Monte, se observaron generalmente libando en especies autóctonas: *Ligaria cuneifolia* y *Nicotiana glauca* respectivamente, mostrando la importancia de incorporar plantas nativas para aumentar la presencia de estas especies (Haene 2018).

La cobertura de vegetación es un determinante de la diversidad en áreas urbanas (Mills et al. 1989, Blair 1996, Fernández-Juricic et al. 2004, Leveau y Leveau 2004, Haedo et al. 2017), el grupo funcional 2 se encuentra mejor representado en zona residencial y centro y es el que incluye casi todas las especies del Monte del ensamble, ambas urbanizaciones con una estructura más compleja de la vegetación y mayor proporción de especies vegetales autóctonas.

En otros estudios se demostró que la vegetación nativa provee más recursos alimenticios y estructuras para la nidificación a las aves autóctonas (Mills et al. 1998, Marzluff y Ewing 2001, Echevarría et al. 2011).

En Argentina se observó que los ensambles urbanos fueron más similares al natural en biomas húmedos que en áridos, sugiriendo que las urbanizaciones de los primeros conservan elementos del ambiente natural, cómo árboles nativos, mientras que las de ambientes áridos, tienen árboles exóticos y escasos elementos arbustivos (Fillooy et al. 2018), lo que también sucede en Chilecito.

El grupo funcional 3 es afectado tanto por la vegetación como por la cobertura del suelo y en consecuencia el menos diverso.

El grupo funcional 4 es el único con más especies en centro (Tabla 5), en general necesita espacios

abiertos y perchas para buscar el alimento (árboles, cables, postes y otros tipos de construcciones). Podemos diferenciar a las rapaces y golondrinas, que buscan el alimento en vuelo, y a los tiránidos que cazan en vuelo 'elástico' utilizando perchas (Bulacia 2021). En Chilecito solo el Benteveo alcanzó IR alto en zona residencial; es una de las especies más conspicuas del Centro y Norte de Argentina, de amplia distribución y común en urbanizaciones del país (Canevari et al. 1991).

Respecto a las especies amenazadas, no son comunes en la ciudad y por sus escasos registros asumimos que no la habitan. El Cóndor Andino tiene un registro fuera de los conteos en un área silvestres inserta en la urbanización. El Loro Barraquero presentó dos registros, uno de dos individuos y otro de cuatro volando bajo sobre la ciudad.

Los datos presentados muestran que la riqueza, abundancia y diversidad del ensamble de aves de Chilecito son afectadas por los cambios en las características del ambiente urbano como la estructura de la vegetación y la impermeabilización del suelo.

Al analizar los grupos funcionales y la distribución original de cada una de las especies observamos que su respuesta no es la misma que en urbanizaciones del país, de distintas ecorregiones.

Numerosos estudios muestran que factores ambientales como tamaño de terrenos, cobertura de especies nativas, estrato arbustivo y suelo desnudo, influyen en la presencia de especies de aves en ciudades, por lo que las decisiones de sus propietarios afectan la diversidad de aves urbanas (Fontana et al. 2011, Muñoz-Pedrerros et al. 2018). Nuestros datos apoyan esta idea y sugieren que la vegetación en áreas residenciales promueve una mayor diversidad de avifauna de Chilecito que la vegetación en los espacios abiertos. Los espacios verdes, ofrecen servicios ambientales, como incrementar nichos para especies nativas (Romero et al. 2001, Echevarría et al. 2011, Cristaldi et al. 2017, Bulacia 2021), función que nuestros espacios abiertos no estarían cumpliendo por su escasa cobertura de vegetación y el alto porcentaje de suelo impermeabilizado.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ARONSON MFJ, LA SORTE FA, NILON CH, KATTI M, GODDARD MA, LEPCZYK CA, WARREN PS, WILLIAMS NSG, CILLIERS S, CLARKSON B, DOBBS C, DOLAN R, HEDBLUM M, KLOTZ S, KOOLJMAN J, KÜHN I, MACGREGOR-FORS I, MCDONNELL M, MÖRTBERG U, PYŠEK P, SIEBERT S, SUSHINSKY J, WERNER P Y WINTER M (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*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- BENITO JF, ESCOBAR MAH Y 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* 83(2):114-125
- BIBBY C, JONES M Y MARSDEN S (2000) *Expedition Field Techniques. Bird Surveys*. BirdLife International
- BLAIR RB (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6(2):506-519
- BODRATI A Y FERRARI C (2014) Notas sobre 36 especies de aves nuevas o poco conocidas para la Provincia de La Rioja, Argentina. *Nuestras Aves* 59:30-42
- BUCHER EH Y HERRERA G (1981) Comunidades de aves acuáticas de la Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). *Ecosur* 8(15):91-120
- BUCHER EH, TAMBURINI D, ABRIL A Y TORRES P (2003) Folivory in the White-tipped Plantcutter *Phytotoma rutila*: seasonal variations in diet composition and quality. *Journal of Avian Biology* 34:211-216
- BULACIA MM (2021) *Jardines "amigables" como corredores verdes para aves nativas en el gran San Miguel de Tucumán*. Tesina de grado, Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán
- BURKART R, BÁRBARO NO, SÁNCHEZ RO Y GÓMEZ DA (1999) *Ecorregiones de la Argentina*. Buenos Aires. APN. PRODIA
- CABIDO MR, ZAK MR Y BIURRUN FN (2018) *La vegetación y el ambiente de la provincia de La Rioja. Una guía ilustrada para viajeros y ecólogos*. UNdeC/Ecoval Ediciones. 1ªed.
- CANEVARI M, CANEVARI P, CARRIZO GR, HARRIS G, RODRIGUEZ MATA J Y STRANECK RJ (1991) *Nueva guía de las aves argentinas*. Tomo II. Ed Fund. ACINDAR, Buenos Aires, Argentina
- CLERGEAU P, SAVARD JPL, MENNECHEZ G Y FALARDEAU G (1998) Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *The Condor* 100:413-425

- COLWELL RK (2013) Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 9. User's Guide and Application. <http://purl.oclc.org/estimates>
- CORIA OR, LIMA JJ, PALACIO MO, ROGER E Y ALBUJA CARBONEL DC (2015) Avifauna de la Reserva Urbana de la Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina. *Quebracho* 23(1,2):41-53
- CRISTALDI MA, GIRAUDO AR, ARZAMENDIA V, BELLINI GP Y CLAUS J (2017) Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. *Journal of Natural History* 51(39-40):2385-2404
- CROOKS KR, SUAREZ AV Y BOLGER DT (2004) Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115:451-462
- CRUZ FLORES DD, MARTÍNEZ BORREGO D, FONTENLA JL Y MANCINA CA (2017) Inventarios y estimaciones de la biodiversidad Pp. 26-43 en: Diversidad biológica de Cuba: métodos de inventario, monitoreo y colecciones biológicas (C. A. Mancina y D. D. Cruz, Eds.). Editorial AMA, La Habana
- DIRECCIÓN GENERAL DE ESTADÍSTICA Y CENSO (2017) Provincia de La Rioja. Departamento Chilicito. Ministerio de Planeamiento e Industria. La Rioja
- ECHEVARRÍA AL, LOBO ALLENDE IR, JURI MD, CHANI JM, TORRES DOWDALL J Y MARTÍN E (2011) Composición, estructura y variación estacional de la comunidad de aves del Jardín Botánico de la Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. Fundación Miguel Lillo. *Acta Zoológica Lilloana* 55(1):121-134
- EMLEN JT (1974) An urban bird community in Tucson, Arizona: Derivation, Structure, regulation. *The Condor* 76:184-197
- FAGGI A Y MARTÍNEZ CARRETERO E (2013) Argentina Pp.11-25 en: MacGregor-Fors I y Ortega-Álvarez R (Eds.) *Ecología Urbana. Experiencias en América Latina*. www1.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana
- FAVA GA Y ACOSTA JC (2016) Abundancia y diversidad de aves en ambientes con diferente grado de perturbación en el Monte de Argentina. *Ornitología Neotropical* 27:307-316
- FENINGER O (1983) Estudios cuantitativos sobre aves en áreas urbanas de Buenos Aires con densa población humana. *El Hornero*, número extraordinario:174-191
- FERNÁNDEZ-JURICIC E Y JOKIMÄKI JP (2001) A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10:2023-2043
- FERNÁNDEZ-JURICIC E, VACA R Y SCHROEDER N (2004) Spatial and temporal responses of forest birds to human approaches in a protected area and implications for two management strategies. *Biological Conservation* 117:407-416
- FILLOY J, ZURITA GA Y BELLOCQ MI (2018) Bird Diversity in Urban Ecosystems: The Role of the Biome and Land Use Along Urbanization Gradients. *Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0264-y>
- FILLOY J, ZURITA GA, CORBELLI JM Y BELLOCQ MI (2010) On the similarity among bird communities: Testing the influence of distance and land use. *Acta Oecologica* 36:333-338
- FONTANA S, SATTLER T, BONTADINA F Y MORETTI M (2011) How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 101(3):278-285
- GALLEGOS D, ARETA JI, DEL CASTILLO M, GONZÁLEZ TÁBOAS F, GORLERI F Y JORDAN EA (2020) Nuevos nombres para algunas aves de Argentina. eBird Argentina (ebird.org/argentina/news/nuevos-nombres-aves-argentina)
- GARAFFA PI, FILLOY J, Y BELLOCQ MI (2009) Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90:33-41. doi:10.1016/j.landurbplan.2008.10.004
- GONZÁLEZ-OREJA JA (2011) Birds of different biogeographic origins respond in contrasting ways to urbanization. *Biological Conservation* 144:234-242
- GONZÁLEZ-OREJA JA, DE LA FUENTE DÍAZ-ORDAZ AA, HERNÁNDEZ-SANTÍN L, BUZO-FRANCO D Y BONACHE-REGIDOR C (2010) Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation* 33 (1):31-45
- HAAG LM, JAUREGUI A, GONZALEZ E, COLOMBO MA Y SEGURA LN (2020) Efecto de la alteración del hábitat en la comunidad de aves de la localidad balnearia de Cariló, Argentina. *El Hornero* 35(1):36-46
- HAEDO J, GIOIA A, ARÁOZ E, PAOLINI L Y MALIZIA A (2017) Primary productivity in cities and their influence over subtropical bird assemblages. *Urban*

