

# Ornitología Colombiana



Noviembre 2020 | Número 18

<http://asociacioncolombianadeornitologia.org/revista-ornitologia-colombiana/>





**Imagen de la portada:** *Todirostrum cinereum*, *Pygochelidon cyanoleuca*, *Tangara gyrola*, *Thryophilus nicefori*, *Elanus leucurus* y *Eremophila alpestris peregrina*

Fotografías: Fernando Cediél, Javier Ernesto Cortés Suárez, Luis Alejandro Arias

## CONTENIDO

### Nota editorial

Nota editorial

*Loreta Rosselli & Orlando Acevedo-Charry*  
01:02

### Artículos

Aves urbanas en zonas verdes del área metropolitana de Bucaramanga, Santander, Colombia  
Urban birds in green zones of the metropolitan area of Bucaramanga, Santander, Colombia  
*Fernando Cediél & Andrés Julián Lozano-Flórez*  
03:22

Estado poblacional de la alondra cornuda (*Eremophila alpestris peregrina*) en el Lago de Tota, Boyacá, Colombia  
Population status of the horned lark (*Eremophila alpestris peregrina*) at Tota Lake, Boyacá, Colombia  
*Luis Alejandro Arias-Sosa, Pablo Rodríguez-A† & Ariel S Espinosa-Blanco*  
23:33

Occupancy of the Sooty ant-tanager (*Habia gutturalis*) and White-mantled barbet (*Capito hypoleucus*) in fragmented forests of the Central Andes in Colombia  
Ocupación del habia ceniza (*Habia gutturalis*) y el torito capiblanco (*Capito hypoleucus*) en bosques fragmentados de la Cordillera Central en Colombia  
*Jeffry S. Betancur, Andrea Morales-Rozo & Juan L. Parra*  
34:57

Reducción poblacional del cóndor andino (*Vultur gryphus*) en los Andes Centrales de Colombia: un llamado urgente para evitar su extinción local

Population decline of the Andean Condor (*Vultur gryphus*) in the Central Andes of Colombia: a urgent call to prevent its local extinction

*Santiago Zuluaga & Oscar Ospina Herrera*

58:69

## Notas Breves

Comportamiento de forrajeo y consumo de un roedor por parte del gavilán maromero (*Elanus leucurus*) en el enclave seco del municipio de Villa de Leyva (Boyacá, Colombia)

Foraging behavior and consumption of a rodent by the White-tailed Kite (*Elanus leucurus*) in the dry forest of the municipality of Villa de Leyva (Boyacá, Colombia)

*Javier Ernesto Cortés-Suárez, Daniela Gómez & Diego Amaya-Villabona*

70:75

Notas de reproducción de seis especies de colibríes de los Andes en Ecuador

Notes on the reproduction of six species of hummingbirds in the Ecuadorian Andes

*Harold F. Greeney & Mery E. Juiña-J*

76:85

Este número de Ornitología Colombiana viene con una serie de novedades. La primera es el estreno de Loreta Rosselli como editora general, proceso arduo de aprendizaje que sin duda puede haber demorado la publicación del número, pero que seguirá consolidando los altos estándares de la revista. Este proceso por suerte cuenta con la ayuda del coeditor Orlando Acevedo-Charry y la asistente editorial Tatian Celeita, sin quienes esta aventura hubiera sido imposible. Loreta no se le hubiera medido a este reto aterrador sin contar con el constante apoyo y guianza de F. Gary Stiles, editor de OC durante 14 años. También ha sido clave la generosa orientación por parte de Nubia Estela Matta-Camacho y Carlos Eduardo Sarmiento-Monroy de la Universidad Nacional de Colombia, curtidos editores quienes han estado disponibles para reuniones y consultas de gran valor en este continuo entrenamiento.

La otra novedad es que OC quedó indexada en el sistema nacional de indexación de Minciencias según los resultados de la Convocatoria para indexación de revistas científicas colombianas especializadas - Publindex 2020 (<https://minciencias.gov.co/convocatorias/fortalecimiento-capacidades-para-la-generacion-conocimiento/convocatoria-para>). Este es un logro que OC, a pesar de estar indexada en Scopus desde hace más de una década, venía buscando y es sin duda un reconocimiento a la larga historia y continuidad de nuestra revista. Esperamos que esta clasificación atraiga la atención de autores nacionales para dar a conocer sus trabajos. Otra fase de cambio que está viviendo OC es su traslado al Open Journal System (OJS), un desarrollo libre para manejar el proceso editorial y todos los contenidos en línea que está siendo utilizado por miles de revistas en todo el mundo. Esta herramienta facilita la tarea de editores, revisores, autores y lectores; permite un mejor seguimiento del flujo editorial de la publicación de cada número, reduciendo así tiempo y recursos, lo cual a su vez aumenta la visibilidad de la revista. La migración al OJS se está adelantando con la enseñanza, asesoría y orientación de la licenciada Alejandra Delfina Arriaga Martínez de la Universidad Autónoma de México y el apoyo técnico del ingeniero Víctor Manuel Franco Cañón. Presentamos en este número 18 de OC varios trabajos sobre taxones colombianos endémicos y amenazados que incluyen estados poblacionales

del cóndor y la alondra cornuda y una aproximación cuantitativa de los efectos de características del paisaje sobre la ocupación de *Habia gutturalis* y *Capito hypoleucus* en áreas de amortiguación de hidroeléctricas. Se incluye también un artículo sobre las aves de la ciudad de Bucaramanga, ampliando así el conocimiento sobre la biodiversidad urbana del país, una nota sobre el forrajeo de *Elanus leucurus* y un interesante aporte a la información sobre seis especies de colibríes del Ecuador. Es así como desde OC seguimos presentando un variado ramillete de temáticas para nuestros lectores, que van desde aportes a la historia natural, pasando por la biología reproductiva y herramientas cuantitativas robustas para alcanzar la conservación de las aves que habitan Colombia.

## Agradecimientos

Además de nuestro agradecimiento a los colaboradores mencionados en nuestro traslado a OJS, reconocemos la labor del artista Roberto Sanmartín Barberi quien nos ha apoyado desde hace 30 años con los diseños de nuestros logos, camisetas y ahora con el encabezado que aparecerá en OJS. Como siempre, expresamos nuestras gracias a los editores asociados y evaluadores de los manuscritos publicados en este número por su tiempo y esfuerzo: Juan David Amaya (Colombia), Laura Céspedes (Colombia), Oscar Marín (México), Iván Darío Valencia (Colombia), Johana Zuluaga (Colombia), María Angela Echeverry (Colombia), Sofia Zalazar (Argentina), Viviana Ruiz Gutiérrez (Costa Rica), Pablo Alarcón (Chile), Germán Corredor (Colombia), Fernando Hiraldo (España), Sebastián Guerrero (Colombia), Julián Lozano-Flórez (Colombia), Alejandro Rico-Guevara (EUA), F. Gary Stiles (Colombia), Juliana Soto (Colombia). Es debido a sus evaluaciones cuidadosas y constructivas que Ornitología Colombiana puede seguir con su misión de divulgar investigaciones que mantienen un alto nivel de calidad y rigor científico. También agradecemos a Tatian Celeita por su trabajo esmerado en la diagramación de la revista y por la coordinación eficiente de las comunicaciones entre autores, evaluadores y editores.

Loreta Rosselli Editor  
Orlando Acevedo-Charry Co-Editor  
Revista Ornitología Colombiana

Nuestra portada: La portada para OC incluye una muestra de fotos de algunas de las especies registradas en este número: *Todirostrum cinereum*,

*Pygochelidon cyanoleuca*, *Tangara gyrola*, *Thryophilus nicefori*, *Elanus leucurus* y *Eremophila alpestris peregrina*.

# Aves urbanas en zonas verdes del área metropolitana de Bucaramanga, Santander, Colombia

Urban birds in green zones of the metropolitan area of Bucaramanga, Santander, Colombia

Fernando Cediel<sup>1</sup> & Andrés Julián Lozano-Florez<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Sociedad Ornitológica del Nororiente Andino – SONORA, Bucaramanga, Santander, Colombia

<sup>2</sup>Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Colecciones Biológicas, Villa de Leyva, Boyacá, Colombia

✉ fdocediel@gmail.com, alozano@humboldt.org.co

## Resumen

El área metropolitana de Bucaramanga (AMB; Bucaramanga, Girón, Floridablanca y Piedecuesta) es el mayor complejo urbano del nororiente del país y es una zona donde la avifauna ha sido poco estudiada. En este trabajo se estimó la riqueza y abundancia de especies de aves presentes en cinco zonas verdes del AMB y se exploró su relación con el tamaño y elevación de la zona verde. Entre 2011 y 2016 se realizaron transectos en 25 salidas con participación de la ciudadanía, en las que se registraron las especies de aves observadas y su abundancia. Se realizaron 3578 registros pertenecientes a 123 especies. Adicionalmente, se registraron otras 57 especies de manera incidental, en lugares diferentes a los muestreados. En total, la lista es de 180 especies de aves, de las cuales 26 son migratorias y cuatro son endémicas. La familia con mayor riqueza fue Tyrannidae con 28 especies. La especie más abundante fue *Columbina talpacoti* con 408 registros en las áreas muestreadas. El Parque La Flora y el Jardín Botánico fueron las localidades con mayor riqueza de especies y el Parque San Pio presentó la menor riqueza y abundancia de aves. El tamaño del área verde y la elevación están relacionados con la composición de los ensamblajes de cada parque, siendo aquellos de área mayor, los que presentaron mayor riqueza de aves. Este trabajo contribuye a llenar el vacío de información existente en la avifauna urbana del nororiente del país y la información generada puede ser útil para la ciudadanía, los investigadores y tomadores de decisiones, además es una base para trabajos sobre aves urbanas en el nororiente andino colombiano.

**Palabras clave:** avifauna, ciencia ciudadana, hábitat urbano, Santander

## Abstract

The metropolitan area of Bucaramanga (AMB in Spanish, Bucaramanga, Girón, Floridablanca and Piedecuesta) is the biggest urban complex in the northeastern Andes of Colombia and it is an area where birdlife has been poorly studied. This research estimated the richness and abundance of the avifauna present in five green areas of the AMB, and their relation between size and elevation of each green area. Between 2011 and 2016, 25 birdwatching field trips with participation of citizens were made, in which the species and abundance of birds was recorded. A total of 3578 individuals of 123 species were observed. Additionally, the bird list was enriched with 57 species that were reported incidentally in other places of the urban landscape. In total, the number of bird species reaches 180, of which 26 are migrants and four are endemic. The family with the major richness was Tyrannidae with 28 species. The most abundant species was *Columbina talpacoti* with 408 individuals. La Flora Park and Eloy Valenzuela Botanical Garden were the sites with the highest species richness. San Pio Park had the lowest richness and individuals' abundance. The size and elevation of the green area were related the bird assemblage in the AMB, being those of greater area which had the highest richness of species. This research contributes to fill the information gap that exists with the urban avifauna from the northeast part of the country and the resulting information might be useful for the people interested in nature, the researchers and for the decision makers. Additionally, it is the baseline for new questions about urban birds in the AMB and the northeastern region in Colombia.

**Key words:** avifauna, citizen science, Santander, urban habitat

## Introducción

Las ciudades se presentan como nuevos hábitats para la biodiversidad (Real 2009). Asimismo, se considera que el área urbanizada en el planeta continuará aumentando y el número de personas viviendo en las ciudades será cada vez mayor (Seto *et al.* 2012). Hacia el año 2014 cerca de la mitad de la población mundial (54%) vivía en ciudades y se proyecta que para el 2050 esta cifra aumentará a 66% (Anónimo 2015). Este crecimiento de los hábitats urbanos provocará la transformación de áreas naturales cada vez mayores y lo hará de manera más drástica que otras actividades humanas como la ganadería y la agricultura (Marzluff & Ewing 2001). Además, la urbanización genera efectos que se expresan como gradientes (*e.g.*, densidad poblacional, el número de vías, la polución, la temperatura), influyendo de manera más contundente hacia el centro de las ciudades (McKinney 2002, 2006).

La urbanización trae consigo cambios en los patrones de la biodiversidad nativa (McKinney & Lockwood 1999, McKinney 2006, Faeth *et al.* 2011). Un evento que cambia la composición, riqueza, densidad y diversidad de las comunidades bióticas, además, crea ambientes más propicios para especies de tolerancia ecológica amplia y selecciona negativamente a las especies especialistas (McKinney 2002, Bonier *et al.* 2007, Aronson *et al.* 2014). Las aves aportan servicios ecosistémicos importantes como el control de plagas, la polinización, el transporte de semillas, la circulación de nutrientes y el consumo de carroña, además, son importantes para familias rurales que tienen poco acceso a proteína animal comercial y en la economía mundial en actividades como el aviturismo (Şekercioğlu 2006, Whelan *et al.* 2008). Sin embargo, estos beneficios se ven afectados de diferentes maneras por la urbanización (Sol *et al.* 2014), generando cambios en la manera como se

conforman las comunidades de aves y en el comportamiento de los individuos (Slabbekoorn & Boer-Visser 2006, Dorado-Correa *et al.* 2016). En general, conllevando a la muerte de cientos de individuos por peligros inherentes a la urbanización, como atropellamientos (Erritzoe *et al.* 2003, Kociolek *et al.* 2011), choques con ventanas (Klem 2008) y depredación por animales domésticos (Weber 1972, Beckerman *et al.* 2007). A pesar de esto, algunas especies utilizan los recursos disponibles en zonas urbanizadas para suplir necesidades como la alimentación, los sitios de anidación y la protección contra parásitos en nidos con colillas de cigarrillos (Suárez-Rodríguez *et al.* 2013).

En Latinoamérica, la ornitología urbana aún es un campo de estudio joven, con amplio crecimiento y que se puede considerar como poco estudiada al compararse con zonas templadas (Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2011, MacGregor-Fors & Escobar-Ibáñez 2017). Colombia es un país con una alta riqueza de aves (Avenidaño *et al.* 2017) pero algunas regiones, como la nororiental, han sido poco estudiada y en particular sus zonas urbanas tienen grandes vacíos de información (Delgado-Vélez & Correa-Hernández 2013). En ciudades como Manizales, Popayán, Pereira y Bogotá se ha comenzado a comprender cómo funcionan los ecosistemas urbanos (Verhelst *et al.* 2001, Ayerbe-Quiñones 2009, Londoño-Betancurth 2011, Stiles *et al.* 2017), pero aún existen ciudades capitales, como Bucaramanga, donde los estudios de la riqueza y diversidad de la avifauna urbana es apenas incipiente. Por ejemplo, dentro de lo poco que se conoce para la ciudad de Bucaramanga se resalta una guía de las aves del campus de la Universidad de Santander (UDES) al oriente del casco urbano (Granados-Pérez 2011). Así mismo, un registro de *Clytoctantes alixii* en una localidad al extremo norte de Bucaramanga (Herrera-Ordoñez & Rincón-Guarín 2014) y una guía de plantas y aves

del predio La Esperanza, una reserva a las afueras de Floridablanca (Torres *et al.* 2016). Finalmente, investigadores de la Universidad Industrial de Santander (Anónimo 2017) referencian las aves presentes en los diferentes predios de la universidad en el departamento, incluyendo el campus principal en la ciudad de Bucaramanga.

Este trabajo busca ampliar y complementar el conocimiento de la diversidad de aves de una de las áreas urbanas más importantes de la región nororiental de Colombia, el Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB). Nuestro objetivo fue caracterizar la riqueza y abundancia relativa de la comunidad de aves que habitan las principales zonas verdes y parques del AMB. Además, se evaluaron las posibles relaciones entre la comunidad de aves, el tamaño y elevación de las zonas verdes muestreadas.

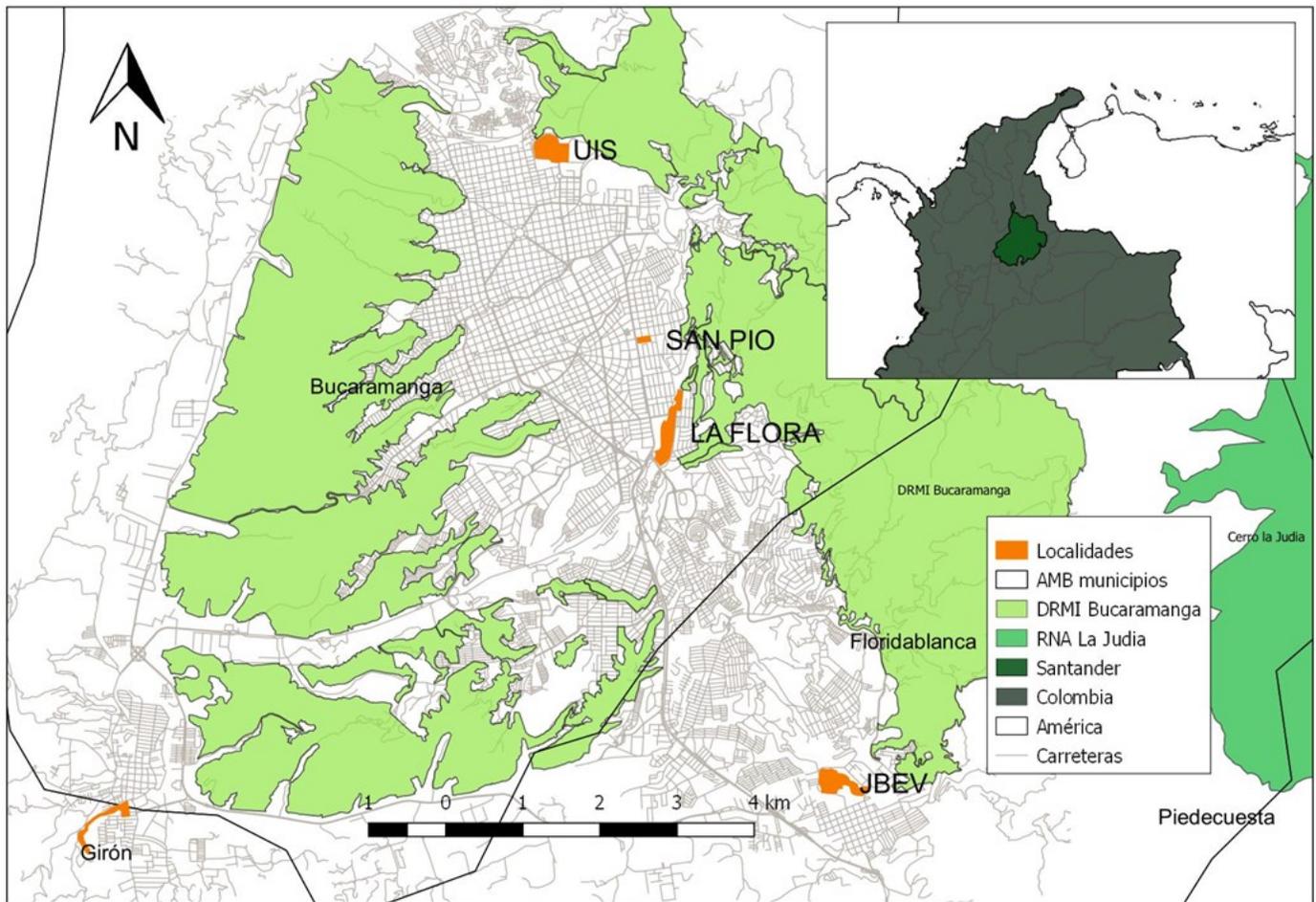
## Materiales y métodos

**Área de estudio.**- El AMB se encuentra en el flanco occidental de la cordillera Oriental, con presencia de extensiones considerables de bosque nativo. Está conformada por cuatro municipios estrechamente relacionados: Bucaramanga, Floridablanca, Piedecuesta y Girón, en el departamento de Santander, Colombia. Bucaramanga es la capital del departamento y el municipio más grande con cerca de 500.000 habitantes de un total de un millón para el área metropolitana (Anónimo 2011). El AMB se encuentra ubicada sobre la cuenca alta del río Lebrija, con un régimen de lluvias bimodal teniendo la mayor precipitación en los períodos de abril-mayo y septiembre-octubre, siendo los meses restantes de poca lluvia. La precipitación anual es de 1400 mm y la temperatura promedio de 24°C (Ortega *et al.* 2005). Según Holdridge (2000), el área pertenece al bioma de bosque seco tropical (bs-T). Los árboles más abundantes son *Licania tomentosa* (oití), *Spathodea*

*campanulata* (tulipán africano), *Bauhinia* spp. (patevaca), *Terminalia catappa* (almendro) y *Mangifera indica* (mango), todos estos de origen exótico (Rojas 2011). Además, se encuentran especies nativas como *Anacardium excelsum* (caracolí), *Pithecellobium dulce* (gallinero), *Tabebuia* spp. (guayacanes), *Ceiba pentandra* (ceiba) y otras poco abundantes como *Erithryna fusca* (búcaro), *Guaiacum officinale* (guayacum) y *Couropita guianensis* (bala de cañón) (Rojas 2011). En los alrededores del AMB se encuentran diferentes zonas de conservación que están catalogadas dentro del Distrito Regional de Manejo Integrado (DRMI) Bucaramanga, como, los cerros al oriente de la ciudad y los hábitats secos de la escarpa al occidente. Cerca del AMB también se encuentra el Parque Natural Regional (PNR) Cerro La Judía, zona de alta importancia de conservación del bosque andino y alto andino en la región (Fig. 1).

**Descripción de las Localidades.**- El muestreo se realizó en cinco zonas verdes inmersas en el paisaje urbano del AMB entre los 700 y 1000 m de elevación (Fig. 1). Las zonas muestreadas presentan diferentes propósitos de uso (parques abiertos y cerrados, jardín botánico y campus universitario) y tienen diferente tamaño, períodos de existencia y composición vegetal (Tabla 1). Los sitios de muestreo se eligieron teniendo en cuenta que representaran áreas verdes de diferentes tamaños, que estuvieran rodeadas principalmente por zonas urbanizadas, que fueran de fácil acceso y que las condiciones de seguridad fueran favorables.

Tres de las localidades estudiadas están ubicadas en el municipio de Bucaramanga (Fig. 1). El campus de la Universidad Industrial de Santander (UIS) presenta una vegetación dispersa entre edificios. El Parque San Pío (PSP) es el más pequeño y está ubicado frente a una de las vías más transitadas de la ciudad (Carrera 33),



**Figura 1.** Mapa del Área Metropolitana de Bucaramanga (AMB), señalando los parques y zonas verdes muestreadas (localidades), además de las zonas de reserva junto a la ciudad (DRMI) y el parque natural regional (PNR) Cerro La Judía.

presenta una vegetación conformada principalmente por el árbol *P. dulce* (gallinero) con muy poca vegetación de sotobosque. Estos dos sitios tienen alta afluencia de peatones durante todo el día. Por su parte, el Parque La Flora (PF) tiene una vegetación heterogénea, en gran proporción nativa (obs. Per) y es el área más cercana y conectada a los cerros orientales de Bucaramanga. En el municipio de Floridablanca se encuentra el Jardín Botánico Eloy Valenzuela (JBEV), este posee una vegetación heterogénea y es atravesado por el río Frío, que baja del PNR Cerro la Judía, sitio considerado como un AICA (Franco *et al.* 2012). En el municipio de Girón se muestreó en el Parque Gallineral (PG) y un pequeño margen del río de Oro, ésta es la segunda área de menor tamaño y su vegetación

es dominada por árboles altos y arbustos ornamentales (Tabla 1).