- Forestry & Urban Greening* 26:57-64
- HAENE E (2018) Los jardines con plantas nativas aportan biodiversidad urbana. Estudio de caso en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *Revista Científica de la Universidad de Belgrano* 1:219-238
- HEIL L, FERNÁNDEZ-JURICIC E, RENISON D, CINGOLANI AM Y BLUMSTEIN DT (2007) Avian responses to tourism in the biogeographically isolated high Córdoba Mountains, Argentina. *Vertebrate Conservation and Biodiversity*:183-200
- JOKIMÄKI J, CLERGEAU P Y KAISANLAHTI-JOKIMÄKI ML (2002) Winter bird communities in urban habitats: a comparative study between central and northern Europe. *Journal of Biogeography* 29:69-79
- JOKIMÄKI J Y HUHTA E (2000) Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor* 102:838-847
- JOKIMÄKI J, SUHONEN J Y KAISANLAHTI-JOKIMÄKI ML (2016) Urbanization and species occupancy frequency distribution patterns in corezone areas of European towns. *European Journal of Ecology* 2(2):23-43. doi:10.1515/eje-2016-0014
- JOST L Y GONZÁLEZ-OREJA JA (2012) Midiendo la diversidad biológica: Más allá del índice de Shannon. *Acta Zoológica Lilloana* 56 (1-2):3-14
- JURI MD (2007) *Estudios ecológicos de la Comunidad de Aves en un gradiente urbano*. Tucumán, Argentina. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales e IML, UNT
- JURI MD Y CHANI JM (2009) Variación estacional en la composición de las comunidades de aves en un gradiente urbano. *Ecología Austral* 19(3):175-184
- LEVEAU LM Y LEVEAU CM (2004) Comunidad de aves en un gradiente urbano de la Ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El Hornero* 19(1):13-21
- LEVEAU LM, LEVEAU CM, VILLEGAS M, CURSACH JA Y SUAZO CG (2017b) Bird communities along urbanization gradients: A comparative analysis among three Neotropical cities. *Ornitología Neotropical* 28:77-87
- LEVEAU LM, JOKIMÄKI J Y KAISANLAHTI-JOKIMÄKI ML (2017a) Scale dependence of biotic homogenization by urbanisation: a comparison of urban bird communities between central Argentina and northern Finland. *European Journal of Ecology*. 3(2):1-18
- LINDENMAYER DB, CUNNINGHAM RB, DONNELLY, NIX H Y LINDENMAYER BD (2002) Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. *Ecological Monographs* 72(1):1-18
- LOBO ALLENDE RI (2019) Estudios ecológicos de la comunidad de aves del Valle Antinaco-Los Colorados (La Rioja, Argentina). Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales e IML, UNT
- LÓPEZ DE CASENAVE L (2001) *Estructura gremial y organización de un ensamble de aves del desierto del Monte*. Tesis Doctoral, Fac. de Cs. Exactas y Naturales, UBA
- LÓPEZ-LANÚS B (2020) Guía Audiornis de las Aves de Argentinas: Fotos y sonidos. Identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes. 4ªEd. Ampliada. Buenos Aires
- LUCERO MM, CHANI JM, BRANDÁN ZJ, ECHEVARRÍA AL Y JURI MD (2002) Lista de aves de San Miguel de Tucumán y Yerba Buena. *Acta Zoológica Lilloana* 46(1):131-135
- LUQUE FERNÁNDEZ CR, CANO SANZ LG Y PEÑA DOMÍNGUEZ YA (2018) Riqueza y abundancia de aves en una gradiente urbana de Arequipa, suroeste de Perú. *Arnaldoa* 25 (3):1095-1106. <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.253.25317>
- MACGREGOR-FORS Y ORTEGA-ÁLVAREZ (ED.) (2013) *Ecología Urbana. Experiencias en América Latina*. www1.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana
- MARZLUFF JM, BOWMAN R Y DONNELLY R (2001) A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches Pp.1-17 en: Marzluff, J. M., Bowman, R. y Donnelly, R. *Avian conservation and ecology in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publications, Boston
- MARZLUFF JM Y EWING K (2001) Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology* 9(3):280-292
- MAYDS Y AA (MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE Y AVES ARGENTINAS) (2017) *Categorización de las Aves de la Argentina (2015)*. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, edición electrónica. C. A. Buenos Aires, Argentina
- MAZAR BARNETT J Y PEARMAN M (2001) *Lista Comentada de las Aves Argentinas / Annotated Checklist Of The Birds Of Argentina*. Lynx editions
- MCKINNEY ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*. 127:247-260. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005
- MENON M Y MOHANRAJ R (2016) Temporal and spatial assemblages of invasive birds occupying the

- urban landscape and its gradient in a southern city of India. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity* 9:74-84
- MILLER JR, WIENS JA, HOBBS NT Y THEOBALD DM (2003) Effects of human settlement on bird communities in lowland riparian areas of Colorado (USA). *Ecological Applications* 13(4):1041-1059
- MILLS GS, DUNNING JR. JB Y BATES JM (1989) Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *The Condor* 91:416-428
- MONTALTI D Y KOPIJ G (2001) Bird community of inner La Plata City, Argentina. *Acta Ornithologica* 36(2):161-164
- MORELLO J (1958) La Provincia Fitogeográfica del Monte. Opera Lilloana. IML UNT
- MORENO CE, BARRAGÁN F, PINEDA E Y PAVÓN NP (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261
- MUÑOZ-PEDREROS A, GONZÁLEZ-URRUTIA M, ENCINA-MONTOYA F Y NORAMBUENA HV (2018) Effects of vegetation strata and human disturbance on bird diversity in green areas in a city in southern Chile. *Avian Research* 9(1):1-15
- 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
- OKSANEN L, BLANCHET FG, FRIENDLY M, KINDT R, LEGENDRE P, MCGLINN D, MINCHIN PR, O'HARA RB, SIMPSON GL, SOLYMOS P, STEVENS MH, SZOEC S E Y WAGNER H (2020) Vegan: Community Ecology Package. R package. Version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- ORTIZ GO, BLANCO FAGER RV, LASPINA CA, VIDELA LB, VILLAVICENCIO HJ, REUS ML Y ASUNTO OP (2018) Aves de mi ciudad. San Juan, Argentina. San Juan-Editorial UNSJ
- PAUCHARD A Y BARBOSA O (2013) Regional assessment of Latin America: rapid urban development and social economic inequity threaten biodiversity hotspots. Pp. 589-608 en: Elmquist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC y Wilkinson C (eds.) *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment*, 1st edn. Springer Netherlands, Dordrecht
- PEREPELIZIN PV Y FAGGI AM (2009) Diversidad de aves en tres barrios de la Ciudad de Buenos Aires, Argentina. *Multequina* 18:71-85
- DE LA PEÑA MR (2015) Aves argentinas. Incluye nidos y huevos. Eudeba y Ediciones Universidad Nacional del Litoral. Buenos Aires y Santa Fe. Tomo 1 y Tomo 2
- POL RG, CAMÍN SR Y ASTIÉ AA (2005) Situación ambiental en la ecorregión del monte Pp.226-239 en: Brown A, Martínez Ortiz U, Acerbi M y Corchera J (Editores). *La Situación Ambiental Argentina*. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires
- R CORE TEAM (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- RÍOS JM, ZARCO A, MOSCA-TORRES ME Y SABAT P (2014) Dieta de *Phytotoma rutila* (Passeriformes: Cotingidae) en el desierto del Monte central, Argentina. *Gayana* 78(1):21-24 <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382014000100003>
- ROESLER I Y GONZÁLEZ TÁBOAS F (2016) Lista de las aves argentinas. Aves Argentinas AOP. 1a ed. Ciudad Autónoma de Buenos Aires
- ROMERO H, TOLEDO X, ÓRDENES F Y VÁSQUEZ A (2001) Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas. *Ambiente y Desarrollo* 17(4):45-51
- SILVA CP, SEPÚLVEDA RD Y BARBOSA O (2016) Non-random filtering effect on birds: species and guilds response to urbanization. *Ecology and Evolution* 6(11):3711- 3720. doi:10.1002/ece3.2144
- VIDES ALMONACID R (1992) *Estudio comparativo de las taxocenosis de aves de los bosques montanos de la Sierra de San Javier, Tucumán: bases para su manejo y conservación*. Tesis, Fac. de Cs. Nat. e IML, UNT
- VINCENT KE (2005) Investigating the causes of the decline of the urban House Sparrow *Passer domesticus* population in Britain. Thesis of Doctor of Philosophy. Montfort University. Funded by English Nature, RSPB and De Montfort University
- WIENS JA (1992) The ecology of bird communities. Foundations and patterns. Volume 1. Cambridge University Press, U.S.A.

Comunicaciones Breves

SMALL MAMMALS IN PELLETS OF BIRDS OF PREY FROM A DESERT ECOTONE IN NORTHWESTERN PATAGONIA, ARGENTINA

PEQUEÑOS MAMÍFEROS EN EGAGRÓPILAS DE AVES RAPACES EN UN ECOTONO DESÉRTICO DEL NOROESTE DE PATAGONIA, ARGENTINA

Andrea del Pilar Tarquino-Carbonell^{1*}, Paola Turienzo² & José Manuel López¹

¹Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA), Centro Científico y Tecnológico, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Avenida Ruiz Leal s/n Parque General San Martín, Mendoza, Argentina

²Universidad Nacional de Río Negro, Sede Andina, Bariloche, Argentina

*atarquino@mendoza-conicet.gob.ar

ABSTRACT.- One of the distinctive features of the South American drylands is the presence of small mammals. This work presents the results of taphonomic and taxonomic analyses of micromammal (≤ 1 kg) bones recovered from an isolated deposit in pellets of birds of prey found in a cave located in the Neuquén province (Argentina). Taphonomic analyses revealed a low proportion of elements modified by digestion and of broken elements, as well as a relatively high abundance of post-cranial skeletal elements, a pattern suggesting that pellets were ejected by barn owls (*Tyto furcata*). Remains from members of five rodent genera (*Calomys*, *Eligmodontia*, *Phyllotis*, *Oligmodontia*, *Ctenomys*) were identified. The results of these analyses should contribute to ongoing ecological studies, especially on birds of prey, of Northwestern Patagonia.

KEYWORDS.- *drylands, rodentia, skeletal remains, Strigiformes, taphonomy*

RESUMEN.- Uno de los rasgos distintivos de las tierras áridas sudamericanas es la composición de pequeños mamíferos. En este trabajo se presentan resultados tafonómicos y taxonómicos de restos óseos de micromamíferos (≤ 1 kg) recuperados de egagróvilas de aves rapaces encontradas en una caverna localizada en la provincia de Neuquén (Argentina). El análisis tafonómico reveló bajas proporciones de elementos modificados por la digestión y de elementos rotos como también abundancias relativamente altas de elementos esqueléticos, un patrón que sugiere que las egagróvilas fueron acumuladas por lechuzas de campanario (*Tyto furcata*). Se identificaron restos de miembros de cinco géneros de roedores (*Calomys*, *Eligmodontia*, *Phyllotis*, *Oligmodontia*, *Ctenomys*). Los resultados de estos análisis deberían contribuir a los estudios ecológicos en curso, especialmente en aves de presa del noroeste de la Patagonia.

PALABRAS CLAVE.- *restos óseos, rodentia, Strigiformes, tafonomía, zonas áridas*

South America encompasses a diversity of arid habitats (i.e., drylands) occurring in tropical, highland, coastal, and continental biomes (Morello 1958). The small mammal fauna associated with these arid habitats varies widely with regard to taxonomic composition and species richness (Ojeda et al. 2000). One such biome, the Monte Desert, extends for over 2000 km in western Argentina, ranging from 24 to 4 degrees

(Brown and Pacheco 2006, Arana et al. 2021); this habitat, which covers an area of approximately 460 km², resembles parts of the North American Sonoran and Chihuahuan deserts. Daily temperature ranges from 27 to 7°C (Cabrera 1971), with annual precipitation typically being < 100-450 mm (Ojeda and Tabeni 2009). A second arid biome, the Patagonian Steppe is the 8th largest desert in the world, with a surface area

of ca. 560 000 km² (Brown and Pacheco 2006, Murrie and Murrie 2010). Most of this cold desert, located in Argentina, receives less than 200 mm of precipitation per year (Paruelo et al. 1998), with daily temperatures ranging from 2 to 6°C in winter and 10 to 30°C in summer (Ojeda et al. 2000).

The small mammal communities in these arid habitats can differ markedly and these diverse landscapes are thought to be important factors in shaping the evolution of these communities (Ojeda et al. 2000). For example, although herbivores are the primary trophic level in both Monte Desert and Patagonian Steppe habitats, these two regions display marked differences in the associated assemblages of small mammals (Mares and Ojeda 1982). Importantly, arid ecosystems biomes have been characterized as having high levels of endemism of mammalian species (Mares 1992), suggesting that historical records of the small mammal communities in these habitats can be used as proxies to reconstruct paleoenvironmental conditions. Bird pellets are often a valuable source of modern and historical small mammal remains and thus provide an effective tool for inferring environmental conditions over multiple time scales (Pardiñas et al. 2012, Fernández et al. 2016a, Fernández et al. 2016b, Fernández and Pardiñas 2018, López et al. 2021b).

As part of efforts to understand the vertebrates communities in arid South American habitats, we analyzed bones and teeth from small mammals (≤ 1 kg) recovered from modern bird pellets collected from Caverna del León, Neuquén Province, Argentina. The goals of these analyses were to identify the likely source (predator species depositing pellets) and to characterize the taxonomic composition and species richness of the small mammals present in this deposit. These data, in turn, are used to draw inferences

regarding environmental conditions in the vicinity of Caverna del León.

METHODS

Study area

Caverna del León (38°37'S, 70°13'W, 1310 m.a.s.l.) is located at the interface between Monte Desert and Patagonian Steppe habitats in southwestern Argentina (Figure 1). The cave is located 20 km from the town of Las Lajas, in the center of Neuquén Province. The cave and surrounding area are used for multiple recreational activities, including visits by various speleological groups (Martinez 2018).

The approximate length of the cave is 852 m, with a maximum height of 24 m. The cave is composed of two large rooms, known as the “big room” and the “lake room”. The entrance to the cave follows a 40° slope (i.e., a dejection cone) that opens into the big room; a sub horizontal conduit exits the far end of this space, providing access to the lake room (Figure 1b), which contains a body of water approximately 50 m in diameter and 40 m deep. Several smaller galleries lead from the lake room to other portions of the cave complex (Tambor or Las Calizas room); additional details of the cave structure are provided in Barredo et al. (2012).

Data collection and analysis

Six bird pellets were recovered from the lake room of the cave complex during a speleological expedition conducted in December 2017. The predator depositing these pellets was not observed directly. The appearance of all pellets was consistent with those

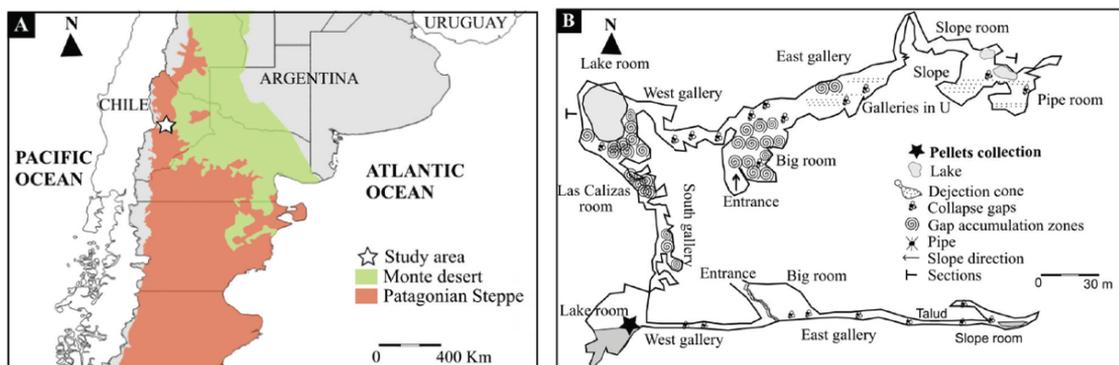


Figure 1. Study area and Caverna del León map shows a) location of study site in southern south America bordering Monte Desert and Patagonian Steppe ecoregions (Brown and Pacheco 2006), and b) Cavern structure (Tarquino-Carbonell and Turienzo 2019).



Figure 2. Cranial and tooth elements of the species found in Caverna del León, focused on molar series showing a) right upper molars of *Phyllotis pehuenche*, b) right lower molars of *P. pehuenche*, c) left upper molars of *Eligmodontia* sp., d) right lower molars of *Eligmodontia* sp., e) left upper molars of *Calomys musculus*, f) left lower molars of *C. musculus*, g) right upper molars of *Oligoryzomys longicaudatus*, h) right lower molars of *Ctenomys* sp. Occlusal view. Scale: 1 mm.

of recently deposited samples. In the laboratory, the pellets were disaggregated with surgical instruments and all small mammal remains (teeth, bones) separated from other material contained in the pellets.

Taxonomic identifications were conducted by comparing small mammal remains with published descriptions and specimens housed in regional museum collections (CMI, Colección Mastozoológica IA-DIZA). Most such comparisons were based on cranial and dental material (Fernández et al. 2011, Patton et al. 2015), with materials isolated from pellets examined under a stereomicroscope (LEICA S6D; 6.3-40x) to facilitate identification of distinguishing characteristics. From these data, the number of identified specimens (NISP) and minimum number of individuals (MNI) were calculated (Lyman 2008). For taphonomic analyses, the relative abundance of skeletal (versus cranial) elements was examined, as were bone breakage patterns and evidence of digestive corrosion (Andrews 1990, Fernández et al. 2017). For each specimen, patterns of digestive corrosion on teeth (molars, incisors) and bones (femora, humeri) were classified as being light, moderate, heavy, or extreme based on the extent and intensity of the corrosion detected (Fernández et al. 2017, Montalvo et al. 2016).

To evaluate the relationship between the abundance of different skeletal elements in living mammals and their representation in our sample, two taphonomic indices were employed. The first index calculated the relationship between cranial and postcranial elements (postcranial/ cranial, femora + humeri / mandible + maxillae); the second index measured the relationship between distal and proximal parts of the skeleton (tibiae+ radii/ femora + humeri). For both indices, the completeness of individual bones was evaluated separately for cranial and postcranial remains (Andrews 1990), after which the percentage of complete bones was calculated for both cranial elements and post-cranial long bones (i.e., femora). A principal components analysis was then used to

determine which skeletal remains tended to cluster the relative abundances in our sample. Finally, tendencies of relative abundances were estimated. Both PCA and relative abundance analyses were conducted using the libraries stats and ggplot2 package in R (R Development Core Team 2020).

RESULTS

Based on bone and dental remains, total NISP for our sample was 320, with a MNI of 8. Five species of rodents (Figure 2) were identified: *Calomys musculus* (NISP = 2), *Eligmodontia* sp. (NISP = 5), *Oligoryzomys longicaudatus* (NISP = 3), *Phyllotis pehuenche* (NISP = 6) and *Ctenomys* sp. (NISP = 2). Three of these taxa (*O. longicaudatus*, *Eligmodontia* sp., *P. pehuenche*) were each represented by a MNI= 2 (see Discussion). The remaining two taxa (*C. musculus*, *Ctenomys* sp.) were each represented by MNI = 1. Taphonomic analyses revealed that almost no diagnostic elements exhibited digestive corrosion (Table 1). The detected corrosion was typically characterized as light; only one element displayed moderate corrosion, with no examples of heavy or extreme digestion detected (Figure 3).

Principal component analysis included nocturnal and diurnal avian predators. Component 1 (54.33%) and 2 (22.53%) together accounted for 76.86% of the inertia (Figure 4). The hemimandibular/skull completeness and postcranial completeness were represented by percentages of 61.53% and 100%, respectively. The highest values of relative abundances of skeletal elements were represented by pelvis, tibiae and femora (Table 2). The pc/c index resulted considerable higher than 1 (3.31), indicating better representation of postcranial elements. The f+h/md+mx index (0.85) suggested a slightly better representation of cranial elements in comparison with postcranial ones. The value obtained for t+r/f+h index (1.18) showed a slightly better representation of distal parts in comparison to proximal elements of the skeleton.



Figure 3. Digestion process, light digestion on Cricetidae incisor. Scale: 1 mm.

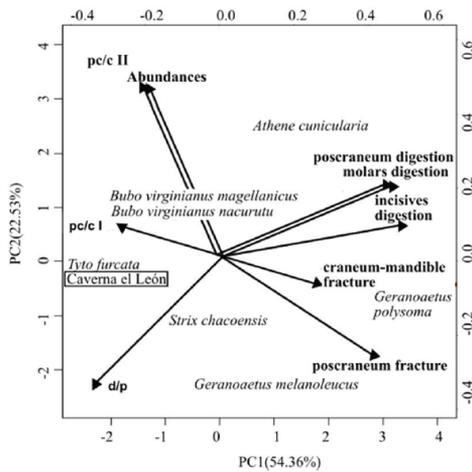


Figure 4. Principal component analysis including values reported in other birds of prey according to Montalvo and Fernández (2019) compared with this study.

DISCUSSION

This study reports on the taxonomic composition and species richness of a small mammal community at the interface between Monte Desert and Patagonian Steppe habitats, as revealed by analyses of recently deposited bird pellets. No taxa distinctive to Monte Desert habitats were detected. In contrast, two of the species identified (*O. longicaudatus*, *P. pehuenche*) are considered typical of Patagonian Steppe habitats. The presence of *P. pehuenche* in our sample is particularly intriguing; this recently described species (Jayat et al. 2021) is thought to be endemic to northwestern portions of the Patagonian Steppe biome. Identification of *P. pehuenche* in our sample was based on mor-

phological characters as well as geographic location. Morphologically, this species is distinguished by a skull that is not robust compared to other members of the genus, zygomatic arches that are comparatively not very expanded, and zygomatic notches that are narrower and less excavated than other species. The molar tooth row is longer but thinner than that in the *P. xanthopygus* complex. Additionally, the occlusal surface of the molars in *P. pehuenche* is more simplified, without the deep paraflexus on M2 or the mesoloph complex on M1 and/or M2 observed in *P. vaccarum* (Jayat et al. 2022). Geographically, *P. pehuenche* is the only member of this thought to occur in Neuquen Province. However, a recent taxonomic review revealed sympatry between this species and the *P. xanthopygus* complex in southern Mendoza, indicating that additional sampling in this region is needed to delimit more precisely the distributions of these species (Jayat et al. 2021, 2022).