**Descripción del muestreo.-** Entre 2010 y 2016 se hicieron 25 salidas de observación, de la siguiente forma: siete veces al JBEV, nueve al PF, cinco al PG, dos al PSP y dos a la UIS. De estas, 15 fueron en diciembre, coincidiendo con los Conteos Navideños de Aves (Christmas Bird Counts, CBC) del círculo Bucaramanga, las demás se realizaron en marzo, mayo, junio, octubre y noviembre. Los recorridos en los parques y zonas verdes se realizaron a paso lento y constante entre las 06:00 y las 12:00 horas, abarcando la mayor área posible en cada sitio. Los datos en su mayoría fueron tomados durante censos navideños u otras salidas de observación con fines educativos

**Tabla 1.** Parques y zonas verdes muestreadas en el Área Metropolitana de Bucaramanga.

Municipio	Localidad	Año de creación	Elevación (m)	Coordenadas (WGS 84)	Área (ha)
Girón	Parque Gallineral (PG)	1992	700	7° 3'49,12"N 73°10'14,99"O	5,904
Bucaramanga	Parque La Flora (PF)	1999	950	7° 6'27,09"N 73° 6'27,52"O	12,077
	Parque San Pío (PSP)	1964	998	7° 7'6,84"N 73° 6'37,63"O	1,16
	Campus UIS (UIS)	1944	996	7° 8'24,80"N 73° 7'12,72"O	11,963
Floridablanca	Jardín botánico Eloy Valenzuela (JBEV)	1982	920	7° 4'2,70"N 73° 5'19,03"O	11,585

y recreativos, en las que se incentivaba la participación de la ciudadanía. Por esta razón, el número de observadores estuvo entre 2 y 7 y su nivel de experticia fue variable, sin embargo, siempre hubo al menos dos personas con experiencia en identificación de aves presentes en los recorridos. Se usaron binoculares (8X42) y cámaras fotográficas con lentes de largo alcance para registrar las aves. De cada especie observada se registró la abundancia, teniendo en cuenta donde fue observado cada individuo y cuántos había, así como los patrones y dirección de vuelo para disminuir el recuento al mínimo posible. Adicionalmente, gracias a registros ocasionales realizados por otros observadores y que fueron compartidos con los autores, se pudo complementar y ampliar la lista de especies del AMB. En todos los casos la identificación de las aves estuvo soportada por fotografías o grabaciones y fue revisada y confirmada por los autores, asegurando la calidad de los datos (*sensu* Silvertown 2009). Estos últimos registros no se incluyeron en los análisis de los datos pertenecientes a las áreas verdes, pero soportaron el listado total para el AMB. La identificación se hizo siguiendo a Hilty & Brown (1986), Restall *et al.* (2006) y McMullan *et al.* (2011). La clasificación de las aves siguió la taxonomía según Avendaño *et al.* (2017).

**Análisis de datos.**- Las especies se clasificaron en abundantes (A), comunes (C), poco comunes (Pc), escasas (E) y raras (R) si fueron observadas con frecuencias de 76-100%, 51-75%, 26-50%, 10-25% o inferiores a 10%, respectivamente. Cada especie registrada fue asignada a uno de los siguientes grupos de dieta: frugívoro/nectarívoro, invertebrados, plantas/semillas, vertebrados/peces/carroña y omnívoros, según la clasificación propuesta por Wilman *et al.* (2014).

La comparación de la diversidad de especies entre las áreas verdes estudiadas se realizó en el programa estadístico R (R Core Team 2013) usando el paquete iNEXT (Hsieh *et al.* 2016) para estimar y graficar las curvas de rarefacción de interpolación y extrapolación basadas en números de Hill o números efectivos de especies (Chao *et al.* 2014). Este es un método estandarizado que permite cuantificar y comparar la diversidad de especies en múltiples ensamblajes con diferentes esfuerzos de muestreo. Además, los números de Hill incluyen tres de las medidas de diversidad más usadas como la riqueza de especies ( $q=0$ ), diversidad de Shannon ( $q=1$ ) y Diversidad de Simpson ( $q=2$ ) (Hsieh *et al.* 2016). Las curvas de rarefacción se estimaron a partir de los registros de abundancias de cada especie por área verde. Para la

extrapolación en las curvas de rarefacción se usó como número de referencia al doble del número de individuos de aves por parque y un Bootstrap de 1000.

A partir de los datos de presencia-ausencia de todas las aves registradas, se realizó un análisis de agrupamiento entre localidades, utilizando índices de similitud para valores cualitativos (Índice de Jaccard), en el software PAST (Hammer *et al.* 2001) con el fin de conocer el grado de similitud y cómo se distribuye la avifauna entre las localidades. Además, para evaluar la variación en la composición de especies de aves y su relación con algunas características del área verde como la elevación, el área, el mes y el año de muestreo, se realizó un análisis de escalamiento métrico no dimensional (NMDS, siglas en inglés), utilizando una matriz de similitud de distancia de Bray-Curtis. Este análisis se hizo en el paquete Vegan (Oksanen *et al.* 2019) en R.

## Resultados

Durante las 25 jornadas de observación se registraron 123 especies de aves en las cinco áreas verdes del AMB (Fig. 2). Además, se registraron 57 especies adicionales de manera no sistemática (por fuera de los muestreos) y en diferentes partes del AMB. De esta forma, la lista general alcanzó 180 especies, que se agrupan en 19 órdenes y 38 familias. De este total, 26 especies son migratorias, cuatro son endémicas de Colombia, siete casi-endémicas y una se considera de interés para Colombia según Chaparro-Herrera *et al.* (2013). La lista general de las aves registradas en el AMB se encuentra en el Anexo 1 y algunas en el [álbum de fotos](#) disponible en la plataforma Flickr.

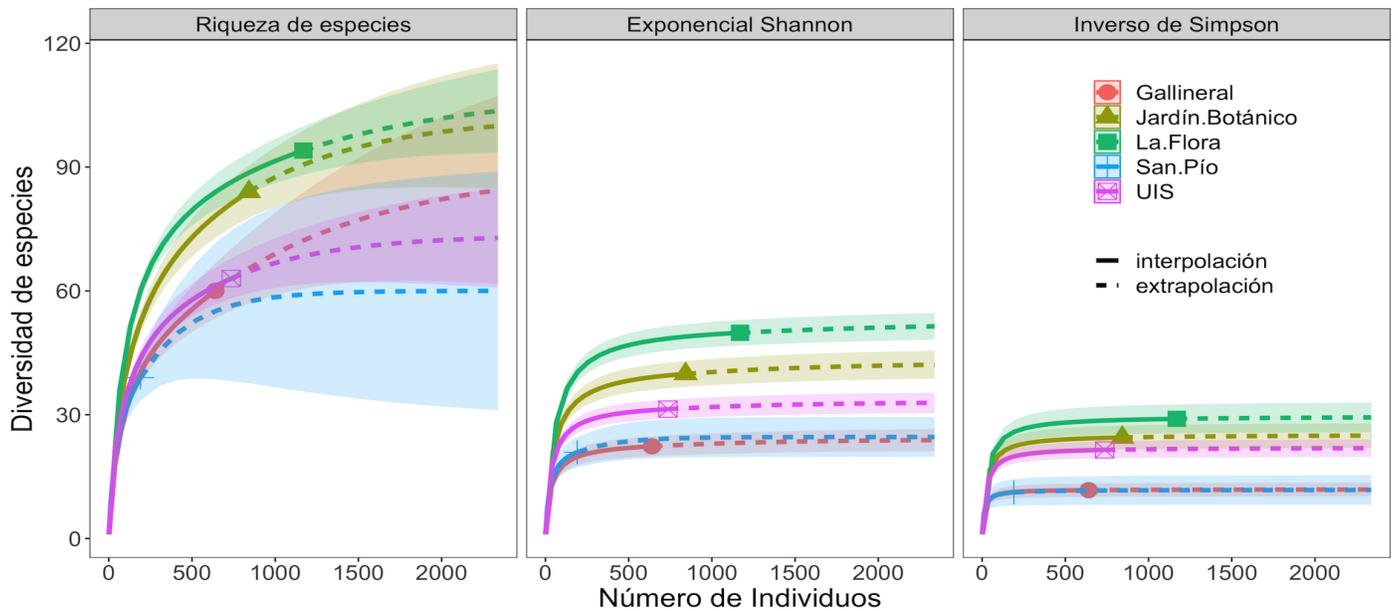
La familia más representativa en la zona de estudio fue Tyrannidae con 28 especies (15%), seguida por Thraupidae y Parulidae con 24



**Figura 2.** Algunas aves observadas en el Área Metropolitana de Bucaramanga: (A) *Tyrannus melancholicus* (B) *Ixothraupis guttata* (C) *Vanellus chilensis* (D) *Penelope argyrotis* Fotos: Cediel F.

(13,3%) y 15 (8,3%), respectivamente. La familia Trochilidae presentó once especies (6,1%), la familia Accipitridae ocho (4,4%) y las familias Falconidae, Icteridae y Vireonidae tuvieron siete especies cada una (3,8%). El 41,5% restante de la avifauna está distribuido en 30 familias que tienen entre una y cinco especies (Anexo 1). Se resalta la presencia de cuatro especies endémicas para Colombia (*Ortalis columbiana*, *Amazilia castaneiventris*, *Amazilia cyanifrons* y *Myiarchus apicalis*), una especie en estado vulnerable (VU) de conservación (*Setophaga cerulea*) según la resolución 1912 de 2017 y el libro rojo de aves de Colombia (2014), y cuatro especies estado casi-amenazado (NT) según Anónimo (2019) (Anexo 1).

En las áreas verdes y parques del AMB se encontraron 28 especies que están en apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres por tráfico ilegal - CITES (Anónimo 2017b). Una especie de halcón (*Falco peregrinus*) se clasifica en el Apéndice I (especies con mayor grado de peligro). En el Apéndice II (especies que pueden llegar a estar amenazadas en el futuro cercano) se clasifican 27 especies, principalmente



**Figura 3.** Curvas de rarefacción basada en el número de individuos para cada área verde estudiada en el Área Metropolitana de Bucaramanga. La parte continua de la curva representa la interpolación (diversidad observada) y la parte punteada la extrapolación (diversidad esperada).

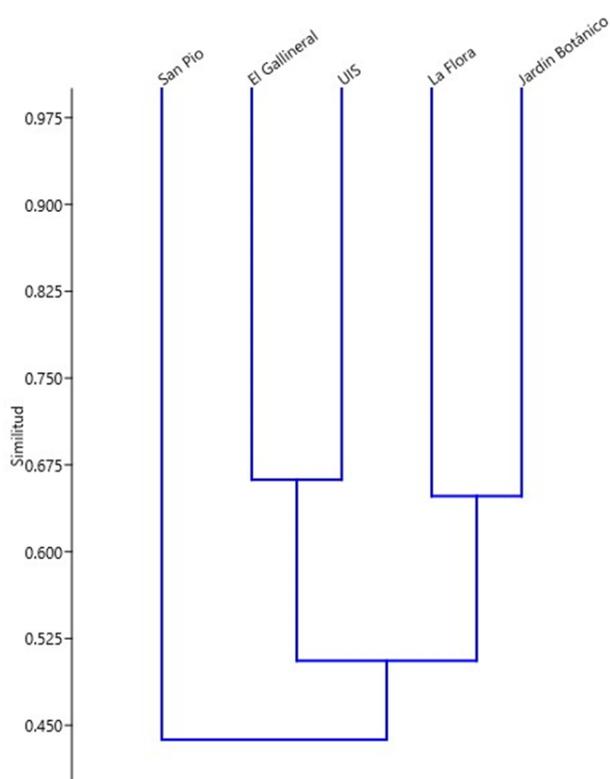
colibríes (Trochilidae), aves rapaces (Accipitridae, Falconidae y Strigidae) y loros (Psittacidae). Adicionalmente, y por fuera de los muestreos, se registraron en el área urbana de Piedecuesta un grupo de individuos de *Lonchura malacca*, especie de origen asiático, en Bucaramanga tres individuos de *Melospittacus undulatus*, una especie de psitácido australiana, y un número elevado de registros (>500) de una especie cosmopolita, la paloma doméstica *Columba livia* en varias plazas y parques.

La riqueza observada total en las áreas verdes muestreadas del AMB fue de 123 especies. En las curvas de rarefacción, la diversidad taxonómica aumentó progresivamente para todos los parques (Fig. 3). El tamaño de la muestra de referencia (número de individuos) para el parque con mayor riqueza taxonómica fue de 1169 en el parque la Flora y la riqueza de especies observada, el exponencial de Shannon e inverso de Simpson fueron 94, 49,8 y 28,9, respectivamente. Los valores de riqueza específica observada fueron menores para los

demás parques (Jardín Botánico: 84, UIS: 63, Gallineral: 60 y San Pío: 39). La extrapolación en las curvas de rarefacción estimó valores de riqueza específica de 108 para el parque la Flora, 102 para el Jardín Botánico, 73 para el campus de la UIS, 60 para el parque Gallineral y 39 para el San Pío. Finalmente, la cobertura de muestreo fue mayor en los parques de mayor área (La Flora: 87%, Jardín Botánico: 82,3%, UIS: 86%), que en los de menor área (Gallineral: 66,6% y San Pío: 65%).

Por otro lado, el análisis de agrupamiento basado en el índice de similitud de Jaccard evidencia diferencias en la composición de especies entre las áreas verdes, siendo el Parque San Pío, el que presentó menor similitud con los demás. También se muestran dos agrupaciones, una entre el parque Gallineral y el Campus de la UIS (0,66) y otro grupo entre las dos áreas verdes con mayor riqueza de especies, La Flora y el Jardín Botánico, indicando valores de similitud cercanos a 0,64 (Fig. 4).

El análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) obtuvo una solución con estrés



**Figura 4.** Análisis de agrupamiento de las aves registradas en las áreas verdes estudiadas en el Área Metropolitana de Bucaramanga.

de 0,2, que es considerada una ordenación aceptable, aunque valores mayores a este pueden inducir a errores en la interpretación de los resultados (Clarke 1993). Además, el análisis señaló una relación positiva y significativa entre los ensamblajes de aves y el área (mayor área;  $r^2=0,54$   $p>0,002$ ), la elevación del área verde (mayor elevación;  $r^2=0,29$   $p>0,02$ ) y la riqueza de especies en el área verde (mayor riqueza;  $r^2=0,58$   $p>0,001$ ) (Fig. 5). El mes y el año de muestreo no mostraron valores significativos en su relación.

Las localidades que más aportaron especies fueron el Parque La Flora y el Jardín Botánico, en las que se registraron 34 especies únicas para el estudio (e.g., *Pheugopedius fasciatoventris*, *Attila spadiceus* y *Penelope argyrotis*). Las dos localidades que tuvieron más similitud fueron el parque Gallineral y el campus de la UIS, en estas se encontraron principalmente especies comunes asociadas al hábitat urbano y algunas especies

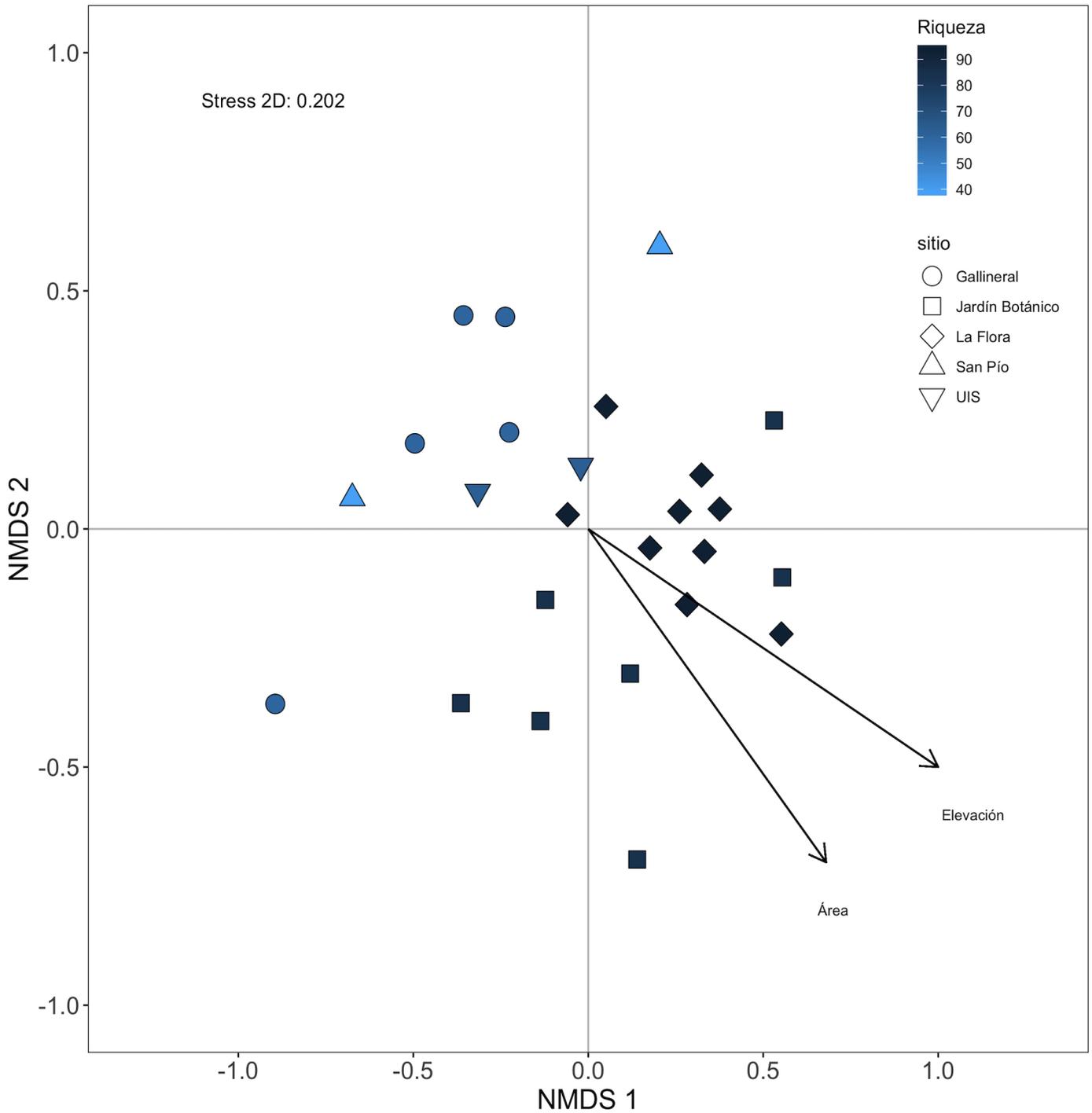
únicas que están presentes, de acuerdo con las características del terreno. En el campus UIS se observaron algunas aves que prefieren las áreas abiertas (e.g., *Tyrannus savana*, *Quiscalus lugubris* y *Mimus gilvus*), mientras que en el Parque Gallineral, la localidad que está a menor altura (700 m), se observaron aves de bosques de tierras bajas y asociadas principalmente a cuerpos de agua (e.g., *Ardea alba*, *Butorides striata* y *Chloroceryle amazona*).

En total las zonas verdes muestreadas corresponden a un área de 42,69 ha. De las 123 especies registradas, 28 fueron observadas en las cinco localidades y de manera contrastante, 21 especies en una sola ocasión durante todo el muestreo. En total, 12 especies fueron consideradas abundantes (9,76%), 20 comunes (16,26%), 27 poco comunes (21,95%), 22 escasas (17,88%) y 42 especies se consideran raras (34,15%).

El gremio de los consumidores de invertebrados dominó la avifauna de la zona de muestreo, con 68 de las especies registradas (55%). Los frugívoros/nectarívoros fueron el segundo gremio más representado con 23 especies (19%). Los demás gremios estuvieron poco representados, los omnívoros representaron el 10% (13 especies), los consumidores de plantas/semillas tuvieron el 9,7% (12 especies) de representatividad y los consumidores de vertebrados/peces/carroña fueron representados por ocho especies (6%).

## Discusión

Las 180 especies de aves registradas en el AMB constituyen una riqueza alta comparada con otros trabajos en zonas urbanas de ciudades colombianas y neotropicales en general (Sodhi *et al.* 1999, Reynaud & Thioulouse 2000, Marín Gómez 2005, Muñoz *et al.* 2007, Rojas-Allieri 2014, Montenegro-Pazmino 2015). Durante los



**Figura 5.** Análisis de escalamiento métrico no dimensional (NMDS) de los ensamblajes de aves en cada área verde estudiada en el Área Metropolitana de Bucaramanga.

muestreos en las áreas verdes del AMB se registró una riqueza de aves cercana a lo esperado por los estimadores (cobertura de muestreo mayor al 80% en las áreas verdes de mayor tamaño y 66% en las de menor tamaño). Esto nos da una aproximación confiable a la

riqueza de aves esperada en el área de estudio. Adicionalmente, las 58 especies registradas de manera ocasional (por fuera de los muestreos), constituyen un aporte importante a este estudio, ya que provienen de observaciones realizadas por ciudadanos apasionados por las aves y

compartidas con los autores. La consolidación de todos estos registros permitió construir una lista taxonómica actualizada de las aves del AMB. Además, se considera que el área urbana del AMB presenta una riqueza de aves potencialmente mayor a la encontrada, ya que solo se evaluaron algunos de los parques principales, sin incluir otras zonas verdes importantes que por razones logísticas y de seguridad no fue posible visitar. Por ejemplo, los parques inaugurados en los últimos años (Parque La Mojarra, Parque lineal de la quebrada La Iglesia), los parques más antiguos de la zona céntrica de la ciudad (Centenario, Simón Bolívar), el parque de Morrórico, las zonas de reserva que se encuentran en la periferia urbana y algunas quebradas arboladas que atraviesan la ciudad. Además, el hecho de no incluir localidades en el municipio de Piedecuesta posiblemente reduce el estimativo de la riqueza de especies, debido a que este municipio posee amplias zonas verdes, la urbanización es dispersa y probablemente los bosques secos del Cañón del Chicamocha puedan influir en el ensamblaje de aves del casco urbano (Anónimo 2009).

En el análisis de ordenación (NMDS), se muestra una asociación entre la composición de especies de aves, el tamaño y la elevación de las áreas verdes estudiadas en el AMB. Aunque parece evidente la asociación entre los ensamblajes de aves en las áreas verdes y la elevación, no es clara su interpretación debido a la poca variación en la elevación entre las zonas verdes (Tabla 1). La única zona verde que difiere considerablemente en su elevación es el parque Gallineral en Girón, que se encuentra aproximadamente 200 m por debajo de las otras. Muy probablemente, aquella asociación enmascara otras posibles variables no estimadas, como cercanía al DRMI el cual actúa como fuente para los parques, o el incremento de urbanización que entorpece la conectividad; preguntas para desarrollar en futuras

investigaciones. Por otro lado, el Parque La Flora presentó la mayor riqueza de especies de aves, probablemente relacionado a su mayor tamaño. Otra característica importante de este parque (no evaluada en este estudio), en comparación a los demás, fue la composición y estructura vegetal del parque, pues posee una gran proporción de plantas nativas y diferentes estratos vegetales desde hierbas hasta un dosel de 25m. Además, el parque La Flora se encuentra ubicado cerca a los cerros orientales de la ciudad (Fig. 1), los cuales aún conservan fragmentos de vegetación nativa de gran tamaño, lo que permitió registrar especies asociadas a bosque como *Penelope argyrotis* y *Malacoptila panamensis*. De manera similar, la riqueza de especies en el Jardín Botánico es alta, representando una localidad que se caracteriza por poseer una vegetación heterogénea, con gran variedad de microambientes, fuentes de agua como el río Frío y dos lagos artificiales. Las zonas verdes del AMB se comportan de manera similar a lo encontrado en otras ciudades, en los que la mayor riqueza de especies de aves está relacionada con el tamaño del área verde (Callaghan *et al.* 2018) y mayor riqueza de árboles y arbustos (Paker *et al.* 2013).