Taphonomic implications

Similar findings regarding the relative abundance of post-cranial skeletal elements and the frequency of digestive corrosion have been reported for analyses of small mammal remains obtained from barn owl pellets recovered from Monte Desert habitat (Figure 5). Owls generally swallow their prey whole, resulting in a high relative abundance of post-cranial skeletal elements and low frequencies of bone and tooth breakage (Andrews 1990). From a taphonomic perspective, predation by owls typically results in limited evidence of digestion of diagnostic elements (Andrews 1990). Barn owls have been implicated as the source of pellets containing small mammal remains in multiple studies from southern South America (Saavedra and Simonetti 1998, Pardiñas 1999, López and Chiavazza 2019, López 2020, Mignino et al. 2021), suggesting that barn owls are likely to be the primary source of pellets at sites from central western Argentina, including Caverna del León. Although other species of owls may also produce pellets containing small mammal remains, these species (i.e., *Athene cucularia*, *Bubo magellanicus*) tend to produce remains that display greater evidence of damage and digestion than was detected during this study (Montalvo et al. 2016, Montalvo and Fernández 2019, López et al. 2021b). In contrast, the high relative abundance of post-cranial skeletal elements in our sample resembles reports for other analyses of pellets produced by barn owls (Andrews 1990). Thus, the results of our taphonomic analyses suggest pellets at Caverna del León were deposited by members of the Strigiformes, with barn

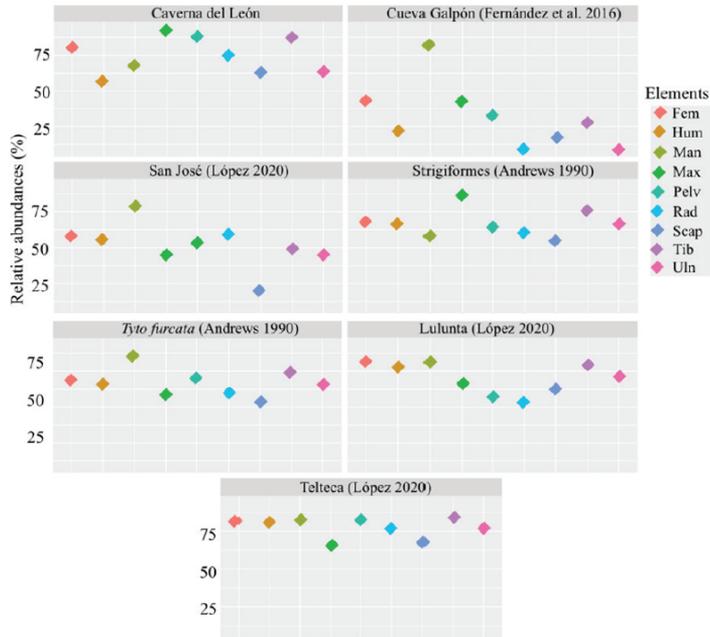


Figure 5. Relative abundances of elements according to Andrews (1990), Fernández et al. (2016b) and López (2020) compared with this study. Scap: scapulae. Fem: femurs. Hum: humeri. Mand: Mandibles. Max: Maxillae. Pel: Pelvis. Rad: Radii. Tib: Tibiae. Uln: Ulnae.

Table 1. Number and percentages of diagnostic elements modified by digestive corrosion indicated as absent (A), light (L), moderated (M), heavy (H) and extreme (E).

	A	%	L	%	M	%	H	%	E	%
Incisors <i>in situ</i>	20	76.92	5	19.23	1	3.85	0	0	0	0
Isolated incisors	2	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Molars <i>in situ</i>	67	93.05	5	6.94	0	0	0	0	0	0
Isolated molars	2	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Femora	11	84.61	2	15.38	0	0	0	0	0	0
Humeri	8	88.89	1	11.11	0	0	0	0	0	0

Table 2. Minimal number of elements (MNE), relative abundances (RA), number of identified specimens (NISP), broken elements and breakage percentages.

Element	MNE	RA (%)	NISP	n broken	Breakage (%)
Maxillae	15	93.75	15	9	60
Mandible	11	68.75	11	1	9
Scapulae	10	62.5	10	7	70
Humerii	9	56.25	9	0	0
Ulnae	10	62.5	10	0	0
Radii	12	75	12	0	0
Pelvis	14	87.5	14	0	0
Femurs	13	81.25	13	0	0
Tibiae	14	87.5	14	0	0

owls (*Tyto furcata*) being a particularly likely contributor to our sample (López 2020).

Our conclusion that the pellets obtained from Caverna del León were deposited by owls is similar to findings from other sites located in the Monte Desert-Patagonian Steppe ecotone (Fernández et al. 2016b, López 2020). Accordingly, our findings add an important comparative data point to the growing number of studies that use bird pellets to characterize the small mammal communities at arid sites in South America. Although numerous studies have examined taphonomic patterns generated by different predators, differences have also been observed in the taphonomic trends generated by the same type of predator in different environmental regions, often associated with the size and availability of prey. Our findings have implications to strengthen environmental reconstructions in different taxonomic and taphonomic discussions.

ACKNOWLEDGEMENTS

To the members of the speleological group GEMA for collecting the material. To the members of the Entomology Laboratory of IADIZA, José Ramírez, for their assistance with our photographic stuff. Pablo Teta from “Bernardino Rivadavia” Natural Sciences Argentine Museum, for his collaboration in the taxonomic identifications. A. Zarco, J. Mignino and E. A. Lacey for their valuable comments in the manuscript. PICT 2019-01515 (Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación, Argentina) and SIIP 06/G805 (Universidad Nacional de Cuyo). We thank three anonymous reviewers for comments that improved our manuscript.

LITERATURE CITED

- ANDREWS P (1990) Small Mammal Taphonomy. Pp. 487-494 in: Lindsay EH, Fahlbusch V y Mein P, (eds) European Neogene Mammal Chronology. NATO Science Series A: (NSSA, volume 180), Springer, New York
- ARANA MD, NATALE E, FERRETTI N, ROMANO G, OGGERO A, MARTÍNEZ G, POSADAS P AND MORRONE JJ (2021) Esquema biogeográfico de la República Argentina. *Opera lilloana* 56, Fundación Miguel Lillo, Tucumán
- BARREDO S, GABRIELE N, GARRIDO A AND REDONTE G (2012) Los principales sistemas de cavernas cársticas de la provincia del Neuquén. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 69:556-569
- BROWN A AND PACHECO S (2006) Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. Pp. 25-31 in: Brown AU, Martínez Ortiz MAC, Pacheco J, editors. La Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires
- CABRERA AL (1971) Fitogeografía de la república Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 14:1-42
- FERNÁNDEZ FJ, BALLEJO F, MOREIRA GJ, TONNI EP AND DE SANTIS LJM (2011) Roedores cricétidos de la Provincia de Mendoza: Guía cráneo-dentaria orientada para su aplicación en estudios zooarqueológicos, Universitas, Córdoba
- FERNÁNDEZ F, DEL PAPA LM, MANGE E, TETA P, CRIVELLI MONTERO E, PARDIÑAS UFJ (2016a) Human subsistence and environmental stability during the last 2200 years in Epullán Chica cave (northwestern Patagonia, Argentina): A perspective from the zooarchaeological record. *Quaternary International* 391: 38-50
- FERNÁNDEZ FJ, MONTALVO CI, FERNÁNDEZ JALVO Y, ANDREWS P AND LÓPEZ JM (2017) A re-evaluation of the taphonomic methodology for the study of small mammal fossil assemblages of South America. *Quaternary Science Reviews* 155:37-49
- FERNÁNDEZ FJ AND PARDIÑAS UFJ (2018) Small mammals taphonomy and environmental evolution during Late Pleistocene-Holocene in Monte Desert: The evidence of Gruta del Indio (central west Argentina). *Journal of South American Earth Sciences* 84:266-275
- FERNÁNDEZ FJ, TETA P AND BARBERENA R (2012) Small mammal remains from Cueva Huemul, northern Patagonia, Argentina: *Quaternary International* 278:22-31
- FERNÁNDEZ FJ, TETA P, MANGE E, VENANZI LG AND PARDIÑAS UFJ (2016b) Micromamíferos del sitio arqueológico Cueva Galpón (Río Negro, Argentina): Aspectos tafonómicos y reconstrucción paleoambiental para el Holoceno Tardío en Norpatagonia oriental. *Arqueología* 5159:105-124
- JAYAT P, TETA P, OJEDA AA, STEPPAN SJ, OSLAND JM, ORTIZ PE, NOVILLO A, LANZONE C AND OJEDARA (2021) The *Phyllotis xanthopygus* complex (Rodentia, Cricetidae) in central Andes, systematics and description of a new species. *Zoologica Scripta* 50:689-706

- JAYAT P, TETA P, OJEDA AA, STEPPAN SJ, OSLAND JM, ORTIZ PE, NOVILLO A, LANZONE C AND OJEDA RA (2022) Establishing the availability of the recently erected binomen *Phyllotis pehuenche* (Rodentia, Cricetidae, Sigmodontinae). *Therya notes* 3:110-114
- LÓPEZ JM (2020) Actualistic taphonomy of barn owl pellet-derived small mammal bone accumulations in arid environments of South America. *Journal of Quaternary Science* 35:1057-1069
- LÓPEZ JM AND CHIAVAZZA H (2019) Small mammal bone remains recovered in open-air archaeological sites from the Monte Desert in Central Western Argentina: taphonomic and palaeoenvironmental implications. *Archaeological and Anthropological Sciences* 11:5149-5169
- LÓPEZ JM, AGUILAR JP AND FERNÁNDEZ FJ (2021a) Egagrópilas actuales de aves rapaces como herramientas para la generación de modelos paleoambientales en la provincia de Mendoza, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 28:1-29
- LÓPEZ JM, QUINTANA MF, MIGNINO J AND PEREYRA-LOBOS R (2021b) Tafonomía de restos óseos y dentarios de micromamíferos recuperados en egagrópilas actuales generadas por la Lechucita de las Vizcacheras (*Athene cucularia*): una discusión sobre las tierras bajas áridas del Centro Occidente Argentino. *Intersecciones en Antropología* 22:55-67
- LYMAN R (2008) Quantitative paleozoology. Cambridge University Press, New York
- MARES MA (1992) Neotropical mammals and the myth of Amazonian biodiversity. *Science* 255:976-979
- MARES MA AND OJEDA RA (1982) Patterns of diversity and adaptation in South American hystricognath rodents in: Mares MA, Genoways HH, editors. *Mammalian Biology in South America*. Special Publication Series No. 6, Pymatuning Lab. Ecology: Linnesville (USA), p. 393-432
- MARTINEZ GN (2018) Nueva campaña GAEMN-GEMA en la Caverna del León, Neuquén. *EspeleoAr* 18:3-4
- MIGNINO J, IZETA A, GARCÍA JM, CATTÁNEO R AND PEDETTI OB (2021). Neo-tafonomía de restos de pequeños mamíferos acumulados por la Lechuza del Campanario (*Tyto alba*) en el Gran Chaco Sudamericano (Argentina): Un marco de referencia para sitios de percha y anidamiento. *El Hornero* 36:51-60
- MONTALVO CI AND FERNÁNDEZ FJ (2019) Review of the actualistic taphonomy of small mammals ingested by South American predators: its importance in the interpretation of the fossil record. *Publicación Electrónica de la Asociación Paleontológica Argentina* 19:18-46
- MONTALVO CI, FERNÁNDEZ FJ AND TALLADE PO (2016) The role of *Bubo virginianus magellanicus* as rodent bone accumulator in Archaeological Sites: A Case Study for the Atuel River (Mendoza, Argentina). *International Journal of Osteoarchaeology* 26:974-986
- MORELLO J (1958) La provincia fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana* II 2:5-155
- MURRIE M AND MURRIE S (2010) The First Book of Seconds: 220 of the Most Random, Remarkable, Respectable, Regrettable Runners-Up and Their Almost Claim to Fame. Simon and Schust. Avon (USA), 240 p
- OJEDA RA, BLENDINGER PG AND BRANDL R (2000) Mammals in South American drylands: Faunal similarity and trophic structure. *Global Ecology and Biogeography* 9:115-123
- OJEDA RA AND TABENI S (2009) The mammals of the Monte Desert revisited. *Journal of Arid Environments* 73:173-181
- PARDIÑAS UFJ (1999) Tafonomía de microvertebrados en yacimientos arqueológicos de Patagonia. *Arqueología* 9:265-340
- PARDIÑAS UFJ, UDRIZAR-SAUTHIER DE AND TETA P (2012) Micromammal diversity loss in central-eastern Patagonia over the last 400 years. *Journal of Arid Environments* 85:71-75
- PARUELO JM, BELTRÁN A, JOBBÁGY E, SALA OE AND GOLLUSCIO RA (1998) The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecología Austral* 8:85-101
- PATTON JL, PARDIÑAS UFJ AND D'ELÍA G (2015) *Mammals of South America, Volume 2: Rodents*. London (UK): University of Chicago Press
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing Vienna Austria
- SAAVEDRA B AND SIMONETTI JA (1998) Small Mammal Taphonomy: Intraspecific Bone Assemblage Comparison between South and North American Barn Owl, *Tyto alba*, Populations. *Journal of Archaeological Science* 25:165-170
- TARQUINO-CARBONELL AP AND TURIENZO P (2019) Presencia de *Histiopus montanus* (Chiroptera: Vespertilionidae) en la Caverna del León (Neuquén, Argentina). *Gota a Gota* 17:44-49



CASO DE ESTUDIO: REGISTRO DE AVES RESIDENTES Y MIGRATORIAS EN UN JARDÍN PRIVADO “AMIGABLE” EN TUCUMÁN, ARGENTINA

REGISTRATION OF RESIDENT AND MIGRATORY BIRDS IN A “FRIENDLY” PRIVATE GARDEN IN TUCUMÁN, ARGENTINA

Ada Lilian Echevarria^{1*}, María Elisa Fanjul^{1,2} & María Valeria Martínez¹

¹Instituto Vertebrados, Ornitología, Fundación Miguel Lillo, Miguel Lillo 251. (4000). Tucumán

²Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina

*alechevarria@lillo.org.ar

RESUMEN.- El presente estudio trata sobre la composición y estructura de la comunidad de aves en un jardín privado “amigable” en la ciudad de San Miguel de Tucumán (Tucumán), Argentina. El jardín cuenta con una gran variedad de árboles, arbustos y enredaderas, transformándolo en un parche verde inmerso en una gran matriz urbana. Las aves se registraron utilizando censos de punto de radio fijo, una vez al día (mañana o tarde), durante la temporada seca (otoño-invierno 2020). En 174 conteos se obtuvieron 5221 registros de aves, pertenecientes a 38 especies de 20 familias y 8 órdenes. Los ensambles presentes en el jardín fueron: aves que buscan alimento caminando en el suelo, aves que buscan alimento entre la vegetación y aves que buscan alimento desde el aire y/o perchas. Se determinaron seis dietas principales y se destacaron registros de aves migratorias regionales y altitudinales. La alta riqueza y diversidad observada en este jardín urbano indicarían la importancia de estos pequeños espacios verdes “amigables” como hábitat para las aves en el ambiente urbano. Estos jardines podrían ser fuentes de recursos alimenticios y sitios de refugio principalmente cuando las condiciones climáticas son adversas (temporada seca). Por ello consideramos que este estudio es un primer paso para mostrar el potencial que tienen los jardines privados urbanos, sin importar su tamaño, en San Miguel de Tucumán.

PALABRAS CLAVE.- *aves urbanas, diversidad, ensambles, jardines privados, Tucumán*

ABSTRACT.- The present study evaluates the composition and structure of the bird community in a “friendly” private garden in the city of San Miguel de Tucumán (Tucumán), carried out during the dry season (autumn-winter 2020). The garden has a wide variety of trees, shrubs and vines, transforming it into a green patch immersed in a large urban matrix. Birds were recorded using fixed radius point surveys, once a day (morning or afternoon), during the dry season (autumn-winter 2020). In 174 counts, 5221 birds records were obtained, belonging to 38 species from 20 families and 8 orders. The assemblages present in the garden were: birds that search for food by walking on the ground, birds that search for food among the vegetation, and birds that search for food from the air and/or perches. Six main diets were identified and regional and altitudinal migratory bird records were highlighted. The high richness and diversity observed in a single urban garden would indicate the importance of these small “friendly” green spaces to be considered as reservoirs for birds in an urban environment. These gardens could be sources of food resources and refuge sites mainly when weather conditions are adverse (dry season). For this reason, we consider that this study is a first step to show the potential value of private urban gardens, regardless of their size, in San Miguel de Tucumán.

KEYWORDS.- *assemblages, diversity, private gardens, Tucumán, urban birds*

Alrededor del 55% de la población mundial vive en ciudades (ONU-Hábitat 2020), y abordar los desafíos de su desarrollo con acciones efectivas, puede tener efectos acumulativos de gran alcance. El fuerte impacto ambiental que producen las urbanizaciones, contribuye a la pérdida de la biodiversidad mundial y

a la homogeneización de su biota (Aronson et al. 2014, McDonald et al. 2018).

Los estudios sobre la avifauna urbana han sido abundantes en Europa y América del Norte, siendo en la Región Neotropical aún escasos (Montalti y Kopij 2001, Leveau y Leveau 2004, Juri 2007, Haedo et al.

2010, Leveau et al. 2017, Palacio et al. 2018, Haag et al. 2020). Las urbanizaciones pueden generar nuevos sitios de alimentación, refugio y nidificación, ayudadas por una mayor complejidad de la estructura de la vegetación y, como consecuencia, la diversidad de aves puede aumentar (Blair 1999, Fernández-Juricic 2000, Chace y Walsh 2004). Este aumento en la diversidad de aves ha sido registrado en Tucumán, Argentina, en dos espacios verdes silvestres (rodeados de una matriz urbana): el Jardín Botánico de la Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán (Echevarria et al. 2011) y el Parque Percy Hill, Yerba Buena (Presti y Echevarria 2009), los cuales mostraron una alta riqueza de especies en comparación con la urbanización que los rodeaba (Juri 2007).

Otros sitios importantes para las aves en las urbanizaciones son los jardines urbanos privados, los cuales definimos como “amigables” cuando cumplen ciertos requisitos ambientales, tales como tener una estructura y composición de la vegetación similar al ambiente natural cercano. Los jardines privados juegan un papel cada vez más destacado en la biodiversidad urbana. A pesar de que los jardines privados son muy comunes en los ambientes urbanos, aún es muy limitado nuestro conocimiento sobre la biodiversidad que contienen (van Heezik et al. 2013, Bulacia 2021, Lin y Chen 2022).

Los espacios verdes tanto públicos como privados forman una red de sitios importantes para la conservación de la avifauna urbana ya que ofrecen en conjunto una gran superficie de hábitats para la vida silvestre (Daniels y Kirkpatrick 2006, Haene 2018, 2020, Bulacia 2021). Para aportar información de base en la planificación de nuevos jardines residenciales en las ciudades, estudiamos la composición y estructura de la comunidad de aves en un jardín privado “amigable” en la ciudad de San Miguel de Tucumán, durante el otoño y el invierno.

MÉTODOS

Área de estudio

Los muestreos se realizaron en una propiedad privada cuya superficie total de espacio verde es de 160 m², ubicada en la ciudad de San Miguel de Tucumán (26°48'55"S, 65°15'40"O). La casa tiene un jardín delantero de 80 m² (incluyendo la vereda) y un jardín trasero de 80 m² (fondo), cuya vegetación se caracteriza por estar constituida por un 48% de árboles y arbustos nativos, y con diferentes estratos de vegetación.

Este jardín privado, comenzó en el año 2000 con solo algunos sectores de césped. El primer árbol plantado fue un Lapacho Amarillo (*Handroantus albus*), y a lo largo de los años se fueron incorporando numerosas especies vegetales que conformaron los diferentes estratos de vegetación. El estrato arbóreo está constituido por: Lapacho Amarillo (*H. albus*), Tarco (*Jacaranda mimosifolia*), Papaya (*Carica papaya*), Banano (*Musa paradisiaca*), Guayacán (*Libidibia paraguariensis*), Palo Santo (*Bulnesia sarmientoi*), Ramo (*Cupania vernalis*), Pata de Vaca (*Bauhinia variegata*), Liquidambar (*Liquidambar* sp.). El estrato arbustivo, está conformado por: Chalchal de Gallina (*Vassobia breviflora*), Rosa China (*Hibiscus rosa-sinensis*), Ruelia (*Ruellia brevifolia*), Salvia (*Salvia leucantha*), Cheflera (*Schefflera arboricola*), Filodendro (*Philodendron* sp.), Hortencia (*Hydrangea* sp.), y además diferentes enredaderas y herbáceas: Potus (*Epipremnum aureum*), Pasionaria (*Passiflora caerulea*), Costilla de Adán (*Monstera deliciosa*), Jazmín de Leche (*Trachelospermum jasminoides*). El suelo se encuentra cubierto por gramíneas, herbáceas y Frutilla Silvestre (*Duchesnea indica*) (Figura 1).

Muestreo de las aves

Los conteos de aves se realizaron en el jardín delantero (un punto) y en el jardín trasero (un punto), desde el 20 de marzo al 17 de septiembre de 2020 (otoño e invierno), usando la metodología de censos de punto de radio fijo de 10 m y 20 min de duración (Bibby et al. 2000, Echevarria et al. 2011).

Los conteos se hicieron una vez por día, en horas de la mañana (entre las 08:00 y las 10:00 h) o a la tarde (entre las 16:00 y las 18:00 h); salvo condiciones climáticas de vientos fuertes o lluvia, según Conner y Dickson (1980). Las aves fueron observadas con binoculares de 10 x 50 mm y para su identificación se utilizaron guías de campo (Narosky y Yzurieta 2010, López-Lanús 2017); para el análisis se registraron en los conteos solo las aves vistas.

Características de la comunidad de aves

Se clasificaron las especies en ensamblajes tróficos, dietas y especies migratorias y residentes. Para los ensamblajes tróficos, se agruparon las especies según los patrones de explotación de los recursos considerando cómo buscan el alimento (tácticas) y dónde (microhábitats) (Jaksic 1981, Echevarria 2001, Juri 2007): ensamble 1) aves que buscan alimento caminando en el suelo; ensamble 2) aves que buscan alimento entre la vegetación; y ensamble 3) aves que buscan alimento desde el aire y/o perchas. Para la alimentación, se

clasificaron las especies en base al tipo de dieta dominante, según los criterios de Canevari et al. (1991), del Hoyo (2020) y se definieron los siguientes ítems: carnívoras: especies que consumen tanto vertebrados (peces, anfibios, reptiles, aves y pequeños mamíferos), como invertebrados (crustáceos, moluscos, arañas), y presas muertas o carroña; herbívoras: especies que consumen brotes, frutos, flores y otras materias vegetales; insectívoras: aquellas que se alimentan de insectos y larvas; granívoras: especies que consumen granos; omnívoras: especies que consumen materias vegetales y animales; y nectarívoras: aquellas especies que se alimentan de néctar.