Aunque el campus de la UIS tiene un tamaño similar a las áreas verdes más grandes, también posee otras características como una estructura vegetal menos compleja y heterogénea que las dos áreas mencionadas (obs. per). A pesar de esto, el campus presentó 63 especies de aves, con algunas especies únicas para esta localidad (*Asio stygius*, *Falco columbarius* y *Elanus leucurus*). Además, presenta una riqueza de especies similar a otros campus universitarios de la ciudad (Granados 2011). En general, los campus universitarios sustentan gran parte de la diversidad de aves y suelen ser unos de los lugares más estudiados y monitoreados dentro de las ciudades (Stiles 1990, Marín-Gómez 2005, Muñoz 2007, Delgado-Vélez & Correa-

Hernández 2013). El parque Gallineral y el parque San Pío, con 60 y 39 especies respectivamente, presentan la menor riqueza de aves. Estos dos parques son los que están más inmersos en la matriz urbana, son los de menor tamaño y la configuración vegetal que presentan es similar, árboles altos (15m), dispersos y con vegetación homogénea, predominando la especie *Pithecellobium dulce* (obs. per). Sin embargo, en el parque Gallineral se puede observar una mayor riqueza de especies respecto al parque San Pío, debido a la presencia de las aves que usan el río de Oro y su vegetación asociada. Adicionalmente, el parque San Pío es la única área que no agrega ninguna especie nueva para la lista, la de menor tamaño, se encuentra en el sector más urbanizado de la ciudad, no presenta zonas verdes cercanas ni tiene conexión por medio de corredores con ningún sitio en mejor estado de conservación (Fig. 1). Estas características, sumadas a la poca vegetación, puede estar limitando la cantidad de especies de aves que se encuentran allí, ya que la diversidad de aves se incrementa con la complejidad de la vegetación, pero disminuye con el uso que tiene el área verde (Fernández-Juricic 2002). Siendo los parques urbanos y los campus universitarios sitios de alta afluencia de peatones, se espera una riqueza y densidades poblacionales más bajas para algunas especies (Fernández-Juricic 2000, 2002). Sin embargo, podría aumentarse la riqueza de especies si se mejora la conectividad con otras áreas verdes y si se aumenta la representatividad de plantas de sotobosque, como arbustos nativos que presenten recursos para especies nectarívoras y frugívoras (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, Rosselli *et al.* 2017), gremios poco representados en esta localidad.

El AMB en su zona periurbana y rural presenta una gran riqueza de ecosistemas que se extiende en el gradiente de elevación de la cordillera Oriental (de 200 a 3000 m). Algunos de los

parques de la ciudad se conectan con reservas regionales como el PNR Cerro La Judía hacia el oriente (Fig. 1) y con relictos de bosque subxerofítico del Cañón del Chicamocha hacia el occidente y sur. Es importante resaltar que el AMB, a pesar de ser un ambiente altamente modificado, presenta cuatro especies endémicas y cuatro especies importantes en términos de conservación (Anexo 1). Estas especies que requieren de estudios más extensos y específicos para comprender cómo usan los espacios urbanos y suburbanos del AMB y entender cómo los proyectos urbanos actuales y futuros podrían influir su ecología (*e.g.*, Parque lineal de los Cerros Orientales en el Plan de Desarrollo 2016-2019 Anónimo 2016) y cómo se puede contribuir a su conservación desde la planeación y el manejo urbano. Además, ya que este trabajo se enfoca en zonas verdes dentro del AMB, es importante ampliar el muestreo a la zona periurbana y rural del AMB, con el fin de obtener una lista más representativa de la avifauna local, como se ha realizado en otras ciudades del país (Verhelst *et al.* 2001, Ayerbe-Quiñones 2009, Londoño-Betancurth 2011, Stiles *et al.* 2017, Carvajal-Castro *et al.* 2019), y extender las preguntas a otras dinámicas dentro de los ecosistemas urbanos (*e.g.*, Marín-Gómez *et al.* 2020).

Adicionalmente, dentro de las especies registradas también se encontraron especies de aves que pueden llegar a convertirse en especies invasoras (Aguirre-Muñoz *et al.* 2009). Estas especies (*e.g.*, *Lonchura malacca* y *Melopsittacus undulatus*) son consideradas exóticas en Colombia (McMullan *et al.* 2011). A nivel global las especies invasoras son una de las causas más importantes de la pérdida de biodiversidad (Lowe *et al.* 2000), así como de pérdidas económicas y posibles generadoras de problemas de salud (Álvarez-Romero *et al.* 2008, Torres-Mejía *et al.* 2017). Se considera que con campañas de

educación ambiental se puede evitar el establecimiento de estas y otras especies exóticas en la región y así prevenir un problema grave de una manera económica y amigable con el ambiente (Aguirre-Muñoz *et al.* 2009).

Nuestro trabajo permitió acercar a una pequeña parte de la comunidad local al conocimiento de las aves de la ciudad y se espera que los datos recopilados sean insumos útiles a educadores ambientales, investigadores y tomadores de decisiones. La participación de la ciudadanía se presenta como una herramienta que permite la realización, especialmente de proyectos a largo plazo y que cuentan con pocos recursos (McCaffrey 2005), también es un medio importante para generar sentido de pertenencia y conservación en la comunidad (Silvertown 2009). Los datos recopilados y usados en este trabajo se encuentran públicos en la página web de eBird (Sullivan *et al.* 2009) y se espera continuar generando información de calidad (Johnston *et al.* 2019) que contribuya a la conservación y el acercamiento de la comunidad a las aves nativas de la región, como los conteos navideños (Stiles *et al.* 2017) y otras actividades de ciencia ciudadana.

Este trabajo permitió conocer más sobre la riqueza de aves presente en el AMB y su relación con los hábitats urbanos, generando una línea base para futuras investigaciones. Asimismo, contribuye a llenar un vacío de información existente en las ciudades del nororiente del país, resaltando la importancia de los parques y las zonas verdes urbanas para la conservación de las aves, de manera similar a como se ha hecho en otras ciudades andinas del país (Carvajal-Castro *et al.* 2019). Además, plantea retos futuros de investigación para evaluar, por ejemplo, cómo influye el tamaño del parque, la cobertura vegetal y el gradiente de perturbación en la estructuración de los ensamblajes de aves.

## Agradecimientos

A Julián Villamizar por contribuir en la toma de datos y salidas de observación de aves. A Natalia, el Cachorro, Fernando Rondón, Víctor Hugo Serrano y Carlos García por acompañarnos en las salidas. A Carlos Hernández, Jessica Calderón, Angie Duarte, Mauricio Torres y Ángela Celis por los comentarios que ayudaron a enriquecer el texto. También a Orlando Acevedo-Charry y Zuania Colón-Piñeiro por los comentarios y asesoría para aprender a usar R. A Rolf, Javier, Claudia, Angie, al semillero de ornitología UIS y a todos los ciudadanos quienes han acompañado a SONORA aún lo hacen en cada salida de observación de aves y nos ayudaron a construir este trabajo.

## Literatura Citada

- AGUIRRE-MUÑOZ, A., R. MENDOZA-A, H. ARREDONDO, L. ARRIAGA, E. CAMPOS, S. CONTRERAS, M. ELÍAS, F.J. ESPINOSA, I. FERNÁNDEZ, L. GALAVIZ, F.J. GARCÍA, D. LAZCANO, M. MARTÍNEZ, M.E. MEAVE, R. MEDELLÍN, E. NARANJO, M.T. OLIVERA, M. PÉREZ, G. RODRÍGUEZ, G. SALGADO, A. SAMANIEGO, E. SUÁREZ, H. VIBRANS & J.A. ZERTUCHE. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. Págs. 277–318. En: A. Aguirre-Muñoz & R. Mendoza-A, (Eds.). *Capital Natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, DF.
- ÁLVAREZ-ROMERO, J. G., R. A. MEDELLÍN, A. OLIVERAS, H. GÓMEZ DE SILVA & O. SÁNCHEZ. 2008. Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad –Instituto Nacional de Ecología– Universidad Nacional Autónoma de México– Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, DF.
- ANÓNIMO (BIOCOLOMBIA). 2009. Estudio básico para la declaratoria de un área natural protegida en el cañón del Chicamocha-Jurisdicción CDMB. Informe final. Bucaramanga. Santander.
- ANÓNIMO (DANE). 2011. Estimación y proyección de población nacional, departamental y municipal total por área 1985-2020. Acceso en línea: 10/03/2017. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema-demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion/>
- ANÓNIMO (UNITED NATIONS, DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS, POPULATION DIVISION). 2015. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*. New York.
- ANÓNIMO (ALCALDÍA DE BUCARAMANGA). 2016. Plan de desarrollo 2016-2019. Bucaramanga, Colombia.
- ANÓNIMO (UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER).

- 2017a. Colores al Vuelo. Bucaramanga, Colombia.
- ANÓNIMO (CITES). 2017b. Apéndices I, II y III de la Convención sobre el comercio internacional de especies Amenazadas de fauna y flora silvestres, en vigor a partir del 4 de Octubre de 2017.
- ANÓNIMO (IUCN). 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-3. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 10 December 2019.
- ARONSON, M. F., LA SORTE, F. A., NILON, C. H., KATTI, M., GODDARD, M. A., LEPczyk, C. A., WARREN, P.S., WILLIAMS, N. S., CILLIERS, S., CLARKSON, B., DOBBS, C., DOLAN, R., HEDBLUM, M., KLOTZ, S., KOOIJMANS, J. L., KÜHN, I., MACGREGOR-FORS, I., McDONNELL, M., MÖRTBERG, U., PYSEK, P., SIEBERT, S., SUSHINSKY, J., WERNER, P. & 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*, 281(1780), 20133330.
- AVENDAÑO, J.E., C.I. BOHÓRQUEZ, L. ROSSELLI, D. ARZUZA-BUELVAS, F.A. ESTELA, A.M. CUERVO, F.G. STILES & L.M. RENJIFO. 2017. Lista de chequeo de las aves de Colombia: Una síntesis del estado del conocimiento desde Hilty & Brown. 1986. *Ornitología Colombiana* 16:1-83.
- AYERBE QUIÑONES, F., L.G. GÓMEZ BERNAL, J.P. LÓPEZ ORDOÑEZ, M.B. RAMÍREZ BURBANO, J.V. SANDOVAL SIERRA. & M.F. GONZÁLEZ ROJAS. 2009. Avifauna de Popayán y Municipios Aledaños. *Novedades Colombianas* 9(1):1-27.
- BECKERMAN, A.P., M. BOOTS & K.J. GASTON. 2007. Urban bird declines and the fear of cats. *Animal Conservation* 10 (3):320-325.
- BELCHER, R.N., K.R. SADANANDAN, E.R. GOH, J.Y. CHAN, S. MENZ & T. SCHOEPPER. 2018. Vegetation on and around large-scale buildings positively influences native tropical bird abundance and bird species richness. *Urban Ecosystems* 22:213-225. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0808-0>.
- BONIER, F., P. R. MARTIN & J. C. WINGFIELD. 2007. Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology Letters* 3 (6):670-673. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0349>.
- CALLAGHAN, C.T., R.E. MAJOR, M.B LYONS, J.M. MARTIN, R.T. KINGSFORD. 2018. The effects of local and landscape habitat attributes on bird diversity in urban greenspaces. *Ecosphere*.9(7):1-17. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2347>.
- CARVAJAL-CASTRO, J.D., A.M. OSPINA-L, Y. TORO-LÓPEZ, A. PULIDO-G, L.X. CABRERA-CASAS, S. GUERRERO-PELÁEZ, V. H. GARCÍA-MERCHÁN, F. VARGAS-SALINAS. 2019. Birds vs Bircks: patterns of species diversity in response to urbanization in a Neotropical Andean City. *PLoS ONE* 14(6):e0218775. <https://doi.org/10.1371/journal.phone.o218775>
- CHAO, A., N. J. GOTELLI, T. C. HSIEH, E. L. SANDER, K. H. MA, R. K. COLWELL & A. M. ELLISON. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*. 84:45-67.
- CHAPARRO-HERRERA, S., M. A. ECHEVERRY-GALVIS, S. CORDOBA-CORDOBA & A. SUA-BECERRA. 2013. Listado actualizado de las aves endémicas y casi-endémicas de Colombia. *Biota Colombiana* 14(2):235-272.
- COLWELL, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CLARKE, K. R. 1993. Non-parametric Multivariate Analysis of Changes in Community Structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.
- DELGADO-VÉLEZ, C. & J. C. CORREA-HERNÁNDEZ. 2013. Estudios ornitológicos urbanos en Colombia: revisión de literatura. *Ingeniería y Ciencia* 9(18):215-236.
- DONEGAN, T. M., J. E. AVENDAÑO, E. R. BRICEÑO-L, J. C. LUNA, C. ROA, R. PARRA & B. HUERTAS. 2010. Aves de la Serranía de los Yariquíes y tierras bajas circundantes, Santander, Colombia. *Cotinga* 32:72-89.
- DORADO-CORREA, A. M., M. RODRÍGUEZ-R & H. BRUMM. 2016. Anthropogenic noise, but not artificial light levels predicts song behaviour in an equatorial bird. *Royal Society Open Science* 3:160231. <http://dx.doi.org/10.1098/rsos.160231>
- ERRITZOE, J., T. D. MAZGAJSKI & L. REJT. 2003. Bird casualties on European roads—a review. *Acta Ornithologica* 38 (2):77-93.
- FAETH, S. H., BANG, C., & SAARI, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1): 69-81.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2000. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conservation Biology* 14 (2):513-521.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2002. Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia* 131(2):269-278. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0883-y>
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. & J. JOKIMÄKI. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10(12):2023-2043.
- FRANCO, A., C. DEVENISH, M. BARRERO & M. ROMERO. 2012. Colombia, Págs. 135-148. En: C. Devenish, D. F. Díaz Fernández, R. P. Clay, I. Davidson & I. Yépez Zabala (Eds). *Important Bird Areas Americas – Priority Sites for Biodiversity Conservation*. Birdlife International. Quito. Ecuador. (Birdlife International Conservation Series N° 16)
- GRANADOS- PÉREZ, Y. 2011. Catálogo de identificación de aves de la UDES. Universidad de Santander. Bucaramanga.
- HAMMER, Ø., D.A.T. HARPER & P.D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología Electrónica* 4:9.
- HERRERA-ORDOÑEZ, R. & D. RINCÓN-GUARÍN. 2014. Nuevo registro del Hormiguero Pico de Hacha *Clytoctantes alixii* para el departamento de Santander, Colombia. *Cotinga* 36:54-55.
- HILTY, S. L. & B. BROWN. 1986. A guide to the birds of Colombia. Princeton University Press. Princeton.
- HOLDRIDGE, L. R. 2000. *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica.
- HSIEH, T. C., K. MA, & A. CHAO. 2016. iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*. 7(12):1451-1456. doi: 10.1111/2041- 210X.12613.
- JOHNSTON, A., HOCHACHKA, W.M., STRIMAS-MACKEY, M.E., GUTIERREZ, V.R., ROBINSON, O.J., MILLER, E.T., AUER, T., KELLING, S.T. AND FINK, D. 2019. Best practices for making reliable inferences from citizen science data: case study using eBird to estimate species distributions. *bioRxiv*, p.574392.

- KLEM, D. 2008. Avian mortality at windows: the second largest human source of bird mortality on Earth. Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics 244–251.
- KOCIOLEK, A. V., A. CLEVENGER, C. ST CLAIR & D. PROPPE. 2011. Effects of road networks on bird populations. *Conservation Biology* 25(2):241-249.
- LONDOÑO-BETANCURTH, J. 2011. Una mirada a la diversidad ornitológica de Pereira. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural* 15(1):20. <http://www.scielo.org.co/pdf/bccm/v15n1/v15n1a07.pdf>
- LOWE S., M. BROWNE, S. BOUDJELAS & M. DE POORTER. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Págs. 1-12. En: The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Auckland. New Zeland.
- MARÍN-GÓMEZ, O. H. 2005. Avifauna del campus de la Universidad del Quindío. *Boletín SAO*, XV (2). <http://www.sao.org.co/publicaciones/boletinsao/06-Marin-AvifaunaQuindio.pdf>.
- MARÍN-GÓMEZ, O. H., DÁTILLO, W., SOSA-LÓPEZ, J. R., SANTIAGO-ALARCON, D., & MACGREGOR-FORS, I. 2020. Where has the city choir gone? Loss of the temporal structure of bird dawn choruses in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 194, 103665.
- MARZLUFF, J. & K. EWING. 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. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1526-100x.2001.009003280.x/full>
- MCCAFFREY, R. E. 2005. Using citizen science in urban bird studies. *Urban Habitats* 3(1):70–86.
- MACGREGOR-FORS, I., & ESCOBAR-IBÁÑEZ, J. F. (Eds.). 2017. *Avian ecology in Latin American cityscapes*. Springer.
- McMULLAN, M., A. QUEVEDO & T.M. DONEGAN. 2011. *Guía de Campo de las Aves de Colombia*. Fundación ProAves. Bogotá, Colombia.
- McKINNEY, M. L. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52(10):883. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2).
- McKINNEY, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127 (3):247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>.
- McKINNEY, M. & J. LOCKWOOD. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14(11):450–453. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/10511724>.
- MONTENEGRO-PAZMINO, E. C. 2015. Diversidad de aves en áreas verdes de la ciudad de Quito, Ecuador. Universidad San Francisco de Quito. Ecuador.
- MUÑOZ, M. C., K. FIERRO-C. & H. RIVERA-G. 2007. Las aves del campus de la Universidad del Valle, una Isla verde urbana en Cali, Colombia. *Ornitología Colombiana* 5(5):5–20.
- OKSANEN, J., F. G. BLANCHET, M. FRIENDLY, R. KINDT, P. LEGENDRE, D. MCGLINN, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. H. H. STEVENS, E. SZOEC & H. WAGNER. 2019. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/ackage=vegan>.
- ORTEGA, J. E., V. SERRANO & M. RAMÍREZ-P. 2005. Reproduction of an introduced population of *Eleutherodactylus johnstonei* at Bucaramanga, Colombia. *Copeia* (3):642-648.
- ORTEGA-ALVAREZ, R. & I. MACGREGOR-FORS. 2011. Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in latin america. *Landscape and Urban Planning* 101:1-10.
- PAKER, Y., Y. YOM-TOM, T. ALOM-MOZES & A. BARNEA. 2014. The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*. 122:186-195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005>
- R CORE TEAM. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computin. Vienna, Austria.
- REAL, R. 2009. La ciudad y la biodiversidad urbana. OMAU (Observatorio del Medioambiente Urbano). Málaga.
- RESTALL, R. L., C. RODNER & M. LENTINO. 2006. *Birds of northern South America*. New Haven and London.
- REYNAUD, P. & J. THIOULOUSE. 2000. Identification of birds as biological markers along a neotropical urban–rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59(2):121–140. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0338>
- ROJAS A. 2011. Flora urbana del Área Metropolitana de Bucaramanga. Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga. Bucaramanga.
- ROJAS-ALLIERI, M. L. 2014. Diversidad y uso de hábitat de aves en diferentes gradientes urbanos en la ciudad de Guayaquil-Ecuador. Universidad de Guayaquil. Ecuador.
- ROSSELLI, L., S. ZERDA & J. CANDIL. 2017. Changes in the Avifauna of a Relict Forest in the Peri-Urban Area of Bogota Throughout Fourteen Years. *Acta Biológica Colombiana* 22(2):181–190. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n2.60688>
- ŞEKERCIOĞLU, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution* 21 (8):464–471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- SETO, K. C., B. GÜNERALP & L. R. HUTYRA. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(40):16083–16088.
- SILVERTOWN, J. 2009. A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology & Evolution* 24(9):467–471.
- SLABBEKOORN, H. & A. DEN BOER-VISSER. 2006. Cities Change the Songs of Birds. *Current Biology* 16(23):2326–2331. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2006.10.008>
- SODHI, N. S., C. BRIFFETT, L. KONG & B. YUEN. 1999. Bird use of linear areas of a tropical city: implications for park connector design and management. *Landscape and Urban Planning* 45(2–3):123–130. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(99\)00028-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(99)00028-6)
- SOL, D., C. GONZÁLEZ-LAGOS, D. MOREIRA, J. MASPONS & O. LAPIEDRA. 2014. Urbanization tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters* 17(8):942–950. <https://doi.org/10.1111/ele.12297>
- STILES, F. G. 1990. La avifauna de la Universidad de Costa Rica y sus alrededores a través de veinte años (1968–1989). *Revista de Biología Tropical*: 361-381.
- STILES, F. G., L. ROSSELLI & S. DE LA ZERDA. 2017. Changes over 26 Years in the Avifauna of the Bogota Region, Colombia: Has Climate Change Become Important? *Frontiers in Ecology and Evolution* 5(58):1-21 <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00058>
- SUÁREZ-RODRÍGUEZ, M., I. LÓPEZ-RULL & C. M. GARCÍA. 2013.

- Incorporation of cigarette butts into nests reduces nest ectoparasite load in urban birds: new ingredients for an old recipe? *Biology Letters* 9(1): 20120931. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0931>
- SULLIVAN, B.L., C.L. WOOD, M.J. LIFF, R.E. BONNEY, D. FINK & S. KELLING. 2009. eBird: a citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation* 142: 2282-2292.
- TORRES.M.,A. DUEÑAS &F. CÁCERES.2016. Guía ecoturística de plantas y aves de la Hacienda la Esperanza. Bucaramanga, Colombia
- TORRES-MEJÍA, A. M., K. BLANCO-PEÑA, C. RODRÍGUEZ, F. DUARTE, M. JIMÉNEZ-SOTO & F. ESPERÓN. 2018. Zoonotic agents in feral pigeons (*Columba livia*) from Costa Rica: possible improvements to diminish contagions risks. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*. 18(1):49-54. <https://doi.org/10.1089/vbz.2017.2131>
- VERHELST, J. C., J. C. RODRÍGUEZ, O. ORREGO, J. E. BOTERO, J. A. LÓPEZ, V. M. FRANCO & A. M. PFEIFER. 2001. Aves del Municipio de Manizales-Caldas, Colombia. *Biota Colombiana* 2(3):265-284.
- WEBER, W. C. 1972. *Birds in Cities: A Study of Populations, Foraging Ecology and Nest-sites of Urban Birds*.
- WHELAN, C. J., D. G. WENNY & R. J. MARQUIS. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- WILMAN, H., J. BELMAKER, J. SIMPSON, C. DE LA ROSA, M. M. RIVADENEIRA & W. JETZ. 2014. Elton Traits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: *Ecological Archives* E095-178. *Ecology* 95 (7):2027-2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>

*Recibido:* 14 de febrero de 2019 *Aceptado:* 23 de junio de 2020

**Anexo 1.** Aves del área metropolitana de Bucaramanga (AMB). La taxonomía es según Avendaño et al. 2017. Abreviaturas: JBEV= Jardín Botánico Eloy Valenzuela; PF= Parque La Flora; PG= Parque Gallineral; PSP= Parque San Pío; UIS= Campus principal; CE= Casi endémico; E= endémico; EI= Especie de interés; MB= Migratorio boreal; MA= Migratorio austral; MI= migratorio intratropical; E= errático; R= residente; F/N= Frugívoro/nectarívoro; I= Invertebrados; P/S= Plantas/Semillas; V/P/C= Vertebrados/peces/carroña; O= Omnívoro; Res 1912= Resolución 1912 del 2017 Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible; LR 2014= Libro Rojo de Aves de Colombia; UICN= Unión internacional para la conservación de la naturaleza; NE= no evaluado; DD= datos deficientes; LC= Preocupación menor; NT= Casi amenazada; VU= Vulnerable; EN= En peligro; CR= En peligro crítico; EX= Extinta.