Para la clasificación de especies según el comportamiento migratorio, se usó los criterios de Capllonch (2007, 2018), Capllonch et al. (2009), Ortiz et al. (2013). Se clasificaron en Migrantes Altitudinales (MA): especies que nidifican en las serranías y durante el invierno se trasladan a la zona pedemontana o a la llanura, y Migrantes Regionales (MR): especies que nidifican en la Patagonia, Centro, Sur, NE de Argentina y se desplazan a otras zonas en diferentes épocas del año. Además, se consideraron a las especies residentes (R), según los criterios de Juri (2007), Presti y Echevarria (2009), Echevarria et al. (2011) y Bulacia (2021).

Análisis de datos

La riqueza de especies de aves fue expresada como el número de especies presentes; se calculó el Índice de Importancia Relativa (IR) según los criterios de Bucher y Herrera (1981), para estimar la importancia de cada especie en la comunidad, según la siguiente expresión $IR = ((ni \times Mi)/(Nt \times Mt)) \times 100$; ni = número de individuos censados de la especie i , Nt = total de individuos de todas las especies, Mi = número de censos en los que estaba presente la especie i , Mt = total de muestras. La abundancia relativa (AR) de cada especie se midió como la relación porcentual del número de individuos de la especie registrados en todos los censos con relación al total de individuos de todas las especies; la Frecuencia (F) de cada especie se calculó como la proporción entre el número de conteos en que la especie estuvo presente en relación al total de conteos realizados. Se graficaron dos curvas de rango-abundancia (curva de Whittaker) para mostrar los cambios en el orden de abundancia de las especies (otoño e invierno) y la variación de la composición de la comunidad presente en el jardín privado “amigable” (Feinsinger 2003). Las especies registradas en el espacio aéreo no fueron incluidas en dichas curvas.

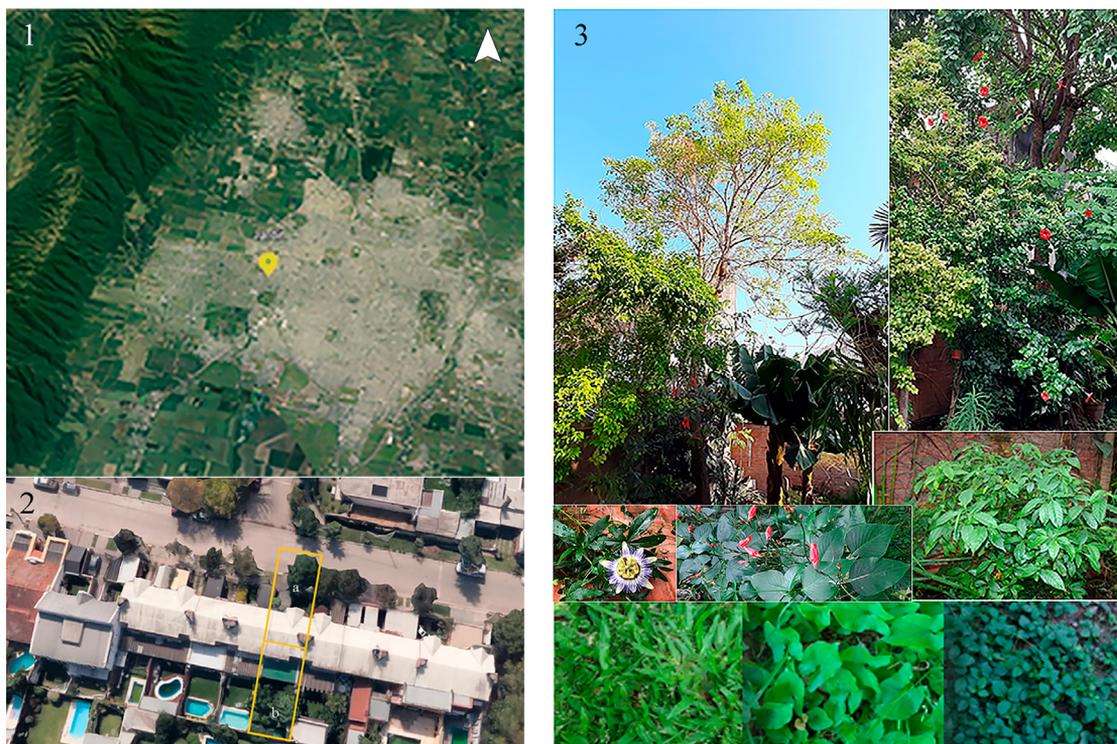


Figura 1. Localización del área de estudio jardín privado “amigable” en San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina. Referencias: 1) imagen satelital del Gran San Miguel de Tucumán, mostrando la matriz de urbanización; 2) resaltado en recuadro amarillo la ubicación del sitio de muestreo, donde se observan los dos puntos de muestreo: a) jardín delantero y b) jardín trasero; 3) composición de los diferentes estratos de vegetación. Fuente: 2020 Google Earth.

RESULTADOS

En el Jardín privado “amigable” de San Miguel de Tucumán, se realizaron 174 conteos y se registraron un total de 38 especies (5221 individuos) de 20 familias y 8 órdenes de aves. Cabe destacar que seis especies usaron solo el espacio aéreo del jardín (Tabla 1). De los resultados obtenidos, 17 especies serían comunes y abundantes según el Índice de Importancia Relativa ($IR > 0.5$); 25 especies se registraron en al menos el 10% de los conteos y al menos 4 especies presentaron valores sobre 8% de abundancia relativa (Tabla 1).

En cuanto a los ensamblajes tróficos, el 50% de las especies corresponde a las aves que buscan alimento entre la vegetación, seguido por un 31.58% las aves que buscan alimento caminando en el suelo y un 18.42% las aves que buscan alimento desde el aire y/o perchas. En cuanto a los ítems de alimentación, se identificaron seis en total; registramos que las especies omnívoras se encuentran en primer lugar (13), seguidas por las insectívoras (8), carnívoras (6), granívoras (3), herbívoras (5), nectarívoras (3). Además, observamos que el ensamblaje de aves que buscan alimento entre la vegetación estuvo representado por los seis ítems de alimentación. El 50% de las especies fueron residentes y entre las migrantes, el 31.58% fueron altitudinales y el 18.42% regionales (Tabla 1).

Las curvas de rango-abundancia exhibieron una

pendiente similar para las dos estaciones muestreadas (otoño e invierno), destacándose por su abundancia, *Thraupis sayaca*, *Spinus magellanicus*, *Pitangus sulphuratus*, *Molothrus bonariensis*, *Columba livia*. Además, se observan especies con valores intermedios *Zenaida auriculata*, *Saltator coerulescens*, *Amazilia chionogaster*, *Furnarius rufus*, *Turdus rufiventris*, *Chlorostilbon lucidus* y *Myioborus bruniceps*; el resto de las especies presentaron valores de abundancias bajas. Además, se observan especies exclusivas para el otoño tales como *Tyrannus melancholicus*, *Zonotrichia capensis*, *Crotophaga ani* y *Veniliornis mixtus*, mientras que en el invierno *Helimaster furcifer* (Figura 2).

DISCUSIÓN

En la actualidad se conocen 489 especies de aves para la provincia de Tucumán, reportados por Brandán y Navarro (2009) y Álvarez et al. (2022). En el presente trabajo encontramos un 13% de dichas especies, si lo comparamos con los estudios realizados en urbanizaciones de San Miguel de Tucumán y Yerba Buena por Juri (2007), donde registró 79 especies de aves, el porcentaje es de un 48%. Es decir, que el pequeño jardín privado “amigable” fue un hábitat importante para las especies de aves del gran San Miguel de Tucumán y remarca la importancia de este tipo de espacios verdes urbanos para la comunidad de aves en general.

Varios autores evidencian que la falta de cobertu-

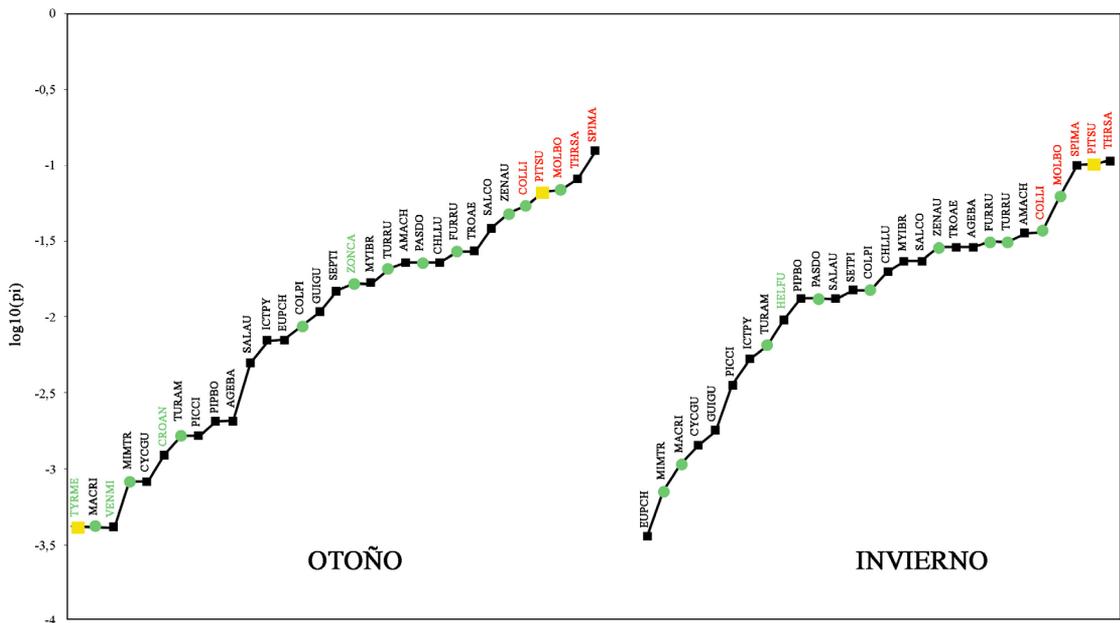


Figura 2. Curvas de Rango-Abundancia por estaciones del año muestreadas (otoño e invierno) para las especies registradas en un jardín privado “amigable”, Tucumán, Argentina. Referencias: especies con letras rojas son las que presentaron los valores de abundancia altos; las especies con letras verdes son las exclusivas en cada estación; círculos verdes ensamble 1 (aves que buscan alimento caminando en el suelo); cuadrado negro ensamble 2 (aves que buscan alimento entre la vegetación) y cuadrado amarillo ensamble 3 (aves que buscan alimento desde el aire y/o perchas).

Tabla 1. Lista de especies registradas en un jardín privado “amigable”, Tucumán, Argentina.

Referencias: * Especies que usaron solo el espacio aéreo. (MR) migrantes regionales, (MA) migrantes altitudinales y (R) especies residentes. Ensamblajes: 1 aves que buscan alimento caminando en el suelo; 2 aves que buscan alimento entre la vegetación y 3 aves que buscan alimento desde el aire y/o perchas. Dieta de las aves: (O) omnívoro; (C) carnívoro; (I) insectívoro; (N) nectarívoro; (G) granívoro, (H) herbívoro. IR Índice de Importancia Relativa, F Frecuencia, AR Abundancia Relativa.

Orden/Familia	Especie	Códigos	Migr./Resid.	Ensamblajes	Dieta	IR	F	AR
Columbiformes/ Columbidae	<i>Columba livia</i>	COLLI	R	E1	O	1.65	36.78	4.48
	<i>Columbina picui</i>	COLPI	R	E1	G	0.19	15.52	1.24
	<i>Zenaida auriculata</i>	ZENAU	R	E1	G	1.39	36.78	3.77
Cuculiformes/ Cuculidae	<i>Crotophaga ani</i>	CROAN	R	E2	O	0.00	1.15	0.06
	<i>Guira guira</i>	GUIGU	R	E2	C	0.02	2.87	0.59
	<i>Amazilia chionogaster</i>	AMACH	MA	E2	N	2.00	67.24	2.97
Apodiformes/ Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	CHLAU	R	E2	N	1.09	50.00	2.18
	<i>Helimaster furcifer</i>	HELFU	MR	E2	N	0.06	11.49	0.52
	<i>Vanellus chilensis</i> *	VANCH	R	E1	C	0.76	31.61	2.41
Accipitriformes/ Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i> *	RUPMA	R	E3	C	0.04	8.05	0.48
	<i>Geranoaetus melanoleucus</i> *	GERME	R	E3	C	0.00	0.57	0.02
Piciformes/ Picidae	<i>Picumnus cirratus</i>	PICCI	MA	E2	I	0.02	6.90	0.27
	<i>Veniliornis mixtus</i>	VENMI	R	E2	I	0.00	0.57	0.02
Falconiformes/ Falconidae	<i>Caracara plancus</i> *	CARPL	R	E3	C	0.00	2.30	0.10
	<i>Falco sparverius</i> *	FALSP	R	E3	C	0.00	0.57	0.02
Passeriformes/ Furnariidae	<i>Furnarius rufus</i>	FURRU	R	E1	O	1.49	51.15	2.91
	<i>Machetornis rixosa</i>	MACRI	R	E1	I	0.00	1.72	0.08
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	PITSU	R	E3	O	7.64	90.23	8.47
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	TYRME	MR	E3	I	0.00	0.57	0.02
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	CYCGU	MR	E2	O	0.00	3.45	0.11
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> *	PYGCY	MA	E3	I	12.72	56.90	22.35
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	TROAE	R	E2	I	2.05	69.54	2.95
Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	TURAM	MR	E1	O	0.05	12.07	0.42
	<i>Turdus rufiventris</i>	TURRU	MA	E1	O	1.61	61.49	2.62
Mimidae	<i>Mimus triurus</i>	MIMTR	MR	E1	O	0.00	2.30	0.08
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	PASDO	R	E1	O	0.61	34.48	1.78
Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	EUPCH	MA	E2	H	0.04	10.34	0.36
	<i>Spinus magellanicus</i>	SPIMA	MA	E2	G	3.90	35.06	11.13
	<i>Agelaioides badius</i>	AGEBA	MR	E2	O	0.12	6.90	1.69
Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	ICTPY	MA	E2	H	0.06	10.34	0.61
	<i>Molothrus bonariensis</i>	MOLBO	MR	E1	O	1.23	18.97	6.49
Parulidae	<i>Setophaga pitiayumi</i>	SETPI	MA	E2	I	0.45	29.89	1.49
	<i>Myioborus bruniceps</i>	MYIBR	MA	E2	I	0.91	43.68	2.09
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	ZONCA	R	E1	O	0.09	11.49	0.77
	<i>Saltator aurantiirostris</i>	SALAU	MA	E2	H	0.23	24.14	0.96
Thraupidae	<i>Saltator coerulescens</i>	SALCO	R	E2	O	1.49	47.70	3.12
	<i>Thraupis sayaca</i>	THRSA	MA	E2	H	8.18	85.63	9.56
	<i>Rauenia bonariensis</i>	RAUBO	MA	E2	H	0.09	11.49	0.80

ra vegetal y la ausencia de un estrato medio de vegetación incide de forma negativa en la riqueza de especies de aves (Jokimäki y Huhta 2000, Juri 2007, Silva et al. 2016, Muñoz-Pedrerros et al. 2018, Benito et al. 2019). Esto fue evidenciado por Lucero et al. (2005) en San Miguel de Tucumán, donde estudiaron tres parques, los cuales presentan un gran número de especies arbóreas y la ausencia casi total de estratos de vegetación intermedios.

Haene (2018) registró para la Ciudad Autónoma de Buenos Aires un aumento tanto en la riqueza de especies como en la composición y la estructura de la comunidad de aves y que podría ser, por incorporar en un espacio verde urbano, vegetación similar a la de un ambiente natural.

El jardín analizado en el presente trabajo tiene en su composición vegetal tanto especies exóticas como nativas, que podrían atraer a diferentes especies de aves. Por ejemplo, se registraron zorzales (*Turdus rufigiventris* y *T. amaurochalinus*) alimentándose de lombrices y frutos de Chalchal de Gallina (*Vassobia breviflora*) en el suelo y en el estrato arbustivo; en el estrato arbóreo y arbustivo se observaron especies insectívoras, como *Myioborus bruniceps* y *Setophaga pitiayumi* que fueron frecuentes visitantes del jardín. Además, los frutos de Chalchal de Gallina y la Papaya, son consumidos por *Thraupis sayaca*, *Rauenia bonariensis*, *Pitangus sulphuratus*, *Saltator coerulescens* y *S. aurantirostris*. Cabe destacar, que plantas con flores como Ruelia (*Ruellia brevifolia*), Pasionaria (*Passiflora caerulea*), Pata de Vaca (*Bauhinia variegata*) y Rosa China (*Hibiscus rosa-sinensis*), proporcionan néctar para las tres especies de picaflores registradas. Así también destacamos, al Lapacho Amarillo (*Handroantus albus*), con su denso follaje, que es visitado para forrajear su tronco y ramas por las dos especies de carpinteros y el resto de las especies observadas lo utilizan tanto para alimentarse como de refugio. Las semillas de Liquidámbar (*Liquidambar* sp.) sirven de alimento a *Spinus magellanicus*, que forman bandadas numerosas alrededor del árbol. Además, una pareja de *Icterus pyrrhopterus*, construyeron un nido en un banano donde se registró un pichón volantón que permaneció aproximadamente dos semanas junto a los padres.

Como menciona Haene (2018), las enredaderas, como la Pasionaria (*Passiflora caerulea*), tiene un gran valor ornamental y nutricional para atraer mariposas y otros insectos; en el jardín estudiado se observó que son fuente de alimento para aves insectívoras y frugívoras. La alta riqueza de especies, tanto residentes como migratorias, observada en un único jardín urbano, reforzaría la importancia de generar estos pe-

queños espacios verdes “amigables” en las ciudades.

Las aves que buscan alimento entre la vegetación y aves omnívoras e insectívoras fueron el ensamble trófico e ítems alimenticios con mayor número de especies. El mismo patrón fue encontrado por Juri (2007) en urbanizaciones de San Miguel de Tucumán y Yerba Buena; Presti y Echevarria (2009) en el Parque Percy Hill; Echevarria et al. (2011) en el Jardín Botánico de la Fundación Miguel Lillo, y Bulacia (2021) en jardines “amigables” de San Miguel de Tucumán y Yerba Buena. Implementar pautas de manejo en dichos jardines, podría incrementar la diversidad de los otros ensambles tróficos e ítems alimenticios que son los menos abundantes.

Con respecto a las migraciones, el 50% de las especies son migratorias que se desplazan por rutas definidas y utilizan diversos sitios para reabastecerse y seguir su migración y/o se establecen y se reproducen en los lugares que llegan. Osorio-Olarte (2012) destaca en parques y jardines de Bogotá el incremento de las especies migratorias; lo mismo fue reportado por Juri y Chani (2009), en urbanizaciones de San Miguel de Tucumán y Yerba Buena. La calidad del hábitat afecta la conservación de las aves migratorias, y su deterioro tiene consecuencias negativas en las poblaciones. La presencia de aves migratorias en este jardín privado “amigable” puede brindar información de la calidad del ambiente (Bennett 2004, Osorio-Olarte 2012, Villaseñor y Escobar 2022) y darle un nuevo valor a dichos jardines privados como reservorios o puntos de parada para las aves migratorias.

El elenco de especies consideradas urbanas podría verse modificado o ampliado si tenemos en cuenta que muchas especies típicas de ambientes naturales cercanos podrían ser abundantes en áreas residenciales o ser consideradas “adaptadoras urbanas” según Blair (1996) y Leveau e Ibañez (2022). Por ello consideramos que este estudio es un primer paso para mostrar el potencial valor que tienen los jardines privados urbanos, sin importar sus dimensiones (160 m²). A diferencia de lo que describen Daniels y Kirkpatrick (2006), en jardines de Tasmania (Australia), donde proponen que los jardines urbanos tienen que ser grandes, con árboles altos y un sotobosque denso nativo. Consideramos que aumentar el valor de los jardines privados “amigables” para las aves, no sólo aumentaría el valor de la diversidad intrínseca de un ambiente urbano en general, sino también en la calidad de vida de los habitantes del lugar.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Fundación Miguel Lillo por el financiamiento. A la Dra. María Dolores Juri por sus importantes aportes al manuscrito. Al Lic. Pablo Pereyra de la Sección Iconografía de la FML, por la edición y compaginación de las figuras. A los revisores anónimos por las sugerencias que mejoraron sustancialmente el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ÁLVAREZ M, CANZ A, AVELDAÑO S, ARAOZ R, MOLINA A, CAPLLONCH P, MIATELLO R Y ORTIZ D (2022) Registros novedosos de aves para la provincia de Tucumán, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 353:1-6
- ARONSON MF, LA SORTE FA, NILON CH, KATTI M, GODDARD MA, LEPCZYK CA, WARREN PS, WILLIAMS NSG, CILLIERS S, CLARKSON B, DOBBS C, DOLAN R, HEDBLUM M, KLOTZ S, KOOLJMAN J, KÜHN I, MACGREGOR-FORS I, MCDONNELL M, MÖRTBERG U, PYŠEK P, SIEBERT S, SUSHINSKY J, WERNER P Y WINTER M (2014) A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society* 281:20133330
- BENITO JF, ESCOBAR MAH Y 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* 83:114-125
- BENNETT AF (2004) Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. IUCN, San José, Costa Rica
- BIBBY CJ, BURGESS ND, HILL DA Y MUSTOE SH (2000) Bird census techniques. Academic Press, London
- BLAIR RB (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecology Application* 6:506-519
- BLAIR RB (1999) Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9:164-170
- BRANDÁN ZJ Y NAVARRO CI (2009) Lista actualizada de las aves de la provincia de Tucumán. Bird Checklist. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina
- BUCHER EH Y HERRERA G (1981) Comunidades de aves acuáticas de la Laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). *Ecosur, Argentina*, 8:91-120
- BULACIA MM (2021) *Jardines “amigables” como corredores verdes para aves nativas en el gran San Miguel de Tucumán*. Tesina de Grado. Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán
- CANEVARI M, CANEVARI GR, HARRIS G, RODRIGUEZ MATA J Y STRANECK RJ (1991) *Nueva guía de las aves argentinas*. Ediciones Fundación ACINDAR, Buenos Aires, Argentina
- CAPLLONCH P (2007) Migraciones de especies de Tyrannidae de la Argentina: Parte 1. *Acta Zoológica Lilloana* 51:151-160
- CAPLLONCH P (2018) Un panorama de las migraciones de aves en Argentina. *El Hornero* 33:1-18
- CAPLLONCH P, ORTIZ D Y SORIA K (2009) Migraciones de especies de Tyrannidae de la Argentina: Parte 2. *Acta Zoológica Lilloana* 53:77-97
- CHACE JF Y WALSH JJ (2004) Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74:46-79
- CONNER RN Y DICKSON JG (1980) Strip transect sampling and analysis for avian habitat studies. *The Wildlife Society Bulletin* 8:4-10
- DANIELS GD Y KIRKPATRICK JB (2006) Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation* 133:326-335
- ECHEVARRIA AL (2001) *Estudios ecológicos de las aves acuáticas del embalse El Cadillal, provincia de Tucumán*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán
- ECHEVARRIA AL, LOBO ALLENDE IR, JURI MD, CHANI JM, TORRES DOWDALL J Y MARTÍN E (2011) Composición, estructura y variación estacional de la comunidad de aves del Jardín Botánico de la Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 55:123-136
- FEINSINGER P (2003) El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia
- FERNÁNDEZ-JURICIC E (2000) Bird community composition pattern in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. *Ecological Research* 15:373-383
- HAAG ML, JAUREGUI A, GONZÁLEZ E, COLOMBO MA Y SEGURA LN (2020) Efecto de la alteración del hábitat en la comunidad de aves de la localidad balnearia de Cariló, Argentina. *El Hornero* 35:36-46
- HAEDO J, BLENDINGER PG Y GASPARRI NI (2010) Estructura espacial del ensamble de aves en el gradiente de urbanización de Yerba Buena-San Miguel de Tucumán, noroeste de Argentina. *En Ecología de una interface natural-urbana. La sierra de San Javier y el Gran San Miguel de Tucumán*, (ed.) Grau HR, 153-166
- HAENE E (2018) Los jardines con plantas nativas aportan