Álbum de fotos en Flickr de aves registradas en las zonas verdes del Área Metropolitana de Bucaramanga: <https://flic.kr/s/aHskRq843W>

Familia	Especie	Localidades					Incidentales	Grupos de dieta	Endemismo	Migración	Res 1912	LR 2014	UICN
		JBEV	PF	PG	PSP	UIS							
Tinamidae	<i>Tinamus major</i>						1	O	-	-	-	-	NT
Anatidae	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	1					1	P/S	-	-	-	-	LC
Cracidae	<i>Penelope argyrotis</i>		2				1	F/N	-	-	-	-	LC
	<i>Ortalis columbiana</i>	1					3	F/N	E	-	-	-	LC
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	9	13	4		1	1	P/S	-	-	-	-	LC
	<i>Columbina talpacoti</i>	60	145	89	48	66	2	P/S	-	-	-	-	LC
Cuculidae	<i>Crotophaga major</i>						3	O	-	R-MI	-	-	LC
	<i>Crotophaga ani</i>	7	1	7		6	3	O	-	-	-	-	LC
	<i>Piaya cayana</i>	6	5		3	2	2	I	-	-	-	-	LC
	<i>Coccyzus americanus</i>						2	I	-	Mb	-	-	LC
Caprimulgidae	<i>Chordeiles acutipennis</i>						1	I	-	R-Mb	-	-	LC
	<i>Nyctidromus albigollis</i>						2	I	-	-	-	-	LC
Apodidae	<i>Streptoprocne rutila</i>						1	I	-	-	-	-	LC
	<i>Streptoprocne zonaris</i>						1	I	-	-	-	-	LC
	<i>Chaetura brachyura</i>						1	I	-	-	-	-	LC
	<i>Panyptila cayennensis</i>						3	I	-	-	-	-	LC
Trochilidae	<i>Florisuga mellivora</i>	12	3			3	2	F/N	-	-	-	-	LC
	<i>Glaucis hirsutus</i>	8	3		1			F/N	-	-	-	-	LC
	<i>Phaethornis anthophilus</i>	1						F/N	EI	-	-	-	LC
	<i>Phaethornis guy</i>		5					F/N	-	-	-	-	LC
	<i>Colibri delphinae</i>						1	F/N	-	-	-	-	LC
	<i>Anthracothorax nigricollis</i>	11	6	1		1	2	F/N	-	-	-	-	LC
	<i>Heliomaster longirostris</i>						1	F/N	-	-	-	-	LC
	<i>Chalybura buffonii</i>						1	F/N	-	-	-	-	LC
	<i>Amazilia tzacatl</i>	8	31	5	4	6	2	F/N	-	-	-	-	LC
<i>Amazilia castaneiventris</i>						2	F/N	E	-	EN	-	NT	
<i>Amazilia cyanifrons</i>	1					3	F/N	E	-	-	-	LC	

Aves de Bucaramanga

Familia	Especie	Localidades					UIS	Incidentales	Grupos de dieta	Endemismo	Migración	Res 1912	LR 2014	UICN
		JBEV	PF	PG	PSP									
Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i>						1	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Porzana carolina</i>						1	P/S	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Porphyrio martinica</i>						1	P/S	-	-	-	-	LC	
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>						3	I	-	-	-	-	LC	
Ardeidae	<i>Butorides striata</i>			1			1	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Bubulcus ibis</i>			1			2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Ardea alba</i>			6			1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Egretta thula</i>						2	O	-	-	-	-	LC	
Cathartidae	<i>Cathartes aura</i>	28	3				2	V/P/C	-	R-Mb	-	-	LC	
	<i>Coragyps atratus</i>	106	17	136		25	2	V/P/C	-	-	-	-	LC	
Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i>						1	V/P/C	-	Mb	-	-	LC	
Accipitridae	<i>Elanus leucurus</i>						1	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Gampsonyx swainsonii</i>						1	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Rupornis magnirostris</i>	6	18	4	10	3	2	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Buteo nitidus</i>	1					2	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Buteo platypterus</i>		1				3	V/P/C	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Buteo brachyurus</i>						2	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Buteo swainsoni</i>						1	V/P/C	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Buteo albonotatus</i>						3	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	Tytonidae	<i>Tyto alba</i>						1	V/P/C	-	-	-	-	LC
	Strigidae	<i>Megascops choliba</i>						3	V/P/C	-	-	-	-	LC
<i>Ciccaba nigrolineata</i>							1	V/P/C	-	-	-	-	LC	
<i>Asio clamator</i>							1	V/P/C	-	-	-	-	LC	
<i>Asio stygius</i>							1	V/P/C	-	-	-	-	LC	
Alcedinidae		<i>Megaceryle torquata</i>						1	V/P/C	-	-	-	LC	
Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i>			1				O	-	-	-	-	LC	
	<i>Chloroceryle americana</i>	3	1					V/P/C	-	-	-	-	LC	
	Momotidae	<i>Momotus subrufescens</i>						1	I	-	-	-	LC	
Bucconidae	<i>Malacoptila panamensis</i>	1	1				1	I	-	-	-	-	LC	
Picidae	<i>Picumnus olivaceus</i>	1	12				2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Melanerpes rubricapillus</i>	16	25	16	7	28	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Veniliornis kirkii</i>		2					I	-	-	-	-	LC	
	<i>Colaptes punctigula</i>	1	3	1		1	3	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Dryocopus lineatus</i>	2	1				2	I	-	-	-	-	NE	
Falconidae	<i>Caracara cheriway</i>						1	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Milvago chimachima</i>	4	13		1	4	2	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Falco sparverius</i>						2	I	-	R-Mb?	-	-	LC	
	<i>Falco columbarius</i>						2	V/P/C	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Falco ruficularis</i>						1	V/P/C	-	-	-	-	LC	
	<i>Falco femoralis</i>						1	O	-	-	-	-	LC	
	<i>Falco peregrinus</i>						1	V/P/C	-	Mb-Ma?	-	-	LC	

Familia	Especie	Localidades						Incidentales	Grupos de dieta	Endemismo	Migración	Res 1912	LR 2014	UICN
		JBEV	PF	PG	PSP	UIS								
Psittacidae	<i>Brotogeris jugularis</i>	8	54	12	16	35	2	O	-	-	-	-	LC	
	<i>Amazona ochrocephala</i>	3	22				2	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Amazona amazonica</i>		4					F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Forpus conspicillatus</i>	4	11	7	5	14	2	P/S	CE	-	-	-	LC	
	<i>Eupsittula pertinax</i>						1	P/S	-	-	-	-	LC	
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>		2				2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Thamnophilus multistriatus</i>	4	5	1	3	2	2	I	CE	-	-	-	LC	
	<i>Formicivora grisea</i>						1	I	-	-	-	-	LC	
Furnariidae	<i>Dendroplex picus</i>	6	10	2		4	2	I	-	-	-	-	LC	
Tyrannidae	<i>Tyrannulus elatus</i>		3				2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Elaenia flavogaster</i>	1	5	5	4	4	2	O	-	-	-	-	LC	
	<i>Camptostoma obsoletum</i>		1					I	-	-	-	-	LC	
	<i>Zimmerius chrysops</i>			2	1		2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Mionectes oleagineus</i>	2				1	1	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Todirostrum cinereum</i>	1	4	7	1	3		I	-	-	-	-	LC	
	<i>Tolmomyias sulphureus</i>	4	7	1			1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Myiophobus fasciatus</i>		1				1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Contopus cooperi</i>						1	I	-	Mb	-	NT	NT	
	<i>Contopus cinereus</i>	1	6				2	I	-	-	-	-	NE	
	<i>Sayornis nigricans</i>	21	16	4	6		1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	1	12	34	9	53	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Machetornis rixosa</i>			7		13	3	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Legatus leucophaius</i>		1				2	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Myiozetetes cayanensis</i>	43	31	10	3	19	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Myiozetetes similis</i>		8				2	O	-	-	-	-	LC	
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	28	23	24	4	16	2	O	-	-	-	-	LC	
	<i>Myiodynastes luteiventris</i>						1	O	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	6	15	1		4	2	O	-	R-Ma	-	-	LC	
	<i>Megarynchus pitangua</i>	1	9				1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	44	23	20	4	63	2	I	-	R-Ma	-	-	LC	
	<i>Tyrannus savana</i>					7	2	I	-	R-Mb-Ma	-	-	LC	
	<i>Tyrannus tyrannus</i>		1				1	I	-	Mb	-	-	LC	
<i>Myiarchus tuberculifer</i>						1	I	-	-	-	-	LC		
<i>Myiarchus panamensis</i>		2					O	CE	-	-	-	LC		
<i>Myiarchus apicalis</i>						1	O	E	-	-	-	LC		
<i>Attila spadiceus</i>		1				2	O	-	-	-	-	LC		

Aves de Bucaramanga

Familia	Especie	Localidades					UIS	Incidentales	Grupos de dieta	Endemismo	Migración	Res 1912	LR 2014	UICN
		JBEV	PF	PG	PSP									
Pipridae	<i>Manacus manacus</i>						1	F/N	-	-	-	-	LC	
Tityridae	<i>Pachyramphus rufus</i>		2				1	I	-	-	-	-	LC	
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	4	6	3		2	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Hylophilus flavipes</i>	2	7	3		1	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Pachysylvia semibrunnea</i>		7	1			1	I	CE	-	-	-	LC	
	<i>Vireo flavifrons</i>	2		1				I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Vireo olivaceus</i>	4				1	2	I	-	R-Mb-Ma	-	-	LC	
	<i>Vireo flavoviridis</i>						2	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Vireo altiloquus</i>						2	I	-	Mb	-	-	LC	
Hirundinidae	<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	19	18	6	1	51	2	I	-	R-Ma	-	-	LC	
	<i>stelgidopteryx ruficollis</i>	7		6	1	2	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Progne tapera</i>						2	I	-	R-Ma	-	-	LC	
	<i>Tachycineta albiventer</i>						1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Hirundo rustica</i>						1	I	-	Mb	-	-	LC	
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	29	33	31		7	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Campylorhynchus griseus</i>	4	22	28	9	63	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Pheugopedius fasciatoventris</i>		1					I	CE	-	-	-	LC	
Turdidae	<i>Catharus minimus</i>		6				1	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Catharus ustulatus</i>	1	15		1		1	I	-	Mb	-	-	NE	
	<i>Turdus leucomelas</i>	1	12	2		6	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Turdus nudigenis</i>						1	O	-	-	-	-	LC	
	<i>Turdus ignobilis</i>	24	30	9	1	2	2	O	-	-	-	-	LC	
Mimidae	<i>Mimus gilvus</i>					7	3	I	-	-	-	-	LC	
Thraupidae	<i>Chlorophanes spiza</i>	2					1	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Hemithraupis guira</i>	1	1					I	-	-	-	-	LC	
	<i>Sicalis flaveola</i>	6	1	4	4	21	2	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Volatinia jacarina</i>			1				O	-	-	-	-	LC	
	<i>Ramphocelus dimidiatus</i>	19	3	2		1	2	O	CE	-	-	-	LC	
	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	3	2				1	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Dacnis lineata</i>	2					2	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Sporophila minuta</i>						1	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Sporophila crassirostris</i>	1					1	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Sporophila intermedia</i>						1	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Sporophila nigricollis</i>		1	1		2	2	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Saltator maximus</i>	8	13	1	3	6	1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Saltator coerulescens</i>	2	6		8		2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Saltator striatipectus</i>	5	14	5	1	1	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Coereba flaveola</i>	15	11	6	2	8	2	F/N	-	-	-	-	LC	

Familia	Especie	Localidades					UIS	Incidentales	Grupos de dieta	Endemismo	Migración	Res 1912	LR 2014	UICN
		JBEV	PF	PG	PSP									
Thraupidae	<i>Tiaris olivaceus</i>	1					1	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Tiaris bicolor</i>	37	22	7	1	6	2	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Tangara vitriolina</i>	2	2	1	2	4	2	I	CE	-	-	-	LC	
	<i>Tangara cyanicollis</i>	14	7	1		6	2	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Tangara inornata</i>	1					1	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Tangara gyrola</i>	5	2		2		2	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Thraupis episcopus</i>	37	85	54	9	33	2	O	-	-	-	-	LC	
	<i>Thraupis palmarum</i>	24	34	7	3	11	2	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Ixothraupis guttata</i>						2	F/N	-	-	-	-	LC	
	Emberizidae	<i>Arremonops conirostris</i>						1	O	-	-	-	-	LC
Cardinalidae	<i>Piranga flava</i>		10					I	-	-	-	-	NE	
	<i>Piranga rubra</i>	14	26	11	1	30	2	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Piranga olivacea</i>						1	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Cyanoloxia cyanoides</i>		1					F/N	-	-	-	-	LC	
Parulidae	<i>Parkesia noveboracensis</i>	18	16	1		1	1	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Mniotilta varia</i>	4	18			1	2	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Protonotaria citrea</i>		16	2		3	2	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Leiothlypis peregrina</i>		10			11	3	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Geothlypis philadelphia</i>						2	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Setophaga ruticilla</i>	5	30		5	1	1	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Setophaga cerulea</i>	2	1					I	-	Mb	VU	VU	NT	
	<i>Setophaga pitiayumi</i>	2	4	1		2	2	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Setophaga castanea</i>	1	19	7	1	7	2	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Setophaga fusca</i>					1	3	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Setophaga petechia</i>	3	16	7		16	2	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Setophaga striata</i>	2	3				1	I	-	Mb	-	-	NT	
	<i>Myiothlypis fulvicauda</i>	7	8				1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Basileuterus rufifrons</i>	7	4				1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Cardellina canadensis</i>					4	1	I	-	Mb	-	-	LC	
Icteridae	<i>Psarocolius decumanus</i>						1	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Icterus auricapillus</i>						1	O	-	-	-	-	LC	
	<i>Icterus chrysater</i>					8	1	I	-	-	-	-	LC	
	<i>Icterus galbula</i>		6	1	2		2	I	-	Mb	-	-	LC	
	<i>Icterus nigrogularis</i>			2		2	2	F/N	-	-	-	-	LC	
	<i>Molothrus bonariensis</i>	2	6	1	1	1	2	I	-	-	-	-	LC	
<i>Quiscalus lugubris</i>					10	2	I	-	-	-	-	LC		
Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>	1	2				3	P/S	-	-	-	-	LC	
	<i>Euphonia lanirostris</i>	20	22	18	3	13	2	F/N	-	-	-	-	LC	

# Estado poblacional de la alondra cornuda (*Eremophila alpestris peregrina*) en el Lago de Tota, Boyacá, Colombia

Population status of the Horned Lark (*Eremophila alpestris peregrina*) at Tota Lake, Boyacá, Colombia

Luis Alejandro Arias-Sosa<sup>1</sup>, Pablo Rodríguez-A<sup>1†</sup> & Ariel S Espinosa-Blanco<sup>1,2</sup>

1 Grupo Ecología de Organismos (GEO-UPTC). Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia. Tunja 150003, Colombia

2 Laboratorio de Ecología y Genética de Poblaciones. Centro de Ecología. Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas. IVIC. Caracas 1020 A. Venezuela

✉ luisalejandro.arias@uptc.edu.co, arielbiologo@gmail.com

## Resumen

La alondra cornuda (*Eremophila alpestris peregrina*) es una subespecie endémica al Altiplano Cundiboyacense en peligro de extinción debido a la degradación y fragmentación de su hábitat. El Lago de Tota es una localidad con registros previos; sin embargo, aún no hay un estimado fiable del tamaño de su población en esta localidad. Desde febrero a octubre de 2018 estudiamos la ecología poblacional de la alondra con el fin de determinar prioridades de conservación. Hicimos búsquedas libres para determinar las áreas con su presencia y transectos de observación de ancho fijo para evaluar su densidad poblacional. La alondra utilizó exclusivamente cultivos de cebolla junca (*Allium fistulosum*). La densidad poblacional promedio de la especie fue de 1,04 ind/ha (0,8-1,28; IC: 95%), un valor notable, pero inferior al reportado para zonas con hábitats óptimos. Al relacionar esto con el área de distribución estimada (129 ha) se calcula que el Lago de Tota alberga entre 103 a 165 alondras (IC:95 %, promedio de 134), lo cual permite considerarlo entre las poblaciones más grandes del país. Debido a esto, el Lago de Tota es un área de alta prioridad para la conservación de este taxón y deberían implementarse estrategias para reducir las presiones que afronta, particularmente el uso excesivo de pesticidas en estos cultivos.

**Palabras clave:** ave endémica, conservación, ecología, densidades poblacionales

## Abstract

The Colombian subspecies of the Horned Lark (*Eremophila alpestris peregrina*) is endemic to the highland plateau of Cundinamarca and Boyacá, and is threatened with extinction because of the degradation and fragmentation of its habitat. It has been recorded from Tota Lake, but its status is uncertain and no reliable estimate of its population exists. From February to October of 2018, we studied this population to determine its size and conservation status. We searched extensively in the area surrounding the lake and in sites where we located the species, we made counts along transects of fixed width to evaluate its population density. We found Horned Larks used only areas of Welsh onion crops (*Allium fistulosum*), with a mean population density of 1.04 ind / ha (0.8-1.28, CI: 95%), a notable value, although lower than that reported for areas with optimal habitats. When relating this to the estimated area of onion crops, (129 ha) we calculate that Tota Lake supports a population of *E. a.peregrina* between 103 and 165 individuals (CI: 95%, mean of 134), which could be one of the largest populations in the country. Because of this, Tota Lake is a high priority area for the conservation of this taxon and strategies to reduce the pressures it faces, particularly the excessive use of pesticides, should be implemented.

**Key words:** conservation, crops, ecology, endemic species, population densities

## Introducción

Es innegable la gran diversidad biológica con que cuenta Colombia, tanto a nivel de ecosistemas

como de especies, la cual se ve reflejada en la exuberante avifauna nacional, sobre la cual el país goza del título del más diverso a nivel mundial (Renjifo *et al.* 2016). Sin embargo, este grupo

enfrenta fuertes presiones que han llevado a que cerca de 159 especies se vean en algún estado de amenaza, las cuales requieren mayores esfuerzos investigativos y de conservación (Renjifo *et al.* 2014, 2016).

Entre las aves más amenazadas de Colombia se encuentra la subespecie endémica de alondra cornuda (*Eremophila alpestris peregrina*), el único miembro de la familia Alaudidae en Sudamérica, en donde solo se encuentra en el altiplano de Boyacá y Cundinamarca (Hilty & Brown 1986, Cadena 2002). Habita en terrenos abiertos con vegetación herbácea baja y dispersa entre elevaciones de 2500 a 3100 m, especialmente a las orillas de humedales, sabanas y terrenos agrícolas (Cadena 2002, Valencia & Armenteras 2004), en donde puede forrajear en el suelo desnudo en busca de artrópodos que constituyen su dieta principal, así como varias semillas (Botía-Becerra & Echeverry-Galvis 2010a). El desplazamiento de los sistemas de pastizales nativos por la introducción del pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*) y la urbanización acelerada (Cadena 2002) han llevado a esta alondra al peligro de extinción (EN); ya que hay pocas localidades que aún albergan poblaciones en buen estado (Valencia & Armenteras 2004). Además pese a algunos estudios, la información ecológica de la alondra en Colombia es escasa y se ha indicado la necesidad de realizar investigaciones sobre su estado poblacional y uso de hábitat actual, a fin de definir estrategias de conservación adecuadas para la especie (Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016a).

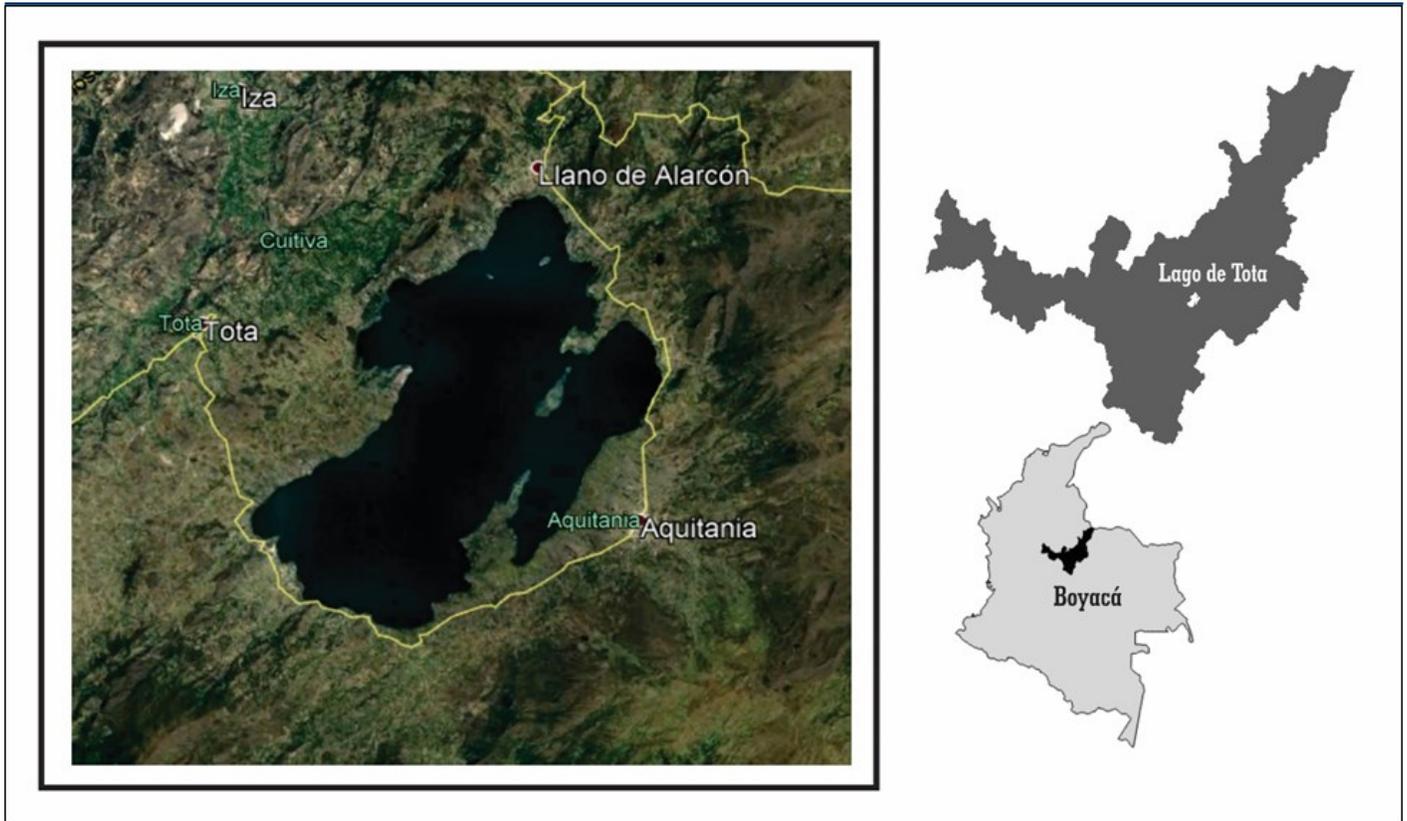
El Lago de Tota se ha catalogado como un área de importancia para la conservación de las aves (AICA), dado que se han registrado cerca de 176 especies incluyendo varios ejemplares endémicos y amenazados (Arias-Sosa *et al.* 2020). Entre éstas se encuentra la alondra cornuda, la cual se ha reportado dentro de cultivos de cebolla,

altamente expandidos en esta región (Macana & Zuluaga 2006). Aunque un conteo inicial sugería densidades posiblemente sustanciales de 10 ejemplares en un recorrido de 500 m (Macana & Zuluaga 2006), los avistamientos de años posteriores (como los conteos navideños) han sido esporádicos y en algunos muestreos nulos (Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016b). Con la continua pérdida de hábitats naturales de la especie y la extensión de cultivo de cebolla como hábitat potencial, es urgente realizar un censo más detallado de la alondra para evaluar el estado de su población en estos sistemas antrópicos, lo cual podría permitir caracterizar las posibles amenazas que afronta y recomendar medidas para su conservación.

## Materiales y métodos

**Área de estudio.-** El Lago de Tota es un cuerpo de agua natural ubicado a los 3015 m en la Cordillera Oriental de los Andes colombianos en los municipios de Aquitania, Cúitiva y Tota del departamento de Boyacá (Fig. 1). Es considerado como el humedal de alta montaña más grande del país, con un área aproximada de entre 55 a 60 km<sup>2</sup> y un volumen de 1,900 millones de metros cúbicos (Cordero & Vargas 2005, González-Angarita *et al.* 2008, Mojica & Guerrero 2013, Tinjacá López 2013). Así mismo es un sistema de alto valor biológico y socio-económico, ya que soporta a una gran variedad de fauna silvestre, incluyendo varias especies endémicas y en riesgo de extinción (Moncaleano & Calvachi 2009, Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016b, Arias-Sosa *et al.* 2020). Al mismo tiempo abastece de agua a entre 250.000 a 350.000 habitantes en el departamento de Boyacá (Tinjacá López 2013, Consejo Nacional de Política Económica y Social 2014).