- biodiversidad urbana. Estudio de caso en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. *Perspectivas: Revista Científica de la Universidad de Belgrano* 1:219-238
- HAENE E (2020) *Biocorredores de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, un modelo demostrativo para la Argentina*. Universidad de Belgrano. Buenos Aires
- DEL HOYO J ED. (2020) *All the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona
- JAKSIC FM (1981) Abuse and misuse of the term "guild" in ecological studies. *Oikos* 37:397-400
- JOKIMÄKI J Y HUHTA E (2000) Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor* 102:838-847
- JURI MD (2007) *Estudios ecológicos de la Comunidad de Aves en un gradiente urbano. Tucumán, Argentina*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales e IML, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán
- JURI MD Y CHANI JM (2009) Variación estacional en la composición de las comunidades de aves en un gradiente urbano. *Ecología Austral* 19:175-184
- LEVEAU LM Y LEVEAU CM (2004) Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El Hornero* 19:13-21
- LEVEAU LM E IBÁÑEZ I (2022) Nesting Site and Plumage Color Are the Main Traits Associated with Bird Species Presence in Urban Areas. *Animals* 12: 1148
- LEVEAU LM Y ZURIA (2017) Flocking the city: avian demography and population dynamics in urban Latin American. Pp. 57-77. En: MacGregor-Fors I, Escobar-Ibáñez JF (eds.) *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*
- LEVEAU LM, LEVEAU CM, VILLEGAS M, CURSACH JA Y SUAZO CG (2017) Bird communities along urbanization gradients: a comparative analysis among three neotropical cities. *Ornitología Neotropical* 28:77-87
- LÓPEZ-LANÚS B (2017) *Guía Audiornis de las aves de Argentina, fotos y sonidos: identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes*. Segunda edición. Audiornis Producciones. Buenos Aires, Argentina
- LIN BS Y CHEN TW (2022) The plant and faunal species composition and diversity on rooftop farms: Seasonal variation and the effects of site and surrounding characteristics. *Landscape and Urban Planning* 226: 104483
- LUCERO MM, BRANDÁN ZJ Y CHANI JM (2005) Composición y variación anual de la avifauna de los tres grandes parques urbanos de San Miguel de Tucumán (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 49:43-48
- MCDONALD RI, COLBERT M, HAMANN M, SIMKIN R Y WALSH B (2018) Nature in the urban century. *The Nature Conservancy* 1-79
- MONTALTI D Y KOPIJ G (2001) Bird community of inner La Plata City, Argentina. *Acta Ornithologica* 36:161-164
- MUÑOZ-PEDREROS A, GONZÁLEZ-URRUTIA M, ENCINA-MONTOYA F Y NORAMBUEN HV (2018) Effects of vegetation strata and human disturbance on bird diversity in green areas in a city in southern Chile. *Avian Research* 9:38
- NAROSKY T E Y ZURIETA D (2010) *Guía de Identificación de Aves de Argentina y Uruguay*. (eds.) Vazquez Mazzini, Buenos Aires, Argentina
- ONU-HÁBITAT (2020) Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. (URL: <https://www.un.org/ruleoflaw/es/un-and-the-rule-of-law/united-nations-human-settlements-programme>)
- ORTIZ D, CAPLLONCH P, AVELDAÑO S, MAMANÍ J, QUIROGA O Y MORENO TEN T (2013) Los passeriformes de Tucumán, Argentina: Lista, Distribución y Migración. *Revista Biológica* 16:39-71
- OSORIO-OLARTE J (2012) Aves migratorias neotropicales en parques y jardines de Bogotá: 1945-2005. *Revista nodo* 12:67-82
- PALACIO FX, IBÁÑEZ LM, MARAGLIANO RE Y MONTALTI D (2018) Urbanization as a driver of taxonomic, functional, and phylogenetic diversity losses in bird communities. *Canadian Journal of Zoology* 96:1114-1121
- PRESTI PM Y ECHEVARRIA AL (2009) El ensamble de aves en un relicto de selva pedemontana: Parque Percy Hill (Yerba Buena, Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 53:55-67
- SILVA CP, SEPULVEDA RD Y BARBOSA O (2016) Non-random filtering effect on birds: species and guilds response to urbanization. *Ecology and Evolution* 6:3711-3720
- VAN HEEZIK Y, FREEMAN C, PORTER S Y DICKINSON KJM (2013) Garden size, householder knowledge, and socio-economic status influence plant and bird diversity at the scale of individual gardens. *Ecosystems* 16:1442-1454
- VILLASEÑOR NR Y ESCOBAR MAH (2022) Promoviendo ciudades amigables con las aves: aprendizajes tras cinco años de estudios empíricos en Santiago de Chile. *El Hornero* 37:23-31

Reseña de Tesis

INTERACCIONES Y USO DE HÁBITAT DE TRES ESPECIES DE CARPINTEROS (AVES, PICIDAE) UTILIZANDO RADIOTELEMETRÍA: IMPORTANCIA PARA ESTRATEGIAS DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE ATLÁNTICO

INTERACTIONS AND HABITAT USE OF THREE WOODPECKER SPECIES (AVES, PICIDAE) USING RADIOTELEMETRY: RELEVANCE FOR ATLANTIC FOREST CONSERVATION STRATEGIES

Autor: Juan Manuel Fernández
fzjmanuel@gmail.com

Directores: Martjan Lammertink

Codirector: Ignacio Areta

Universidad: Universidad Nacional del Nordeste (UNNE)

Año: 2022

En esta tesis se plantea conocer y comparar los aspectos ecológicos del Carpintero Cara Canela (*Celeus galeatus*), endémico del Bosque Atlántico, vulnerable a nivel mundial y en peligro en Argentina; el Carpintero Garganta Estriada (*Dryocopus lineatus*) y el Carpintero Grande (*Campephilus robustus*); en dos condiciones de bosque (maduro y bajo tala selectiva). Para comprender mejor la especialización en el uso de hábitat de *C. galeatus* se generaron datos de pernocte de esta especie, se comparó el tamaño del área de acción, la selección de sitios de alimentación y anidación de las tres especies de carpinteros, y se analizaron las diferencias de disponibilidad de estos recursos entre bosques maduros y perturbados. Finalmente, se brindan recomendaciones en el manejo y estrategias de conservación de áreas con explotación forestal y áreas prístinas en el Bosque Atlántico. El trabajo de campo se llevó a cabo en el Bosque Atlántico del este de la provincia de Misiones. Los muestreos se realizaron en el (1) Parque Provincial Cruce Caballero, (2) El Valle del Arroyo Alegría, (3) La Reserva Natural Cultural Papel Misionero y (4) Lote 13. Para el forrajeo las especies seleccionaron diferentes especies de árboles, diámetros a la altura del pecho (DAP), alturas, estados de decaimiento de árbol y estado de decaimiento de sustratos. *C. robustus* y *D. lineatus* excavaron cavidades en nueve y ocho especies de árboles, respectivamente, mientras que *C. galeatus* excavó el 88% de sus nidos en dos especies

del género *Nectandra*. *C. galeatus* utilizó frecuentemente árboles vivos, parcialmente decaídos y reutilizó viejas cavidades en mayor proporción que las otras dos especies. A diferencia de otras especies, *C. galeatus* pernocta todo el año en cavidades naturales formadas por descomposición, con espacio para perchar por encima de la entrada de la cavidad, en troncos de árboles vivos. Después de nidificar, cada adulto comparte la cavidad dormitorio con uno de los juveniles, por hasta 67 días. De las tres especies, solo *C. galeatus* ocupó áreas de acción mayores en bosque bajo tala selectiva, promediando 60 ± 12.6 ha para la pareja en bosque maduros, y 105 ± 38.7 ha en bosques bajo tala selectiva. *C. galeatus* mostró una separación notable entre las áreas de acción del macho y la hembra de la pareja, con un solapamiento de solo $8 \pm 9\%$ que ocurrió principalmente cerca del nido. Las variables de densidad de árboles nido potenciales de *C. galeatus*, densidad de árboles dormitorio potenciales de *C. galeatus*, área basal por ha de árboles < 30 cm DAP, densidad de árboles vivos > 30 cm DAP, y densidad de árboles muertos en pie por ha, difirieron entre tipos de bosque o entre sitios de estudio. Los tamaños del área de acción de *C. galeatus* fueron menores con una mayor densidad de árboles dormitorio potenciales y con un mayor porcentaje de cobertura de bambú. El tamaño del área de acción de *C. robustus* fue menor con una mayor densidad de árboles muertos en pie. El tamaño del área de acción de *D. lineatus* no estuvo relacionado a ninguna de las variables medidas. La preferencia de *C. galeatus* por árboles vivos grandes para pernoctar y nidificar lo hace sensible a la tala selectiva. Se recomienda que los elementos claves aquí encontrados que están relacionados a un área de acción más pequeña sean considerados en el manejo sostenible de los bosques y planes de restauración de las áreas forestadas.

Establecida en 1917

El HORNERO

Revista de Aves Argentinas · Sociedad Ornitológica del Plata



Volumen 38 - Número 1 - Agosto 2023

ISSN 0073-3407 (*Versión impresa*) · ISSN 1850-4884 (*Versión electrónica*)



Accedé a la colección completa de El Hornero ingresando
a elhornero.avesargentinas.org.ar