El área cuenta con una temperatura media de 11°C y dos regímenes pluviales, uno interandino



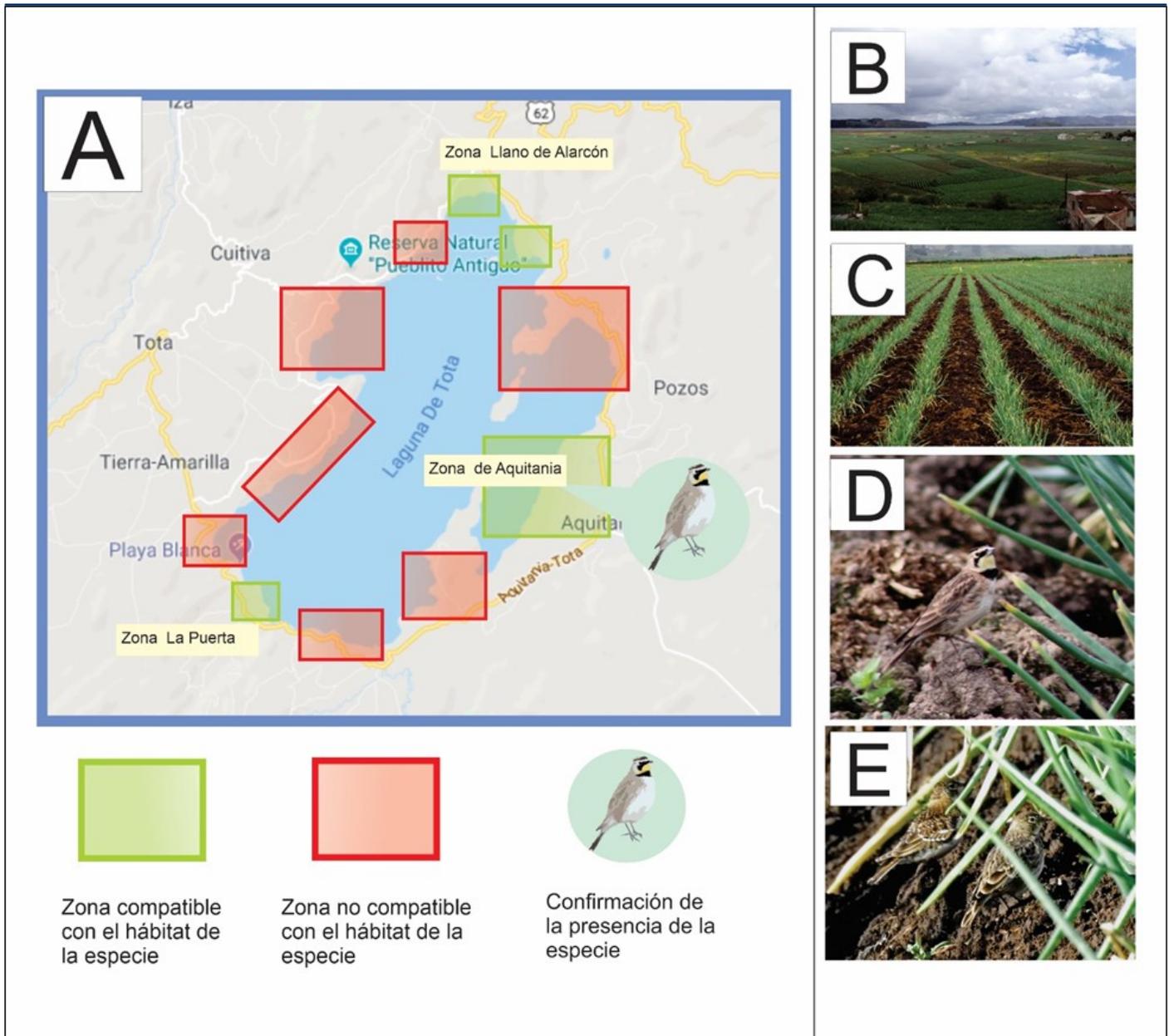
**Figura 1.** Ubicación geográfica del Lago de Tota. Imagen satelital del Lago de Tota tomada de Google Earth.

bimodal en la cuenca occidental (730 mm/año) y otro monomodal en la región noreste (945 mm/año), los cuales generan un periodo de lluvias entre abril a noviembre y una temporada de sequía de diciembre a marzo (González-Angarita *et al.* 2008, Mojica & Guerrero 2013).

Este trabajo se realizó entre los meses de febrero a octubre de 2018 (abarcando tanto los periodos de sequía y lluvias). En los primeros 2 meses realizamos recorridos libres (entre las 6:00 hasta las 16:00 horas) alrededor del Lago a fin de determinar las zonas que presentaban un hábitat adecuado para la especie, para lo cual tuvimos en cuenta planicies abiertas, con poca vegetación arbórea y una matriz de suelo de mosaico con buena proporción de suelo desnudo como hábitat potencial (Valencia & Armenteras 2004).

Durante los recorridos observamos que la mayoría de las zonas aledañas son áreas escarpadas con parches de vegetación arbórea o

pastizales altos y densos de manera que no representan hábitats apropiados para la alondra. Por esto se establecieron solo tres puntos en el Lago que presentan ambientes adecuados a las preferencias de la especie: los de Aquitania, La Puerta y Llano de Alarcón. Sin embargo, solo se corroboró la presencia de esta especie en Aquitania, lo cual asociamos principalmente a que esta zona es de gran extensión, mientras que las otras dos son áreas reducidas y fragmentadas (Fig. 2). En este sector se establecieron cinco transectos, dos en la parte suroccidental, dos en el centro y uno al norte. En estos se realizaron 8 conteos mensuales consecutivos, empleando transectos lineales terrestres de franja fija y siguiendo las indicaciones para el conteo de aves terrestres de González-García (2011). Los transectos tuvieron un largo de 700 a 1000 m (varió de acuerdo a la longitud de los cultivos entre sectores), un ancho de 30 metros a cada lado y estaban separados por mínimo 300 metros el uno del otro. El ancho se determinó basado en



**Figura 2.** (A) Resultados de la búsqueda de la especie en torno al lago de Tota. En los recuadros se observa los puntos que fueron explorados (B) fotografía panorámica del sector de Aquitania donde se evidencia la gran extensión de los cultivos de cebolla (C) ejemplo de una parcela de cultivo de cebolla donde habita la Alondra (D) ejemplar adulto de la especie (E) ejemplares juveniles de la especie.

la capacidad visual en la zona y dado que las parcelas de cebolla tenían un ancho aproximado de 30 metros. Los transectos solo cubrían la cobertura de cultivos, dado que, aunque se censaron varios pastizales en la zona no se observó presencia de la alondra. El mismo ornitólogo realizó todas las observaciones entre las 6:00-11:30 y 14:00-16, realizando 2 conteos por cada transecto establecido (cada uno en sentidos opuestos del recorrido) y registrando el más alto

por transecto. Procuramos realizar los censos bajo condiciones climáticas similares de cielo despejado y sin lluvias.

Evaluamos la densidad poblacional de la alondra en individuos por hectárea mediante la relación entre el número de individuos observados y el área según la ecuación  $D=n/2WL$ , en donde  $n$  es el número de individuos identificados,  $W$  es el largo del transecto y  $L$  es el ancho a cada lado

**Tabla 1.** Número total de ejemplares registrados durante los meses de muestreos en el lago de Tota,

Mes de muestreo	Número Total de individuos registrados en los 5 transectos (Área total de 24,24 ha)	Cobertura vegetal donde se observaron
Febrero	20	Cultivos de cebolla y una pareja un potrero contigua los cultivos
Marzo	20	Cultivos de cebolla
Abril	20	Cultivos de cebolla
Mayo	34	Cultivos de cebolla
Junio	19	Cultivos de cebolla
Julio	22	Cultivos de cebolla
Agosto	29	Cultivos de cebolla
Septiembre	32	Cultivos de cebolla

del mismo (el cual se tomó en 30 metros) (Azhar *et al.* 2008, Buckland *et al.* 2008, González–García 2011).

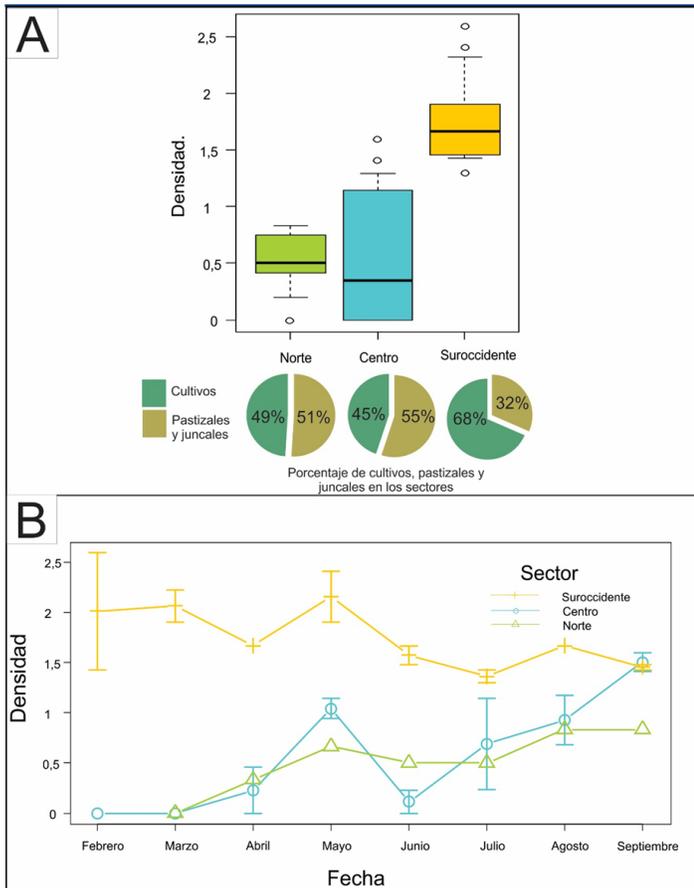
Las dimensiones del área de ocupación de la alondra se estimaron de acuerdo a la georreferenciación de los avistamientos de la especie colectados en campo y el área de los cultivos. Igualmente realizamos un modelo de distribución y densidad, usando el software libre Q-GIS 2.18 y Google Earth, mediante la metodología de Kernel, que representa mediante gráficas de calor la densidad de individuos en el área.

Todos los análisis estadísticos se realizaron empleando el software libre R 3.3.1, paquete R commander. Como primera medida calculamos los promedios e intervalos del 95% de confianza de las densidades poblacionales y tamaño poblacional. Posteriormente evaluamos si existían diferencias en las densidades poblacionales entre los subsectores para identificar los puntos de mayor interés para la conservación de la especie mediante un ANOVA de medidas repetidas, con una comparación por pares (Bonferroni). Utilizamos un test paramétrico dado que los datos tenían una distribución normal, evaluada mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov.

## Resultados

Se corroboró la presencia de la alondra únicamente en el sector de Aquitania, la cual es la zona más urbanizada e intervenida por actividades agrícolas en el Lago de Tota, con conteos mensuales en los 5 transectos que oscilaban entre los 19 a 34 ejemplares (Tabla 1), mayormente concentrados en el suroccidente y correspondientes en su gran mayoría (más del 90%) a ejemplares adultos. Al promediar la densidad obtenida por transecto-mes se determinó un promedio de 1,04 ind/ha (0,8-1,28; IC: 95%). Esta especie aprovechaba exclusivamente los terrenos de cultivos de cebolla (Figura 2-B a E), aun cuando existían algunos terrenos de potreros y pastizales bajos y dispersos en el área. Esto atribuimos principalmente la alta oferta alimenticia de estas zonas agrícolas por los procesos de abono y arado, que favorecen la presencia de anélidos y artrópodos, los cuales observamos frecuentemente como recurso trófico utilizado por la especie.

Al comparar las densidades poblacionales de la alondra entre los tres subsectores en Aquitania (suroccidente, centro y norte) se encontraron diferencias altamente significativas (ANOVA,



**Figura 3.** (A) diferencias en las densidades poblacionales entre los puntos de muestreo en Aquitania (B) dinámica de las densidades entre los puntos de muestreo durante el periodo de estudio.

$p < 0,001$ ), siendo estas mayores en el subsector occidente, con valores que llegan hasta 2,5 ind/ha (Figura 3-A), mientras que los subsectores centro y norte no se diferenciaron significativamente entre sí ( $F=3,9$ ;  $P > 0,05$ ). Esta tendencia puede deberse a que en el suroccidente presenta áreas extensas de cultivos y menor cobertura de pastizales y juncales. Sin embargo, al evaluar la dinámica durante los meses de muestreo se observa que las densidades poblacionales variaron temporalmente entre los subsectores, llegando a ser prácticamente iguales entre el sector suroccidental y central hacia el mes de septiembre (Figura 3-B). Esto podría indicar que el uso de los terrenos de Aquitania puede variar y que las zonas centro y norte pueden llegar a ser altamente utilizadas. Modificaciones en el grado

de aprovechamiento pueden deberse a cambios en las condiciones de los cultivos que modifiquen la oferta alimenticia. Esto se debe a que los cultivos de cebolla no son sincrónicos, por lo que la densidad de parcelas sembradas y su etapa de crecimiento varía entre los subsectores a lo largo del año.

La distribución y densidad de la especie en el Lago de Tota se muestra en la Figura 4. La alondra ocupa gran parte del sector de Aquitania a excepción de la zona urbana al este y las zonas de juncales y pastizales en la parte más contigua al lago. Teniendo en cuenta la ubicación de las observaciones de la especie y los datos recolectados durante los censos se estimó que el área de ocupación (hábitat aprovechable) es de aproximadamente 129 ha. Al relacionar esta área con las densidades de cada muestreo se estima que en el Lago habitan entre 103 a 165 alondras (IC:95%), con un promedio de 134 ejemplares.

Durante los diferentes censos, observamos varias especies de aves en el área de Aquitania en simpatria con la alondra. Entre estas se resalta la presencia de copetones (*Zonotrichia capensis*), golondrinas (*Orochelidon murina*), chirlobirlos (*Sturnella magna*), palomas (*Zenaida auriculata*), jilgueros (*Spinus spinescens*) y canarios sabaneros (*Sicalis luteola*), los cuales se observaron constantemente aprovechando las áreas de cultivo junto a *E.a. peregrina*. Por otra parte, en las coberturas de juncales contiguas a los cultivos en Aquitania se observaron constantemente al rascón andino (*Rallus semiplumbeus*), el cucarachero de pantano (*Cistothorus apolinari apolinari*) la gallineta pintada (*Porphyriops melanops bogotensis*) y el avetorillo bicolor (*Ixobrychus exilis bogotensis*), las cuales son aves endémicas y en peligro de extinción para Colombia (Renjifo et al. 2016). Estas especies a diferencia de la alondra no pueden aprovechar los cultivos de la zona y su hábitat se ha visto

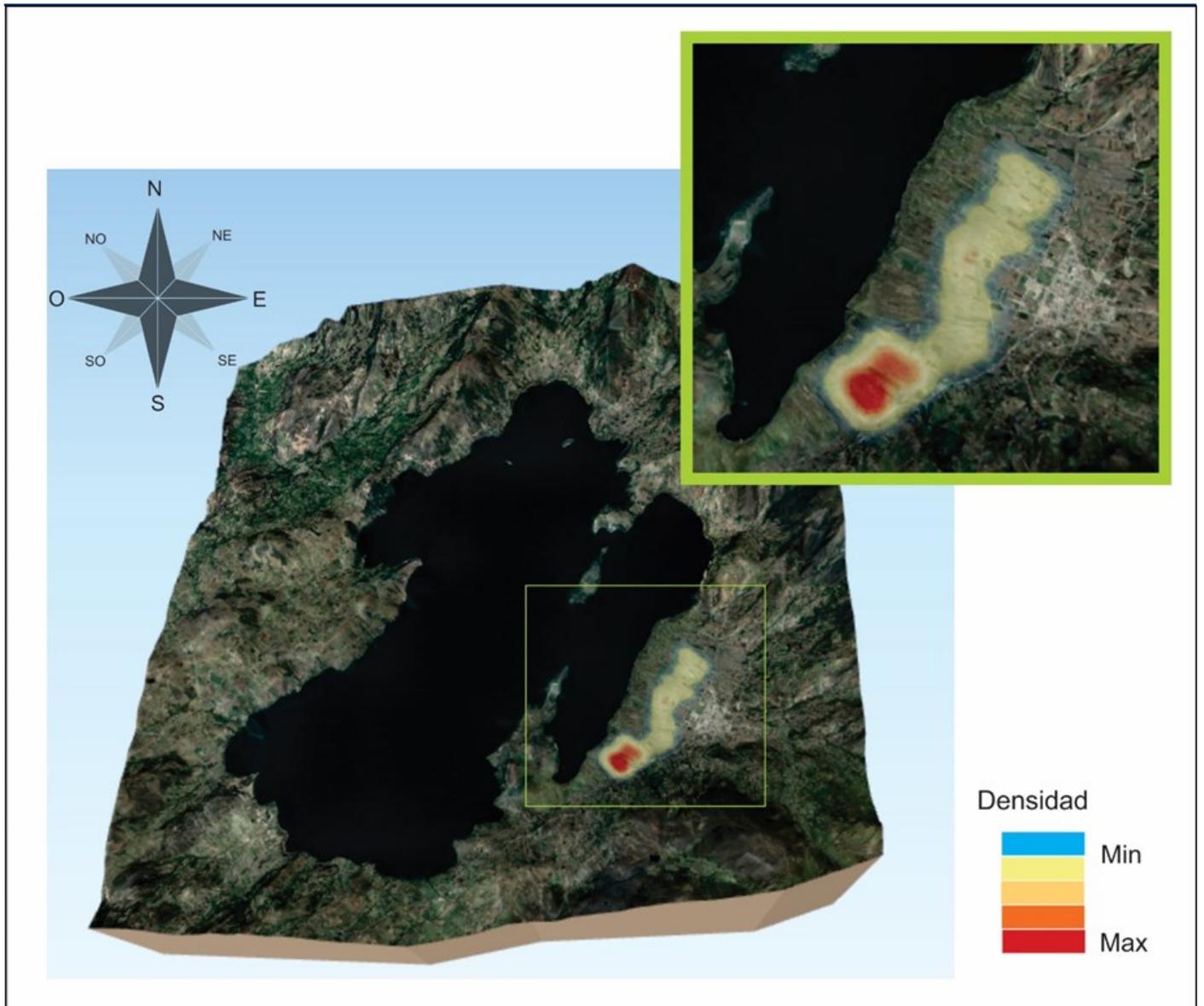


Figura 3. Mapa de la distribución y densidades poblacionales de la Alondra en el Lago de Tota.

reducido por la expansión de los mismos. Por lo que, aunque las plantaciones de cebolla puedan considerarse como de valor para *E. a. peregrina* se debe tener en cuenta que su mal manejo representa un peligro para otras aves de interés para la conservación. Por lo que los planes de manejo ambiental en la zona no solo deben considerar a la alondra sino el efecto global sobre la diversidad de aves del lago.

Aunque no logramos encontrar nidos, en el mes de febrero observamos juveniles con muda

reciente de plumaje. Los cuales presentaban un plumaje marrón más oscuro que los adultos, coronilla café oscura, dorso, nuca y coronilla con patrón punteado blanco, un anillo ocular amarillo claro marcado y carecían de las manchas faciales negras características de los adultos (Figura 2). Entre abril a mayo observamos eventos de cortejo en el suelo y en vuelo, así como comportamientos territoriales, consistentes en luchas aéreas entre machos adultos. Igualmente, en estos meses la actividad sonora de la especie fue alta, con cantos fuertes y continuos, mientras

que en los meses de agosto y septiembre los cantos eran más escasos y tenues.

## Discusión

El número de individuos registrados en los conteos (hasta 34) fue mayor que el registro de 10 ejemplares de la alondra por Macana & Zuluaga (2006). Igualmente, a nivel nacional son notables ya que, en la mitad de las localidades evaluadas, los números de alondras no superaban los 4 individuos y solo 6 de las 40 localidades originalmente censadas (parque El Tunal, Bojacá, Tunja-Soracá, Firavitoba, Embalses de La Copa y Tominé) presentaban conteos superiores a los 20 ejemplares (Valencia & Armenteras 2004). Además, en años recientes la alondra se ha visto desplazada en varias localidades de Cundinamarca por cambios en el uso del suelo, como procesos de inundación en el embalse de Tominé que cubren gran parte del hábitat de la especie (Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016a), y la continua urbanización y procesos de arborización (ABO, comunicación personal). Por lo tanto, el Lago de Tota debe ser considerado como una de las áreas de mayor interés para la conservación la alondra en toda su área de distribución.

En la mayoría de las localidades con presencia de la especie, las densidades han sido bajas y solo en unos pocos puntos se registran números considerables; siendo las de mayor importancia el embalse de Tominé (Cundinamarca) y el embalse La Copa (Boyacá) (Valencia & Armenteras 2004, Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016a). En las planicies sur del embalse de Tominé, se estimaron densidades de 3,58 ind/ha (0,28 ha por cada individuo) (De las Casas *et al.* 2006, Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016a). Mientras que el embalse de La Copa, se registraron densidades aún mayores, de aproximadamente 5 ind/ha (obs, personal). Así mismo, en poblaciones de alondra

Cornuda de Norte América (estado de Colorado) se han reportado densidades que oscilan entre 1,9 a 2,3 ind/ha (Youngberg *et al.* 2010). Esto indica que las densidades registradas para el Lago de Tota (1,04 ind/ha) son bajas en comparación con hábitats considerados como óptimos para la especie.

Igualmente, el tamaño poblacional estimado en el presente estudio es notable, ya que Valencia y Armenteras (2004) estimaron solo 1002 individuos en todo el Altiplano Cundiboyacense, por lo que la población en el Lago de Tota representaría entre el 10 al 16% de las alondras de todo el país. Por lo tanto, pese a que esta localidad representa un hábitat ampliamente intervenido, alberga una de las poblaciones más grandes del país y puede ser de gran valor para preservar a futuro esta especie en peligro de extinción.

En el lago solo se observó a la alondra en hábitats antrópicos de cultivos de cebolla, donde forrajeó y realizó actividades de cortejo, dejando ver la alta tolerancia y resiliencia que puede tener la especie a determinados sistemas agrícolas. Esto es consistente con reportes previos en el país que muestran que la alondra puede aprovechar diferentes tipos de hábitat como áreas de cultivo (Cadena 2002, Valencia & Armenteras 2004). Valencia y Almenteras (2004) indicaron que los ecosistemas de cultivos son poco favorables para la alondra y de menor importancia para su conservación. Aun así, este trabajo evidencia una población importante en un área de manejo agrícola, mostrando que no se debe subestimar la importancia del manejo de estos sistemas para conservación de la especie. Los cultivos de cebolla en Aquitania son propicios para la alondra dado que son extensos, continuos (sin fragmentación), presentan un alto porcentaje de tierra descubierta entre sus surcos, es un cultivo de crecimiento asincrónico (el estadio de crecimiento entre parcelas es diferente) y la

cosecha se realiza de forma manual. Esto permite que la alondra puede buscar alimento con facilidad, sin verse fuertemente afectada por el crecimiento de los cultivos y el uso de maquinarias. El uso de la alondra de estos agroecosistemas coincide con lo reportado por Martínez-Sánchez y colaboradores (2018) quienes indicaron que algunos agroecosistemas no son ambientes del todo negativos para la avifauna, manteniendo importantes valores de diversidad y pudiendo albergar especies de interés para la conservación. Igualmente concuerda con lo establecido por Muñoz-Sáez *et al.* (2017), quienes demostraron que aves insectívoras y granívoras (gremios tróficos de la alondra) aprovecharon favorablemente los sistemas de cultivos e incluso prestaron servicios ecosistémicos en control de plagas.

Otros autores reportaron que la alondra solo se observaba en cultivos de cebolla en etapa temprana de crecimiento, evitando áreas recién adicionadas con gallinaza o fumigadas (Macana & Zuluaga 2006, Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016b). Sin embargo, en este trabajo observamos ejemplares en parcelas de cultivo en estadios avanzados de crecimiento y con reciente adición de gallinaza; incluso observamos ejemplares de la alondra que permanecían en parcelas que acababan de ser fumigadas.

El comportamiento reproductivo observado es consistente con la descripción original del proceso de anidación de la subespecie, que indica un periodo de reproducción entre los meses de abril a julio, durante el cual se puede observar eventos de cortejo, anidación y crianza de polluelos (Botía-Becerra & Echeverry-Galvis 2010b). Sin embargo, dado que también se observaron juveniles hacia el mes de febrero es posible que la alondra también pueda reproducirse hacia el final del año (diciembre-enero), lo cual coincide con un reporte en el

aeropuerto El Dorado de un nido activo en el mes de diciembre (Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016a).

El uso de plaguicidas tiene un efecto negativo sobre aves que habitan en áreas de cultivo, especialmente aquellos considerados de alta toxicidad como el Malatión, que tiene un gran efecto sobre la alondra cornuda, incrementando notablemente los índices de mortalidad de sus poblaciones y reduciendo hasta en un 50% su fecundidad (Etterson *et al.* 2017). Esto representa un escenario preocupante dado que el Malatión es un insecticida aplicado comúnmente y en altas dosis en los cultivos del Lago de Tota (Mojica & Guerrero 2013), que podría explicar en parte las bajas densidades poblacionales registradas. Además, dado que los cultivos están contiguos a los sistemas de juncuales donde habitan varias aves endémicas y amenazadas es muy probable que los agrotóxicos usados también las estén afectando.

Además de la perturbación ecológica, los plaguicidas pueden afectar el sistema neurológico de los pobladores de la región, produciendo síntomas como picazón en la piel, congestión nasal, malestar en los ojos y dolor de cabeza (Ngowi *et al.* 2007, Okonya & Kroschel 2015). En varias ocasiones se pudo observar que los agricultores del lago manipulaban estos productos sin los implementos de seguridad básicos (como guantes y tapabocas), lo cual es preocupante, dado que la mayor exposición a estos agentes tóxicos se da durante la preparación, aspersión o realización de labores de recolección manual (Damalas & Koutroubas 2016).

A fin de afrontar esta problemática, algunos autores han propuesto que los cultivos deben hacerse de manera intercala dejando un paisaje de mosaico con pastizales para la alondra,

reduciendo o eliminando el uso de pesticidas (Zuluaga-Bonilla & Macana-García 2016a). Aun así, esta propuesta aunque pueda ser benéfica para la alondra, fácilmente generaría conflictos con la comunidad y sería de difícil ejecución. Por lo tanto proponemos que se exploren estrategias basadas en prácticas de manejo integral de plagas (IPM), los cuales han mostrado que permiten mantener o incluso incrementar el rendimiento de cultivos, mientras se reduce en gran medida el uso de pesticidas (Macfadyen et al. 2014, Settle et al. 2014, Pretty & Bharucha 2015).

Igualmente, se debe implementar un control de animales domésticos, ya que la alta actividad humana en el lago conlleva una gran abundancia de perros y gatos. En muchas ocasiones, estos animales transitan libremente entre los cultivos donde habita la alondra por su cercanía a las casas, y así podrían afectarlas al depredarlas, ahuyentarlas y/o interferir con sus procesos reproductivos (Lord et al. 2001, Woods et al. 2003, Azhar et al. 2013).

## Agradecimientos

A la Dirección de Investigaciones de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia y la Corporación Autónoma Regional de Boyacá CORPOBOYACA, por el financiamiento y apoyo en la ejecución del proyecto. El presente manuscrito es un homenaje a la labor de investigación y docencia que realizó el Prof. Pablo Rodríguez Africano para incrementar el conocimiento y la conservación de las aves en el Departamento de Boyacá.

## Literatura Citada

- ARIAS-SOSA, L.A., J.R. SALAMANCA-REYES, P.E. RODRÍGUEZ-AFRICANO, C. RAMOS-MONTAÑO, J.R. LÓPEZ-DULCEY & O.A. CELY-REYES. 2020. Guía de Aves del Lago de Tota. Editorial UPTC, Tunja (Boyacá).
- AZHAR, B., D. LINDENMAYER, J. WOOD, J. FISCHER, A. MANNING, C. MCELHINNY & M. ZAKARIA. 2013. Contribution of illegal hunting, culling of pest species, road accidents and feral dogs to biodiversity loss in established oil-palm landscapes. *Wildlife Research* 40:1–9.
- AZHAR, B., M. ZAKARIA, E. YUSOF & L.C. PUAN. 2008. Efficiency of Fixed-Width Transect and Line-Transect-based Distance Sampling to Survey Red Junglefowl (*Gallus gallus spadiceus*) in Peninsular Malaysia. *Journal of Sustainable Development* 1:63–73.
- BOTÍA-BECERRA, J. & M.Á. ECHEVERRY-GALVIS. 2010a. Dieta de la alondra Cornuda (*Eremophila alpestris peregrina*) en la reserva de la Copa, Boyacá. *ORNITOLOGÍA NEOTROPICAL* 21:497–506.
- BOTÍA-BECERRA, J. & M.Á. ECHEVERRY-GALVIS. 2010b. Primeros registros de anidación de la alondra cornuda (*Eremophila alpestris peregrina*) en Colombia. *Ornitología Colombiana* 10:55–60.
- BUCKLAND, S.T., S.J. MARSDEN & R.E. GREEN. 2008. Estimating bird abundance: Making methods work. *Bird Conservation International* 18:S91–S108. Cambridge University Press.
- CADENA, C. 2002. *Eremophila alpestris*. Pp. 371–374. In: L. Renjifo, A. Franco, J. Amaya-Espinel, G. Kattan & López-Lanus (eds.). Libro Rojo de Aves de Colombia. Serie Libros Rojos de Especies Amenazadas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Ministerio del Medio Ambiente, Bogotá-Colombia.
- CONSEJO NACIONAL DE POLÍTICA ECONÓMICA Y SOCIAL. 2014. Manejo ambiental integral de la cuenca hidrográfica del Lago de Tota. Bogotá-Colombia.
- CORDERO, R. & E. VARGAS. 2005. Determinación espacio-temporal de la concentración de fósforo en el lago de tota. *Rev. colomb. quím. (Bogotá)* 34:211–218.
- DAMALAS, C.A. & S.D. KOUTROUBAS. 2016. Farmers' exposure to pesticides: Toxicity types and ways of prevention. *Toxics* 4:1–10.
- ETTERSON, M., K. GARBER & E. ODENKIRCHEN. 2017. Mechanistic modeling of insecticide risks to breeding birds in North American agroecosystems. *PLOS ONE* 12: e0176998.
- GONZÁLEZ-ANGARITA, A. DEL P., N.J. ARANGUREN-RIAÑO & S. GAVIRIA-MELO. 2008. Cambios en la estructura de la población de *Boeckella gracilis* (Crustacea, Centropagidae) en el plancton del Lago de Tota, Boyacá - Colombia. *Acta Biológica Colombiana* 13:61–72.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, F. 2011. Métodos para contar aves terrestres. Pp. 88–116. In: Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna, 1st edition. Querétaro-México.
- HILTY, S.L. & W.L. BROWN. 1986. A guide to the birds of Colombia. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- DE LAS CASAS, J.C., C. DEVENISH, J.M. RUIZ, N. GALLEGO, L.J. VARGAS & I.D. VALENCIA. 2006. Conservación de las gravilleras del valle del río Siecha. Bogotá (Colombia).
- LORD, A., J.R. WAAS, J. INNES & M.J. WHITTINGHAM. 2001. Effects of human approaches to nests of northern New Zealand dotterels. *Biological Conservation* 98:233–240.
- MACANA, D. & J. ZULUAGA. 2006. Presencia de la alondra cachudita, *Eremophila alpestris peregrina* en cultivos de cebolla en el lago de Tota, Boyacá, Colombia. *Boletín SAO* 16:26–30.
- MACFADYEN, S., D.C. HARDIE, L. FAGAN, K. STEFANOVA, K.D. PERRY, H.E. DEGRAAF, J. HOLLOWAY, H. SPAFFORD & P.A. UMINA. 2014. Reducing insecticide use in broad-acre

- grains production: an Australian study. *PLoS one* 9: e89119.
- MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, E.T., M. CARDONA ROMERO, F.A. RIVERA PÁEZ, J.E. PÉREZ CÁRDENAS & G.J. CASTAÑO-VILLA. 2018. Contribution of agroecosystems to the conservation of bird diversity in the department of Caldas. *Revista Facultad Nacional de Agronomía* 71:8445–8457.
- MOJICA, A. & J.A. GUERRERO. 2013. Evaluación del movimiento de plaguicidas hacia la cuenca del Lago de Tota, Colombia. *Revista Colombiana de Química* 42:29–38.
- MONCALEANO, A.M. & B.A. CALVACHI. 2009. Uso de la fauna silvestre del Lago de Tota. Peces, herpetos, aves y mamíferos. *Ambiente y Desarrollo* 13:81–99.
- MUÑOZ-SÁEZ, A., J.F. PEREZ-QUEZADA & C.F. ESTADES. 2017. Agricultural landscapes as habitat for birds in central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 90:1–12.
- NGOWI, A.V.F., T.J. MBISE, A.S.M. IJANI, L. LONDON & O.C. AJAYI. 2007. Smallholder vegetable farmers in Northern Tanzania: Pesticides use practices, perceptions, cost and health effects. *Crop Protection* 26:1617–1624.
- OKONYA, J.S. & J. KROSCHER. 2015. A Cross-Sectional Study of Pesticide Use and Knowledge of Smallholder Potato Farmers in Uganda. *BioMed Research International* 2015: 1–9.
- PRETTY, J. & Z.P. BHARUCHA. 2015. Integrated pest management for sustainable intensification of agriculture in Asia and Africa. *Insects* 6:152–182.
- RENJIFO, L.M., A.M. AMAYA-VILLARREAL, J. BURBANO-GIRÓN & J. VELÁSQUEZ-TIBATÁ. 2016. Libro rojo de aves de Colombia, Volumen II: Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá, D. C., Colombia.
- RENJIFO, L.M., M.F. GOMEZ, J. VELÁSQUEZ-TIBATÁ, Á.M. AMAYA-VILLARREAL, G.H. KATTAN, J.D. AMAYA-ESPINEL & J. BURBANO-GIRÓN. 2014. Libro rojo de aves de Colombia, Volumen I: bosques húmedos de los Andes y la costa Pacífica. P. In: Serie libros rojos de especies amenazadas de Colombia.
- SETTLE, W., M. SOUMARÉ, M. SARR, M.H. GARBA & A.S. POISOT. 2014. Reducing pesticide risks to farming communities: Cotton farmer field schools in Mali. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 369:20120277.
- TINJACÁ LÓPEZ, D.M. 2013. Formulación de estrategias de planificación ambiental y sectorial en la cuenca del Lago de Tota, fundamentadas en los objetivos de oferta, demanda, calidad, riesgo y gobernanza establecidos en la política nacional para la gestión integral del recurso hídrico. Bogotá- Colombia.
- VALENCIA, I.D. & D. ARMENTERAS. 2004. Modelo de hábitat y distribución de la alondra (*Eremophila alpestris peregrina*) en el altiplano cundiboyacense, Colombia. *Ornitología Colombiana* 2:25–36.
- WOODS, M., R.A. MCDONALD & S. HARRIS. 2003. Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal Review* 33:174–188.
- YOUNGBERG, E., A. MACIAS & A. PANJABI. 2010. Density and Reproductive Success of breeding birds in the Mountains To Plains project area in Northern Colorado: Final Report. Brighton.
- ZULUAGA-BONILLA, J.E. & D.C. MACANA-GARCÍA. 2016a. *Eremophila alpestris*. Libro rojo de aves de Colombia Volumen II: Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país.: 335–339. Bogotá-Colombia.
- ZULUAGA-BONILLA, J.E. & D.C. MACANA-GARCÍA. 2016b. La avifauna actual del lago de Tota, Boyacá (Colombia): área importante para la conservación de las aves. *Biota Colombiana* 17: 131–155.

Recibido: 21 de marzo de 2019 Aceptado: 23 de agosto de 2020

**Citación:** ARIAS-SOSA, L.A., RODRÍGUEZ-A. P.<sup>†</sup> & ESPINOSA-BLANCO, A.S. 2020. Estado poblacional de la alondra cornuda (*Eremophila alpestris peregrina*) en el Lago de Tota, Boyacá, Colombia. *Ornitología Colombiana* 18:23:33.

# Occupancy of the Sooty Ant-Tanager (*Habia gutturalis*) and White-Mantled Barbet (*Capito hypoleucus*) in fragmented forests of the Central Andes in Colombia

Ocupación del habia ceniza (*Habia gutturalis*) y el torito capiblanco (*Capito hypoleucus*) en bosques fragmentados de la Cordillera Central en Colombia

Jeffrey S. Betancur<sup>1</sup>, Andrea Morales-Rozo<sup>1,2</sup> & Juan L. Parra<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Ecología y Evolución de Vertebrados, Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

<sup>2</sup> Grupo de Investigación ECOTONOS, Programa de Biología, Facultad de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad de los Llanos, Sede Barcelona km 12 vía Puerto López, Villavicencio, Meta

✉ styf17@gmail.com, amoralesrozo@unillanos.edu.co, juanl.parra@udea.edu.co

## Abstract

The Sooty Ant-Tanager (*Habia gutturalis*) and White-Mantled Barbet (*Capito hypoleucus*) are endangered and endemic birds of Colombia. Both species have small geographic ranges and presumably low population sizes possibly due to habitat destruction and fragmentation. In order to estimate the effects of landscape features on the occupancy of both species, we sampled a variety of landscape configurations within the buffer zones of two hydroelectric impoundments in the Central Andes of Colombia and applied occupancy models to estimate the proportion of area occupied as a function of these covariates. We surveyed 35 point-counts in each hydroelectric impoundment, between June and July of 2014 and 2015. We used single-season models to estimate occupancy while recognizing imperfect detection. Mean occupancy estimates in the study area were similar for both species (0.61 SD=0.33 for the Sooty Ant-Tanager and 0.63 SD=0.25 for the White-Mantled). Nonetheless, occupancy probability within the study area was very different between them. The best model for the Sooty Ant-Tanager indicated a decrease in occupancy with elevation, whereas the top model for the White-Mantled Barbet indicated an increase in occupancy with distance from streams. Detection probabilities were similar for both species (>0.4) and declined significantly during the second year. Our results provide quantitative guidelines that can be used to evaluate and monitor the state of these populations on the short and long term.

**Key words:** birds, Colombia, conservation, detectability, hydroelectric, dam

## Resumen

El habia ceniza (*Habia gutturalis*) y el torito capiblanco (*Capito hypoleucus*) son aves amenazadas y endémicas de Colombia. Ambas especies tienen rangos geográficos y tamaños poblacionales pequeños posiblemente como resultado de la destrucción y fragmentación de sus hábitats. Con el fin de obtener estimados cuantitativos de los efectos de características del paisaje sobre la ocupación de ambas especies, muestreamos una variedad de configuraciones del paisaje al interior de las zonas de amortiguamiento de dos hidroeléctricas en la cordillera Central de los Andes de Colombia y empleamos modelos de ocupación para estimar la proporción del área ocupada en función de estas covariables. Realizamos 35 puntos de conteo en cada zona de amortiguamiento entre junio y julio del 2014 y 2015. Utilizamos modelos de ocupación de una sola temporada para estimar la ocupación reconociendo la detección imperfecta. Los promedios de ocupación para ambas especies en el área de estudio fueron similares (0.61 SD=0.33 para el habia ceniza y 0.63 SD=0.25 para el torito capiblanco). Sin embargo, la distribución de la ocupación al interior del área de estudio fue muy diferente entre ellas. El mejor modelo para la habia ceniza propone que su ocupación disminuye con la elevación, mientras que el mejor modelo para la ocupación del torito capiblanco propone un aumento en la ocupación con la distancia a quebradas. Las probabilidades de detección fueron similares para ambas especies (<0.4) y declinaron significativamente durante el segundo año. Nuestros resultados proveen lineamientos cuantitativos para evaluar y monitorear el estado de estas poblaciones a corto y largo plazo.

**Palabras clave:** aves, Colombia, conservación, detectabilidad, hidroeléctricas, represa

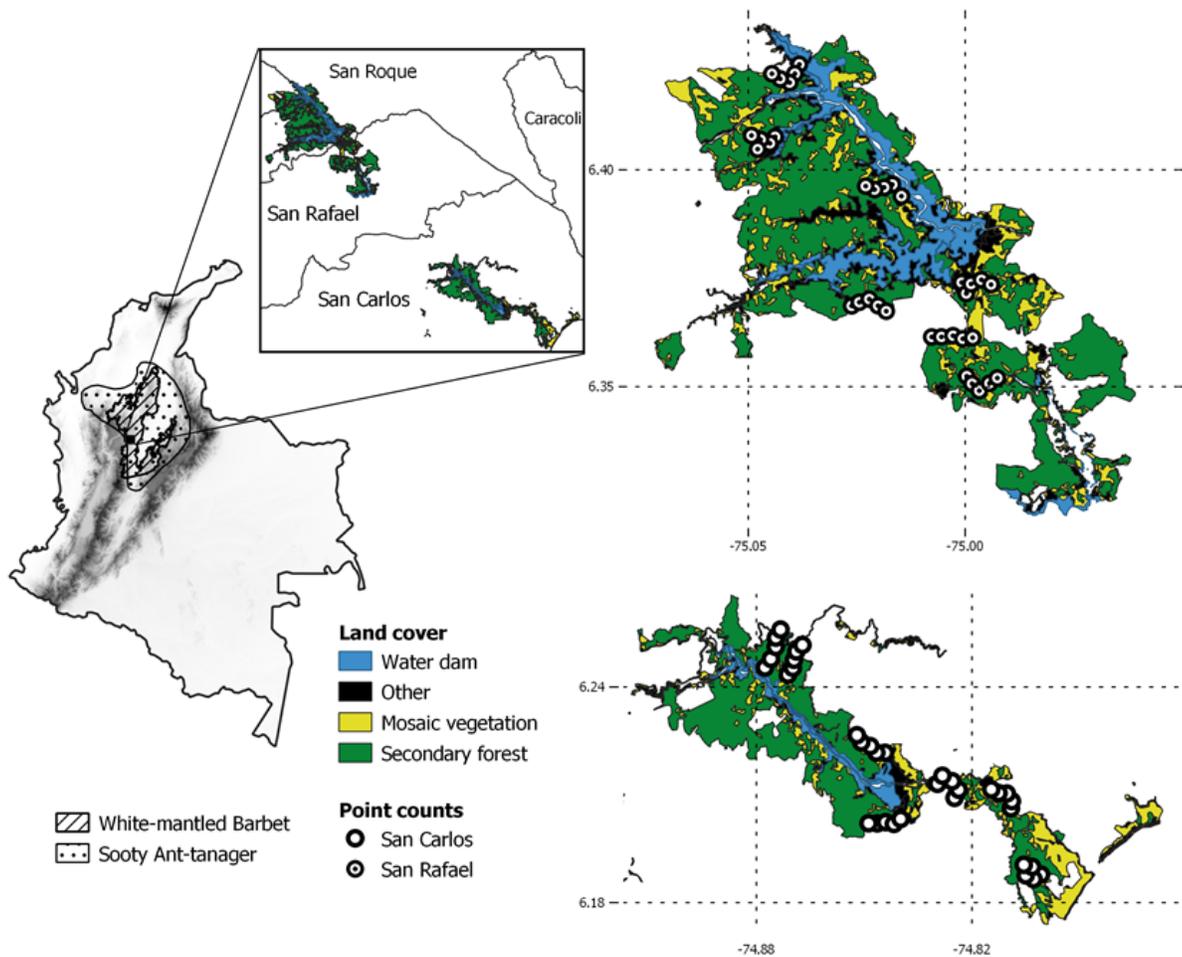
## Introduction

The Magdalena valley moist forest region lies within the interandean Valley of the Central and Eastern Cordilleras of Colombia and holds a great variety of ecosystems, including 1.5 million hectares of forests and natural savannah. This region includes more than 630 bird species and sustains a substantial amount of threatened birds in Colombia, making it a priority for conservation (*e.g.*, ~60% of all threatened species in Colombia, Renjifo *et al.* 2002, Renjifo *et al.* 2014, WCS 2019). Nonetheless, the Magdalena Valley moist forest region has been under threat for decades with a high deforestation rate that started during the 1960's and 1970's as a consequence of the human colonization front that replaced natural vegetation cover by cropland and pastures along the Magdalena river; currently the rate of deforestation in this region is estimated to be 81000 ha per year (Idárraga *et al.* 2016). The key drivers of deforestation and biodiversity loss in this region include agriculture expansion, illicit crops, development of infrastructure, illegal wood extraction, and mining (González *et al.* 2011).

An increasing source of fragmentation, especially within the topographically complex Andean region, is the construction of hydroelectric impoundments (Terborgh *et al.* 2001, Finer & Jenkins 2012, Anderson *et al.* 2018), particularly in the departments of Caldas and Antioquia (Múnera 2016). Although the economic benefits of impoundments are eminent, their impacts on biodiversity (Kupferberg *et al.* 2012, Pandit & Grumbine 2012, Ziv *et al.* 2012) and the altered ecosystem functions (Finer & Jenkins 2012) have been largely ignored. The two most eminent indirect effects of fragmentation caused by impoundments and most other fragmentation sources are an overall decrease in patch area and an increase in isolation. Nonetheless, these two entail additional indirect effects, for example, a

decrease in patch area can influence trophic interactions through an increase in the relative edge length, which not only changes the microclimate but also exposes individuals to predation and parasitism (Wilcove 1985). Various studies have documented an increase in nest predation after forest fragmentation, causing significant reproductive loss for birds (Simberloff & Wilson 1970, Diamond 1972, Lahti 2001, Feeley & Terborgh 2006). Other studies have documented positive responses from species associated to dense second growth and forest edges (Thiollay 1997).

Studies about the impacts of deforestation on birds have shown mixed results. For instance, understory insectivorous birds are largely negatively affected (Stratford & Stouffer 1999, Powell *et al.* 2015), and few studies have shown mixed or even positive responses for other birds (Boyle & Sigel 2015). Initiatives to mitigate the effects of fragmentation and manage landscapes affected by it, including hydroelectric dams in tropical regions, require information about the responses of biodiversity to changes in landcover. An important input to monitoring programs and conservation assessments is the proportion of area occupied by an organism, also known as occupancy (Mackenzie & Reardon 2013). In this study, we provide information on the occupancy patterns of two endangered and endemic bird species in fragmented forests in the Central Andes of Colombia: *Habia gutturalis* and *Capito hypoleucus*, considered near threatened (NT) and vulnerable (VU) respectively (Renjifo *et al.* 2014, BirdLife International 2016a, 2016b, Múnera 2016). The two bird species studied have restricted ranges within the northern Colombian Andes (*H. gutturalis* ~117,000 km<sup>2</sup>, *C. hypoleucus* 2,000 km<sup>2</sup>). The Sooty Ant-Tanager is found in the Magdalena and Sinú Valley moist forests usually between 100 – 1100 m, where it inhabits humid-forests and is associated with streams, landslides,



**Figure 1.** Location of the study area in Colombia with respect to the geographic ranges of the two endemic birds. Maps to the right represent the buffer zones of each impoundment (San Lorenzo above and Punchiná below) with the location of the survey sites.

and forest clearings (Willis 1972, Renjifo *et al.* 2002, Renjifo *et al.* 2016). The White-Mantled Barbet is distributed in the northern part of the Central Cordillera and its eastern flanks where it makes use of forests, secondary growth and other lightly disturbed areas from 400 – 2000 m, but usually above 1000 m (Laverde *et al.* 2005, Renjifo *et al.* 2016). Even though both species have been considered rare (Hilty & Brown 2001), they have also been identified as locally common by some authors (Stiles *et al.* 1999) indicating certain tolerance to human disturbance.

Our goal was to evaluate the potential impacts of forest fragmentation, nest predation, and other environmental covariates on occupancy

probability for these two species within the buffer zones of two hydroelectric impoundments. We evaluated whether heterogeneity in occupancy across sites was related to the following variables: percentage of forest and crops within a buffer zone, elevation, nest predation intensity and distance to water bodies. We expected both species to tolerate some degree of deforestation and to be negatively impacted by closeness to impoundments and high predation rates; the Sooty Ant-Tanager is expected to be positively affected by nearness to streams, while the White-Mantled Barbet is expected to thrive in highly forested areas. Simultaneously, we asked if heterogeneity in detection was related to weather variables (precipitation and temperature), time of

day and season (2014 or 2015). We used single season occupancy models to evaluate these relationships accounting for imperfect detection. We emphasize the use of occupancy modeling in studies of biodiversity and discuss the implications of our results for the conservation of these two endangered birds.

## Methods

**Study area.**— The study was conducted in fragmented secondary forests within the buffer zones of two hydroelectric power plants located in the department of Antioquia in the Central Andes of Colombia: one in the municipality of San Carlos (Punchiná), and the other in the municipalities of San Rafael, Alejandría, Santo Domingo and San Roque (San Lorenzo; Fig. 1). These protected areas encompass ~80 km<sup>2</sup> (ISAGEN 2008) of transitional forest from premontane to tropical wet forests (Holdridge 1947), a key elevation band (580-1420 m) characterized by high levels of fragmentation (Cardona *et al.* 2011, Fig.1).

**Sampling.**— Our sampling units were point counts defined as circles of 125 m radius, within which birds were registered during 30 minutes. We defined the maximum radius, as the longest distance at which there was a record of any of the two species. Point counts were distributed along transects of ~1 km each. Transects were located near trails and separated by more than 2 km from each other. Each transect consisted of five point-counts spaced at 250 m intervals along a route. A total of 70-point counts (14 transects) were located within the study area, subject to security and transportation restrictions, with the intention to include a broad range of landscape configurations. The landscape features were based on a remotely-sensed Landsat 2013 image (Appendix 1). We surveyed 35 sites in the buffer zone of each hydroelectric impoundment

between June and July of 2014 and 2015. One of the occupancy modeling assumptions is that detection histories are independent across sites (Mackenzie *et al.* 2002). In order to quantitatively assess this assumption, we performed spatial correlograms on the residuals of a logistic regression between detections and occupancy covariates.

We conducted all surveys from sunrise (06:00) until 10:00, waiting silently for three minutes before the beginning of observations. For each target species, we registered all individuals seen or heard during a 30-min period, and we recorded each survey with an omnidirectional microphone Sennheiser ME62. Two observers (AMR in 2014 and JSB in 2015) conducted the surveys for two consecutive days. During a survey, we scored the distance to each detection with prior training using a range finder (Nikon 8397 ACULON). We also quantified the number of individuals of each species and if the detection was visual or auditory. The two species are medium sized birds (~20 cm) that are at least seasonally vocal with distinct and easily recognizable songs and calls (Willis 1972, Hilty & Brown 2001, Laverde *et al.* 2005). In total we conducted 70-point counts with two repetitions during the course of one year.

**Data analysis.**— To obtain maximum-likelihood estimates of occupancy and detection for each species, we used a single-season occupancy model (Mackenzie *et al.* 2002). This model assumes that occupancy states do not change during the study, and in our particular case we assume that occupancy status (presence or absence at a site) is constant across one year (June 2014-July 2015). We provide evidence that this is a reasonable assumption by analyzing the data separately for surveys made each year. It is important to remember that this assumption refers to the state of the site and not to the

**Table 1.** Results of single-season occupancy models for the White-Mantled Barbet (*Capito hypoleucus*). Model results are presented in descending order based on AICc. Model notation includes the covariates used within parentheses for occupancy ( $\Psi$ ) and detection ( $\rho$ ). Points within parentheses indicate models without covariates. The five models where occupancy is constant (.) were evaluated first to identify the most likely covariates for detection. Covariates include the shortest straight distance to streams (Dist.str), the shortest straight distance to impoundments (Dist. imp), time of the survey (H.max), the average temperature during the survey (Temp), and the precipitation of the previous day (Prec).

Model	Number of parameters	AICc	$\Delta$ AICc	AICw
$\Psi(\text{Dist.str})\rho(\text{year})$	4	231.13	0	0.608
$\Psi(.)\rho(\text{year})$	3	234.94	3.81	0.08
$\Psi(\text{Elev})\rho(\text{year})$	4	235.24	4.11	0.078
$\Psi(\text{Forest})\rho(\text{year})$	4	235.31	4.18	0.075
$\Psi(\text{Mosaic})\rho(\text{year})$	4	236.19	5.06	0.049
$\Psi(\text{Dist.imp})\rho(\text{year})$	4	237.03	5.90	0.032
$\Psi(\text{Predation})\rho(\text{year})$	4	237.13	6.00	0.029
$\Psi(.)\rho(\text{H.max})$	3	237.39	6.26	0.023
$\Psi(.)\rho(\text{Temp})$	3	237.44	6.31	0.023
$\Psi(.)\rho(.)$	2	237.48	6.35	0.02
$\Psi(.)\rho(\text{Prec})$	3	238.62	7.49	0.013

presence of a particular individual at a site (Mackenzie *et al.* 2018). All analyses were carried out the R-package unmarked v. 0.10-2 (Kéry *et al.* 2005, Fiske & Chandler 2011).

We fitted models with increasing levels of complexity and used Akaike's information criterion to evaluate among them. We used the year, the time of the survey, the average temperature during the survey (Temp), and the precipitation of the previous day (Prec) as detection covariates. Year was included as a detection covariate since the person in charge of observations changed from 2014 (AMR) to 2015 (JSB). The other covariates have been shown to affect detection probability of birds as they relate to foraging and vocal activities (Farnsworth *et al.* 2002, Royle *et al.* 2005). Climate data were

derived from two local weather stations: San Lorenzo (1252 m) and Porto Belo (775 m), each point count received the climate data of the nearest station.

We first evaluated among detection models assuming constant occupancy for each species, and after choosing the best model for detection, we evaluated six models using the following covariates for occupancy (Table 1): the percentage of the area of fragmented forest (Forest) in a 125m radius, the percentage of the area of crop mosaic cover (Mosaic) in a 125m radius (Appendix 1), elevation (Elev), the shortest straight distance to impoundments (Dist. imp), the shortest straight distance to streams (Dist.str), and nest predation intensity (Predation). This last covariate was estimated based on the results of a nest predation experiment with artificial open cup nests that do not resemble the nests of either of the studied species. The purpose of this covariate was a general measurement of predation (not predation for a particular species) and how this changed under different landscape configurations. The experiment estimated nest predation by quantifying the number of artificial nests predated at each site. Five round cup nests were exposed to heights between 0.5 and 1.5 m not less than 10 m distance between them within every sampling unit (point count). Each nest contained a common quail egg (*Coturnix coturnix*) and an imitation plasticine egg (Appendix 2). Each nest was revised once per day, for a total of two days per nest. We measured the frequency of predation using the following equation:

$$\text{Predation frequency} = \frac{\text{Nests predated}}{\text{total nests} \times \text{Number of days exposed}}$$

A nest was considered predated if their eggs had laceration marks or an egg was missing. The frequency of predation was measured each year and the maximum frequency of predation for a

**Table 2.** Summary of the single-season occupancy models fit for the Sooty Ant-Tanager (*Habia gutturalis*). Model results are presented in descending order based on AICc. Model notation as explained in Table 1.

Model	Number of parameters	AICc	$\Delta$ AICc	AICw
$\psi(\text{Elevation})\rho(\text{year} + \text{Prec})$	5	243.38	0.00	$\approx 1$
$\psi(\text{Dist. imp})\rho(\text{year} + \text{Prec})$	5	261.93	18.56	<0.001
$\psi(\cdot)\rho(\text{year} + \text{Prec})$	4	262.84	19.78	<0.001
$\psi(\cdot)\rho(\text{year} + +\text{H. max})$	5	263.09	19.71	<0.001
$\psi(\text{Forest})\rho(\text{year} + \text{Prec})$	5	263.50	20.13	<0.001
$\psi(\cdot)\rho(\text{year})$	5	263.88	21.08	<0.001
$\psi(\text{Predation})\rho(\text{year} + \text{Prec})$	5	264.07	20.69	<0.001
$\psi(\text{Dist. str})\rho(\text{year} + \text{Prec})$	3	264.73	21.36	<0.001
$\psi(\text{Mosaic})\rho(\text{year} + \text{Prec})$	5	265.12	21.74	<0.001
$\psi(\cdot)\rho(\text{Prec})$	3	266.89	24.09	<0.001
$\psi(\cdot)\rho(\text{H. max})$	3	269.04	26.23	<0.001
$\psi(\cdot)\rho(\cdot)$	2	269.75	27.14	<0.001
$\psi(\cdot)\rho(\text{Temp})$	3	270.47	27.67	<0.001

site was chosen as an indirect measure of predation pressure for each point count.

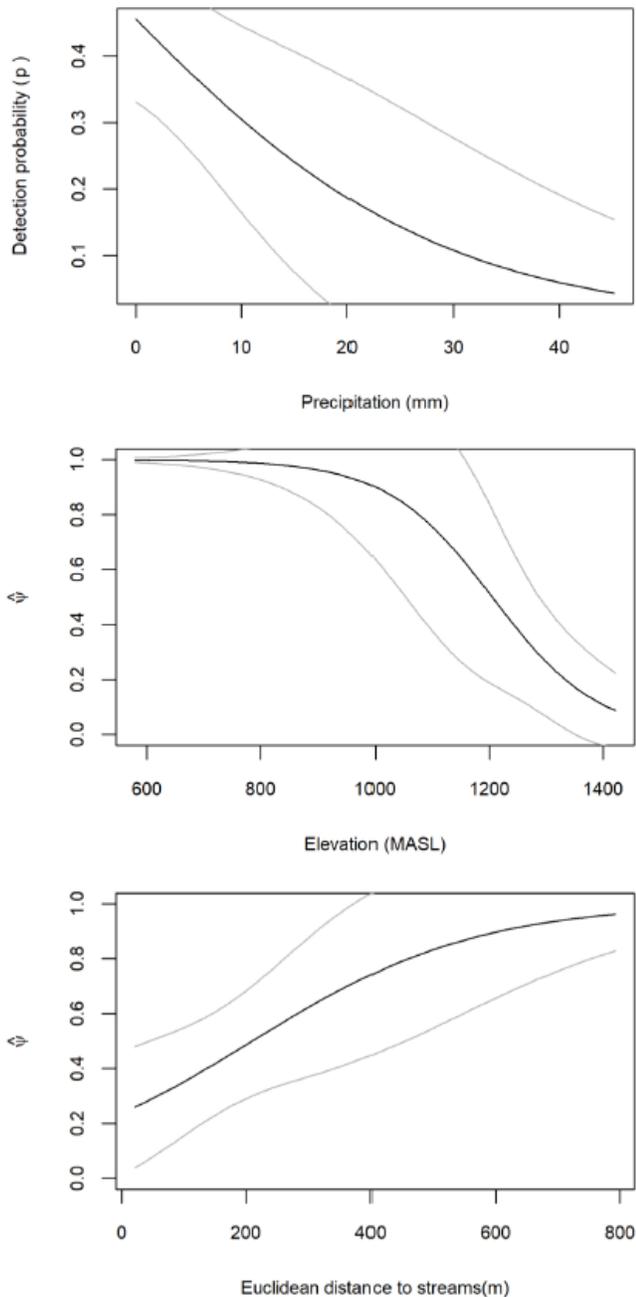
All covariates were standardized prior to analysis (standardized value = value - mean/standard deviation) except the time of start of the point count, which was transformed to angular distances (the arcsine of the root square of the time as a proportion). We selected the best models based on the lowest AICc. We also evaluated that variability in our data was higher than expected under our given model (overdispersion) by using the Pearson statistic as a goodness of fit test using 1000 parametric bootstrapped samples with the function `mb.gof.test` from the `AICcmodavg` package

(Mackenzie & Bailey 2004). We provide estimates of model parameters (detection and occupancy) and their associated statistical uncertainty. When the 95% confidence interval of a coefficient of a covariate did not include 0, we plot occupancy as a function of the covariate and we also generated maps of the probability of occupancy within the study area for both species (Chandler *et al.* 2015). In order to represent the average probability of occupancy within the buffer zones of each impoundment, we used the best model for each species, predicted occupancy for all sample units within each region, and then computed their mean and standard deviation.

## Results

The Sooty Ant-Tanager (*H. gutturalis*) was detected in 33 out of 70 sites (73 detections in 280 visits) for a naïve occupancy estimate of 0.47. Most detections were auditory (56.16%) in the undergrowth of secondary forests. Birds were observed usually in pairs or small family groups (3-4) in the understory, sometimes following swarms of army ants (four out of 32 visual detections). The White-Mantled Barbet (*C. hypoleucus*) was detected in 28 sites (44 detections in 280 visits) for a naïve occupancy estimate of 0.4. Most detections were also auditory (63.63%) but in the canopy and subcanopy of secondary forest. Birds of this species were observed in groups from two to three individuals foraging in the canopy.

Results of analyses of detection histories by year (June 2014 vs July 2015) indicated that occupancy state and how it relates to covariates can be considered constant within this timeframe (Appendix 3). These results indicate that a single analysis combining all data is reasonable. There was no evidence that detections among sites were dependent based on spatial autocorrelation of residuals of a logistic regression with the same



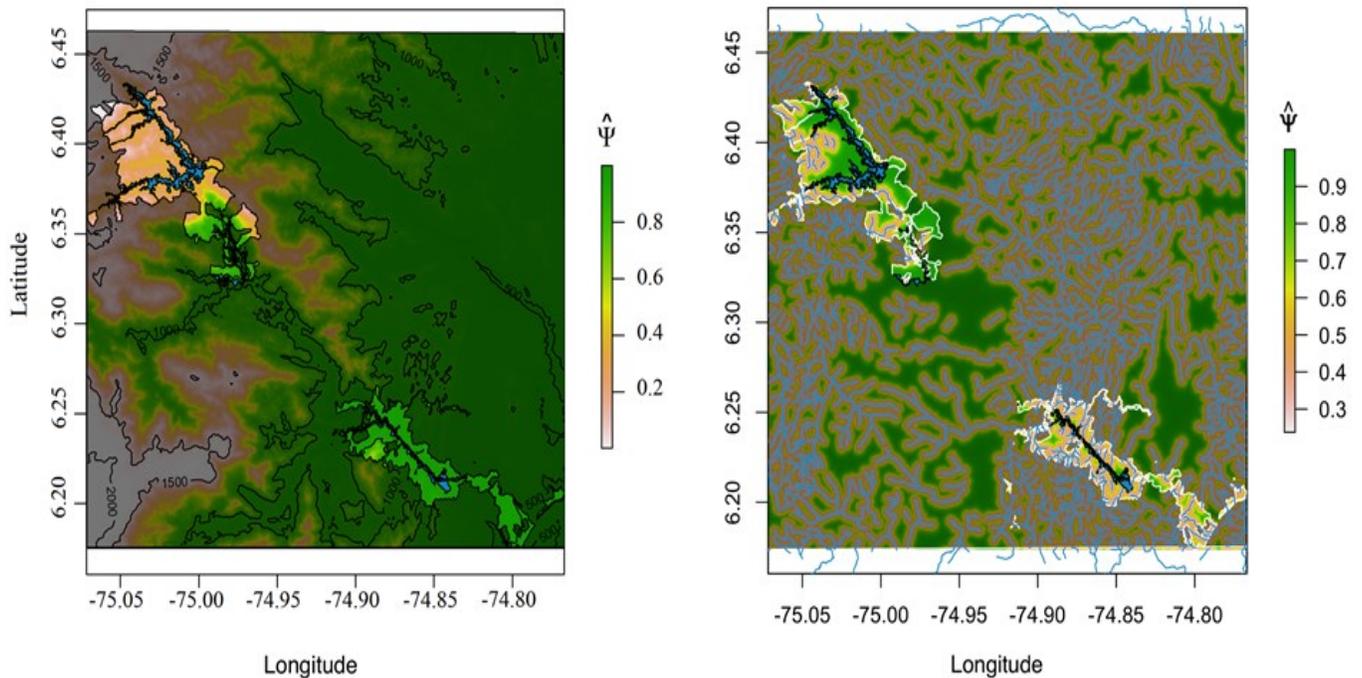
**Figure 2.** Estimated detection as a function of precipitation (in millimeters: mm) of the day previous to the survey (top), inferred occupancy as a function of elevation (middle) in meters above sea level (MASL) according to the best model for *Habia gutturalis*, and occupancy as a function of distance to streams according to the best model for *Capito hypoleucus* (bottom). Gray lines correspond to the 95% confidence intervals.

site covariates used in the occupancy models (Appendices 4 & 5). Nonetheless, we performed additional occupancy analyses excluding intermediate sites and we still identified the same best models as when using all data (Appendix 6).

**Table 3.** Estimated coefficients and intercepts of occupancy and detection for the best models found for each species (all in logit scale). Standard errors (SE) for each estimated parameter are also provided. Model notation as explained in Table 1.

Species	Model	Parameters	Estimate	SE
White-mantled Barbet	$\psi(\text{Dist.str})p(\text{year})$	Year	-0.79	0.37
		Dist.str	0.96	0.51
		$\Psi$ (intercept)	0.17	0.44
		P (intercept)	-0.48	0.32
Sooty Ant-Tanager	$\psi(\text{Elev})p(\text{year} + \text{Prec})$	Elevation	-2.82	1.31
		Year	-1.01	0.35
		Prec	-0.67	0.33
		$\Psi$ (intercept)	1.65	1.27
		P (intercept)	-0.52	0.26

Therefore, we present next, results of analyses using all sites and surveys. The top model for the Sooty Ant-Tanager (*Habia gutturalis*) according to the Akaike information criterion corrected for small sample size included elevation as a covariate of occupancy and year and precipitation of the previous day as covariates of detection, whereas for the White-Mantled Barbet (*Capito hypoleucus*), the best model included distance to streams as a covariate of occupancy and year as a covariate of detection (Tables 1 & 2). The top model for the Sooty Ant-Tanager clearly stood out as the single best model accounting for almost 100% of the AIC weight and with all covariates of occupancy (elevation) and detection (year and precipitation of the previous day) showing coefficients whose 95% confidence intervals did not include 0 (Table 2, Fig. 2). The top model for the White-Mantled Barbet stood out from the other models proposed (Table 1). This model included distance to streams and year as covariate for occupancy and detection, respectively (Table 3). Occupancy of the Sooty Ant-Tanager decreased with elevation (Table 3, Fig. 2), while occupancy for the White-Mantled Barbet increased with distance to creeks. Our hypothesis that nest predation rates contributed to patterns of occupancy at these scales was not supported by the data (AIC weights of models that included predation were less than 5%, Tables



**Figure 3.** Occupancy probability in the buffer zones of each impoundment for *Habia gutturalis* (left panel) and *Capito hypoleucus* (right panel). Blue polygons represent Punchiná and San Lorenzo impoundments and highlighted areas represent the buffer zones of these two hydroelectric impoundments where the surveys took place. For *Habia gutturalis*, the map includes elevation isoclines every 500m intervals since this was the only covariate for occupancy in the best model for this species. For *Capito hypoleucus*, the map includes the streams (blue lines), since distance to streams was the only covariate for occupancy in the best model for this species.

1 and 2). According to the top models for both species, detection varied between years and was lower in 2015 ( $0.38 \pm 0.07$  SE vs  $0.21 \pm 0.05$  for the White-Mantled Barbet, and  $0.37 \pm 0.06$  vs  $0.17 \pm 0.04$  for the Sooty Ant-Tanager, Table 3). For the Sooty Ant-Tanager, detection also decreased with increasing precipitation (Table 3).

The average occupancy in the buffer zones of each impoundment according to the best model for the Sooty Ant-Tanager (*H. gutturalis*) was higher in the buffer zone of the Punchiná impoundment (0.97 SD=0.053) than in San Lorenzo (0.39, SD=0.23), as expected given the relationship between occupancy and elevation (Fig. 3). On the other hand, average occupancy for the White-Mantled Barbet was higher in the buffer zone of the San Lorenzo impoundment (0.73, SD=0.25) than Punchiná (0.47, SD=0.17) and this was related to the relative lack of streams in the buffer zone of this impoundment (Fig. 3).

We did not find evidence of overdispersion in our data for neither species (Appendix 7).

## Discussion

In this study, we provide estimates of detection and occupancy for two endangered and endemic species in a fragmented landscape in the eastern flank of the Central Andes of Colombia, within the Magdalena Valley moist forest ecoregion. As far as we are concerned, these are the first estimates of occupancy for any threatened avian species in Colombia. Estimating occupancy is of practical and theoretical importance to define and reevaluate the conservation status of birds (Pearce & Ferrier 2001; Guarino *et al.* 2012, Kajzer *et al.* 2012). Our estimates indicate that occupancy varies according to elevation for the Sooty Ant-Tanager even along the narrow elevation range sampled (600-1500m). The Sooty Ant-Tanager has a higher occupancy in the buffer zones of the

Punchiná impoundment, which lies at a lower elevation than the San Lorenzo impoundment. On the other hand, distance to streams was the most informative covariate of occupancy for the White-Mantled Barbet. These results evidence that despite both species co-occur at regional extents, locally, they exhibit different relationships with landscape features. Results also indicate that the levels of deforestation encountered in the buffer zones of both impoundments are within the tolerance limits of both species since forest cover did not appear as an important covariate for neither species. This is consistent with the claim that the Sooty Ant-Tanager is resilient to some levels of deforestation (Willis 1972).

The Sooty Ant-Tanager was considered Near Threatened in the first edition of the Red Book of Birds of Colombia (Renjifo *et al.* 2002) but it was considered Least Concern according to the most recent edition (Renjifo *et al.* 2016). Our results indicate that the species is common within the study area and makes use of secondary forest and disturbed areas, more so when there is forest nearby, consistent with the results found by Laverde *et al.* (2005) in an area nearby on the opposite side of the Magdalena Valley. Our results are also consistent with those reported by Willis (1972), where he found an apparent increase in occupancy of this species in lightly disturbed environments. He cautioned though that this might only be a temporary situation and if the disturbance continued as is usual to the point where there is no vegetation cover along creeks, the populations may no longer persist (Willis 1972). It is important to notice that the landscapes found within the buffer zones of the two impoundments, might represent among the lowest disturbance levels in the region. On the other hand, our results indicate that occupation of the Sooty Ant-Tanager decreases sharply at the upper limit of its elevation range (1100m). Even though the mechanisms behind this limit are still

unknown, it poses concerns about its potential ability to buffer changes due to climate change.

The White-Mantled Barbet is potentially less common than the Sooty Ant-Tanager, which is consistent with its current status as Endangered. Laverde *et al.* (2005) report that the species prefers forest with low intervention above 1000 m, and its abundance is related to the incidence of epiphytes, whose diversity is superior at intermediate elevations, mainly between 1000 and 2000 m where there is a greater relative humidity (Gentry & Dodson 1987). Our results indicate that variation in occupancy within the study area increases with the distance to streams. In the highly topographically heterogeneous area where these two species range, the crests of small hills are usually the farthest from streams, which are also the last areas to be deforested. This might be one of the reasons this species has been able to persist the high rates of land transformation.

Models that included vegetation-related or predation covariates had very little support based on AICw for neither the Sooty Ant-Tanager nor the White-Mantled Barbet (0.08), suggesting that deforestation levels in these buffer zones are still tolerable by both species and that nest predation might not be an issue to the viability of these species. Nest predation has been shown to be an important selective pressure on life history traits including nesting behavior, and one of the primary sources of mortality in tropical forests (Ricklefs 1969, Martin 1998, Ocampo & Londoño 2015). Recent studies indicate that predation pressure declines with increasing elevation, presumably as diversity and abundance of predators decrease (Jankowski *et al.* 2012, Roslin *et al.* 2017). Our measurements of nest predation did not show a relationship with elevation or with percentage forest cover (slopes not significantly different than 0 in ordinary least squares regression). It is also possible that the results of

these experiments were not indicative of predation levels in cavities or above forest streams where the species of interest lay their nests (Willis 1961). The other site covariate that did not appear in the top models of neither species was distance to impoundments. Even though it is evident that proximity to water surface changes microclimate, this does not appear to affect occupancy levels.

Applying hierarchical models of occupancy, we estimated low detection probabilities for both species (range=0.17 – 0.38), despite the fact that they are medium-sized birds and highly but seasonally vocal. Most detections were auditory and at relatively low temperatures (~20°C), thus we recommend concentrating efforts on recording censuses, especially during reproductive peaks, and training personnel in song identification. The combination of acoustic monitoring (using autonomous species identification) and occupancy models can be a valuable tool to predict the distribution of a threatened species (Aide *et al.* 2013, Campos-Cerqueira & Aide 2016). In addition, the detection probability changed from year to year (~0.4 for 2014, ~0.2 for 2015 for both species). This could be partly based on a change of crew between years, but it could also be a consequence of a reduction in abundance due to increased deforestation and a higher frequency and intensity of dry periods (Blake & Loiselle 2016).

Occupancy models have gained recent popularity as one of the available methods that accounts for imperfect detection (Mackenzie *et al.* 2018). Nonetheless, the majority of ecological studies fail to correct for imperfect detection (Kellner & Swihart 2014). This could even be more drastic in the Neotropics, where various biodiversity hotspots converge, and where there is a special need for programs focused on biodiversity monitoring. We would like to encourage the use

of this type of methods to monitor biodiversity, especially in cases where there is a strong suspicion that the methods employed for biodiversity detection are imperfect, which is definitely the case for birds.

According to the Red Book of Birds of Colombia (Renjifo *et al.* 2002, 2016), habitat loss and fragmentation are the most important threats for these two species. During the year 1987 and 2010, in the Magdalena valley moist forest region, where these two species are endemic to, the forested area has diminished in more than 60 % (Etter & Rodríguez 2008, Garzón & Gutiérrez 2013), and today it still represents a worrying core of deforestation (IDEAM 2017). Human activities are the main reason for landcover transformation. Within a conservation context, the buffer zones of hydroelectric impoundments can be conceived as reserves for some bird species despite their impacts in surrounding habitats including fragmentation. These protected areas give an opportunity for the conservation of endemic and threatened species such as the Sooty Ant-Tanager (*H. gutturalis*) and White-Mantled Barbet (*C. hypoleucus*), since they hold forested coverages with little human activity. Based on our results, we suggest that activities promoting connectivity among remaining forest patches are key to the preservation of these endemic birds. Continuous monitoring of these populations is necessary to evaluate not only spatial but temporal dynamics. We hope the data provided can be used in future evaluations of the conservation status of these birds (Spencer *et al.* 2011).

## Acknowledgments

We like to thank the Grupo de investigación en Ecología y Evolución de Vertebrados and the Grupo Herpetológico de Antioquia (GHA) from Universidad de Antioquia for all the support and

in particular Sergio Montoya, Henry Arenas, Jackeline Rivera, Hector Manuel Arango, Alvaro Rodriguez, Eliana Yepes, David Tobón, Sebastián Gallán, Juan Guillermo Mesa, Natalia Yepes, Maureen Daniela Montoya Ocampo and local personnel: Juan Carlos Quiceno and Olimpo Quintero for their assistance in the field. Lina Hinestroza and the personnel at each hydroelectric impoundment for their advice and support. Finally, we are grateful to David Ocampo for his support and advice in the nest predation experiment and to Alba Marin for her assistance in GIS analyses. We thank two reviewers for their comments and evaluation of the manuscript.

**Funding statement.-** All financial support was provided by ISAGEN, Universidad de Antioquia and Grupo Herpetológico de Antioquia (GHA), through Interinstitutional cooperation agreement 47/146, 2013-2015.

**Ethics statement.-** This research was conducted in compliance with the Guidelines to the Use of Wild Birds in Research.

**Author contributions.-** A.M.R. and J.L.P. formulated the questions; A.M.R. and J.S.B. collected data; J.S.B, A.M.R, and J.L.P. analyzed the data; and A.M.R, J.S.B and J.L.P. wrote the paper.

**Data deposits.-** Our data is deposited with Dryad.

## Literature cited

- AIDE, T. M., C. CORRADA-BRAVO, M. CAMPOS-CERQUEIRA, C. MILAN, G. VEGA, & R. ALVAREZ. 2013. Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *Peerj* 1:e103.
- ANDERSON, E. P., C. N. JENKINS, S. HEILPERN, J. A. MALDONADO-OCAMPO, F. M. CARVAJAL-VALLEJOS, A. C. ENCALADA, RIVADENEIRA, JUAN F., HIDALGO, MAX, CAÑAS, CARLOS M., ORTEGA, H., SALCEDO, NORMA, MALDONADO, MABEL & TEDESCO, PABLO A. 2018. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. *Science Advances* 4:eao1642.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2016a. *Capito hypoleucus* [www document]. IUCN Red List Threat. Species 2016. Url <http://dx.doi.org/10.2305/iucn.uk.2016-3.rlts.t22681914a92925684.en>.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2016b. *Habia gutturalis* [www document]. IUCN Red List Threat. Species 2016. Url <http://dx.doi.org/10.2305/iucn.uk.2016-3.rlts.t22722423a94765906.en>.
- BLAKE, J. G., & B. A. LOISELLE. 2015. Enigmatic declines in bird numbers in lowland forest of eastern Ecuador may be a consequence of climate change. *Peerj* 3:e1177.
- BOYLE, A. W., & B. J. SIGEL. 2015. Ongoing changes in the avifauna of La Selva Biological Station, Costa Rica: twenty-three years of Christmas Bird Counts. *Biological Conservation* 188:11–21.
- CARDONA, N., H. S. DAVID, H. GÓMEZ & P. ROLDÁN. 2011. Flora de embalses, centrales hidroeléctricas de ISAGEN en el oriente antioqueño San Carlos, Jaguas y Calderas. Guía ilustrada. ISAGEN - Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- CAMPOS-CERQUEIRA, M., & T. M. AIDE. 2016. Improving distribution data of threatened species by combining acoustic monitoring and occupancy modelling. *Methods in ecology and evolution* 7:1340–1348.
- CHANDLER, R. B., E. MUTHS, B. H. SIGAFUS, C. R. SCHWALBE, C. J. JARCHOW, & B. R. HOSSACK. 2015. Spatial occupancy models for predicting metapopulation dynamics and viability following reintroduction. *Journal of Applied Ecology* 52:1325–1333.
- DIAMOND, J. M. 1972. Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of southwest pacific islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 69:3199–3203.
- ETTER, A., & RODRÍGUEZ, N. 2008. Transformación de la cobertura forestal en el Valle del Magdalena Medio en el periodo de 1987-2001. *Ambiente y Desarrollo*, 12: 105-132.
- FARNSWORTH, G. L., K. H. POLLOCK, J. D. NICHOLS, T. R. SIMONS, J. E. HINES, & J. R. SAUER. 2002. A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. *The AUK* 119:414–425.
- FEELEY, K. J., & J. W. TERBORGH. 2006. Habitat fragmentation and effects of herbivore (howler monkey) abundances on bird species richness. *Ecology* 87:144–150.
- FINER, M., & C. N. JENKIS. 2012. Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS ONE* 4:e35126.
- FISKE, I., & CHANDLER, R. 2011. Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software*, 43: 1-23.
- GARZÓN, N.V. & GUTIÉRREZ, J. C. 2013. Deterioro de humedales en el Magdalena medio: un llamado para su conservación. Fundación Alma – Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Págs.:145.
- GENTRY, A. H., & C. H. DODSON. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 74:205–233.
- GONZÁLEZ, J., ETTER, A., SARMIENTO, A., ORREGO, S., RAMIREZ, C., CABRERA, E., VARGAS, D., GALINDO, G., GARCIA, M., & ORDOÑEZ, M. 2011. Análisis de tendencias y patrones espaciales de deforestación en Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales-IDEAM. Bogotá D.C., Colombia. 64 p. Disponible en: <http://www.ideam.gov.co/documents/13257/13817/proyecciones.pdf/6cad956b-6b92-4320-a090-2000408a5765>.

- GUARINO, E. D. S. G., A. M. BARBOSA, & J. L. WAECHTER. 2012. Occurrence and abundance models of threatened plant species: applications to mitigate the impact of hydroelectric power dams. *Ecological modelling* 230:22–33.
- HILTY, S.L., & W.L. BROWN. 2001. Guía de las aves de Colombia. American Bird Conservancy, Imprelibros S. A., Cali, Colombia.
- HOLDRIDGE, L. R. 1947. Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* 105:367–368.
- IDÁRRAGA, P., Á., L.M. URREA, F.J.P. ROLDÁN & N.F.A. CARDONA. 2016. Flora del Magdalena medio: áreas de influencia de la Central Térmica Termocentro. ISAGEN – Universidad de Antioquia, Herbario Universidad de Antioquia, Medellín (Colombia).
- ISAGEN S.A. 2008. Centrales de generación ISAGEN. [https://www.isagen.com.co/comunicados/centrales\\_generacion.pdf](https://www.isagen.com.co/comunicados/centrales_generacion.pdf).
- JANKOWSKI, J. E., G. A. LONDOÑO, S. K. ROBINSON, & M. A. CHAPPELL. 2013. Exploring the role of physiology and biotic interactions in determining elevational ranges of tropical animals. *Ecography* 36:1–12.
- KAJZER, J., M. LENDA, A. KOŚMICKI, R. BOBREK, T. KOWALCZYK, R. MARTYKA, & P. SKÓRKA. 2012. Patch occupancy and abundance of local populations in landscapes differing in degree of habitat fragmentation: a case study of the colonial black-headed gull, *Chroicocephalus ridibundus*. *Journal of biogeography* 39:371–381.
- KELLNER, K. F., & SWIHART, R. K. 2014. Accounting for imperfect detection in ecology: a quantitative review. *Plos one* 9: e111436.
- KÉRY, M., J. A. ROYLE, & H. SCHMID. 2005. Modeling avian abundance from replicated counts using binomial mixture models. *Ecological applications* 15:1450–1461.
- KUPFERBERG, S. J., W. J. PALEN, A. J. LIND, S. BOBZIEN, A. CATENAZZI, J. O. E. DRENNAN, & M. E. POWER. 2012. Effects of flow regimes altered by dams on survival, population declines, and range-wide losses of California river-breeding frogs. *Conservation biology* 26:513–524.
- LAHTI, D. C. 2001. The edge effect on nest predation hypothesis after twenty years. *Biological conservation* 99:365–374.
- LAVERDE, O., C. MUNERA, & L. M. RENJIFO. 2005. Preferencia de hábitat por *Capito hypoleucus*, ave colombiana endémica y amenazada. *Ornitología Colombiana* 3:62–73.
- MACKENZIE, D. I., J. D. NICHOLS, G. B. LACHMAN, S. DROEGE, J. A. ROYLE, & C. A. LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.
- MACKENZIE, D. I., & BAILEY, L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of agricultural, biological, and environmental statistics*, 9:300–318.
- MACKENZIE, D. I., & J. T. REARDON. 2013. Occupancy methods for conservation management. In *biodiversity monitoring and conservation: bridging the gap between global commitment and local action* (B. Collen, N. Pettorelli, J. E. M. Baillie, and S. M. Durant, editors). Wiley -Blackwell, Oxford, UK.
- MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., ROYLE, J. A., POLLOCK, K. H., BAILEY, L., & HINES, J. E. 2018. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Academic press.
- MARTIN, T. E. 1988. On the advantage of the being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proceedings of the national academy of sciences* 85:2196–2199.
- MÚNERA, C. 2016. *Capito hypoleucus*. In libro rojo de aves de Colombia, volumen II: ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país (L. M. Renjifo, A.M. Amaya-Villarreal, J. Burbano-Girón, & J. Velásquez-Tibatá, editors). Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- OCAMPO, D., & G. A. LONDOÑO. 2015. Tropical montane birds have increased nesting success on small river islands. *The Auk* 132:1–10.
- PANDIT, M. K., & R. E. GRUMBINE. 2012. Potential effects of ongoing and proposed hydropower development on terrestrial biological diversity in the Indian Himalaya. *Conservation biology* 26:1061–1071.
- PEARCE, J., & S. FERRIER. 2001. The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biological conservation* 98:33–43.
- POWELL, L. L., N. J. CORDEIRO, & J. A. STRATFORD. 2015. Ecology and conservation of avian insectivores of the rainforest understory: a pantropical perspective. *Biological conservation* 188:1–10.
- RENJIFO, L. M., A. M. FRANCO-MAYA, J. M. AMAYA-ESPINEL, G. H. KATTAN, & B. LÓPEZ-LANÚS. 2002. Libro rojo de aves de Colombia. Serie de libros rojos de especies amenazadas de Colombia. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander von Humboldt y ministerio de medio ambiente. Bogotá, Colombia.
- RENJIFO, L. M., M. F. GÓMEZ, J. L. VELÁZQUEZ, G. KATTAN, J. D. AMAYA, Á. M. AMAYA & J. BURBANO. 2014. Libro rojo de aves de Colombia. Volumen I: bosques húmedos de los andes y la costa pacífica. Bogotá, Colombia.
- RENJIFO, L. M., A. M. AMAYA-VILLARREAL, J. BURBANO-GIRÓN & J. VELÁZQUEZ-TIBATÁ. 2016. Libro rojo de aves de Colombia, volumen II: ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia.
- RICKLEFS, R. E. 1969. The nesting cycle of songbirds in tropical and temperate regions. *Living Bird* 8:165–175.
- ROSLIN, T., B. HARDWICK, V. NOVOTNY, W. K. PETRY, N. R. ANDREW, A. ASMUS, I. C. BARRIO, Y. BASSET, A. L. BOESING, T. C. BONEBRAKE, & E. K. CAMERON. 2017. Higher predation risk for insect prey at low latitudes and elevations. *Science* 356:742–744.
- ROYLE, J. A., J. D. NICHOLS, & M. KÉRY. 2005. Modelling occurrence and abundance of species when detection is imperfect. *Oikos* 110:353–359.
- SIMBERLOFF, D. S., & E. O. WILSON. 1970. Experimental zoogeography of islands. A two-year record of colonization. *Ecology* 51:934–937.
- IDEAM, SISTEMA DE MONITOREO DE BOSQUES Y CARBONO-SMBYC INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. 2017. Décimo primer boletín de alertas tempranas de deforestación (at-d) segundo trimestre 2017.

- SPENCER, W., H. RUSTIGIAN-ROMSOS, J. STRITTHOLT, R. SCHELLER, W. ZIELINSKI, & R. TRUOX. 2011. Using occupancy and population models to assess habitat conservation opportunities for an isolated carnivore population. *Biological conservation* 144:788–803.
- STILES, F. G., L. ROSSELLI, & C. I. BOHÓRQUEZ. 1999. New and noteworthy records of birds from the middle Magdalena valley of Colombia. *Bulletin-British Ornithologists Club* 119:113–128.
- STRATFORD, J. A., & P. C. STOFFER. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation biology* 13:1416–1423.
- TERBORGH, J., L. LOPEZ, P. NUÑEZ, M. RAO, G. SHAHABUDDIN, G. ORIHUELA, M. RIVEROS, R. ASCANIO, G. H. ADLER, T. D. LAMBERT, & L. BALBAS. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923–1926.
- THIOLLAY, J. M. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversity and conservation* 6:1155–1173.
- WILCOVE, D. S. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66:1211–1214.
- WCS, WILDLIFE CONSERVATION SOCIETY. 2019. Magdalena [www document]. Wcs colomb. Url <https://colombia.wcs.org/es-es/paisajes/andes/magdalena.aspx>.
- WILLIS, E. 1961. A study of nesting ant-tanagers in British Honduras. *The condor* 63:479–503.
- WILLIS, E. O. 1972. Taxonomy, ecology, and behavior of the sooty ant-tanager (*Habia gutturalis*) and other ant-tanagers (aves). *American Museum Novitates* no. 2480.
- ZIV, G., E. BARAN, A. NAM, I. RODRÍGUEZ-ITURBE, & S. A. LEVIN. 2012. Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the mekong river basin. *Proceedings of The National Academy of Sciences* 109:5609–5614.

*Recibido:* 18 de noviembre de 2018 *Aceptado:* 24 de agosto de 2020

**Citación:** BETANCUR, J.S., A. MORALES-ROZO & J.L. PARRA. 2020. Occupancy of the Sooty ant-tanager (*Habia gutturalis*) and White-mantled barbet (*Capito hypoleucus*) in fragmented forests of the Central Andes in Colombia. *Ornitología Colombiana* 18:34–57.

**Appendix 1. Vegetation cover.** In order to generate a landcover surface for the study area, we used a Landsat TM 8 satellite image from July 2013 (<http://glovis.usgs.gov/>) with a 24% cloud cover for the entire image but no cover for our study area (Fig. SM1). We used a supervised classification analysis in ArcGis 10.0 with 35 GPS control points with known vegetation or cover type determined on ground. The CORINE Land Cover method is the official land cover classification used in Colombia (IDEAM 2010). This method consists of a training phase, where features in the image that allow to characterize the six main cover types (pastures, mosaics, fragmented forest, water bodies, bare or degraded land, and urban areas) are identified. Based on the spectral signature of each cover type defined in the training phase, pixels are then categorized using a maximum likelihood approach into each possible category. Finally, the classifier is evaluated using the control points with known vegetation cover. The result of this classification is a vegetation cover raster with 1-hectare resolution (Fig. SM2).

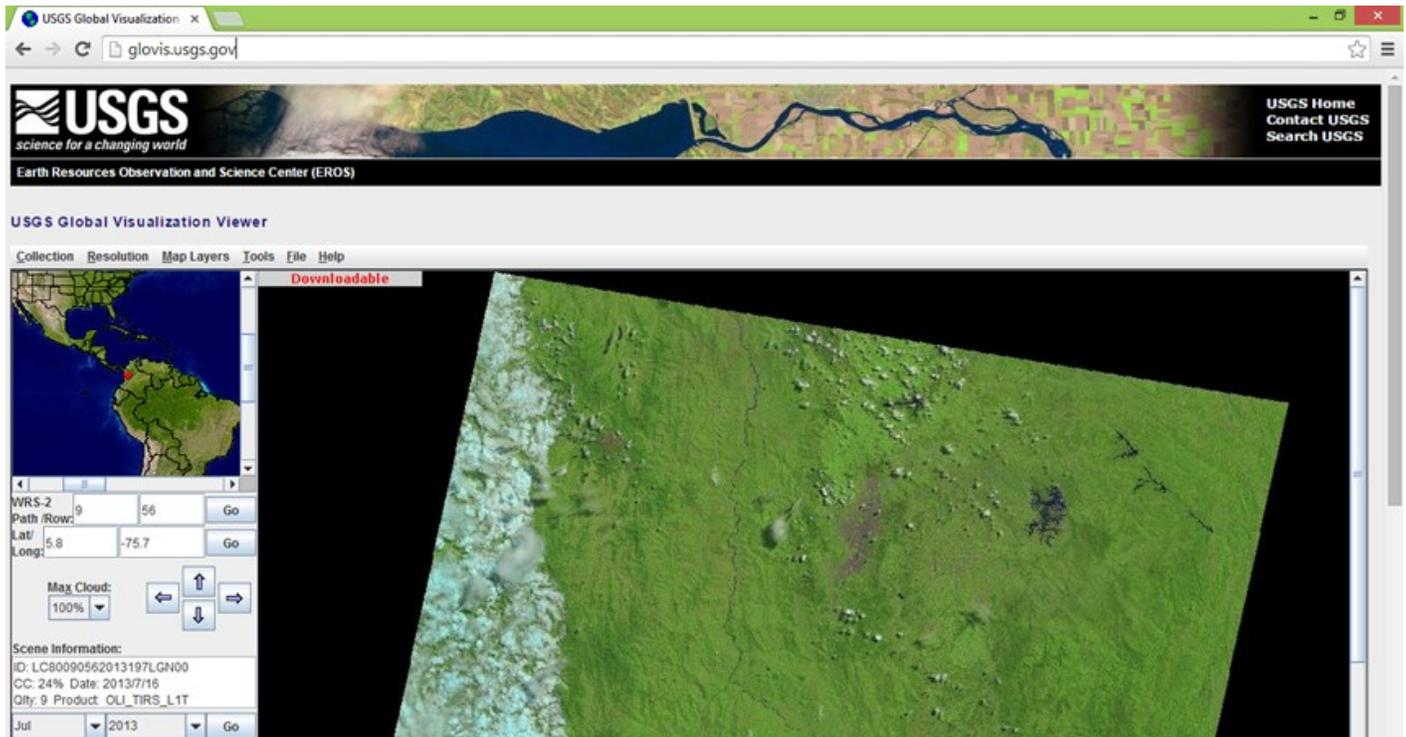


Figure SM1. Landsat TM satellite image used. Red square highlights the study area.

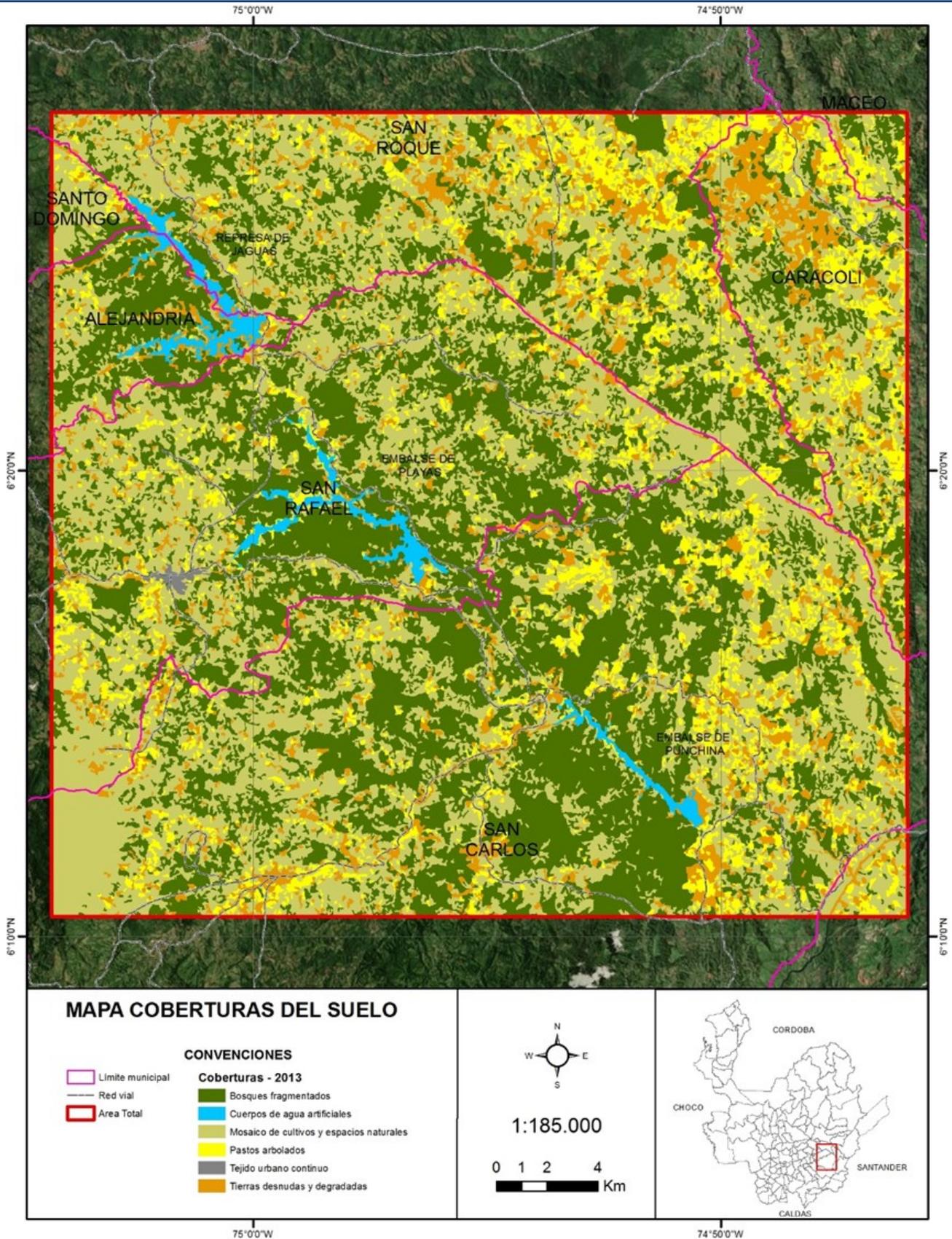


Figure SM2. Land cover type raster for the study area.

### Literature cited

IDEAM. 2010. Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., 72p.

Appendix 2. Nest predation experiments.



**Figure SM3.** Artificial cup nests employed in the predation experiment. Each nest was exposed to heights between 0.5 and 1.5 m not less than 10 m distance among them within every sampling unit (point count). The nest contained one common quail egg (*Coturnix coturnix*) and one imitation plasticine egg.

**Appendix 3. Occupancy models grouping the surveys by year.** Occupancy models were generated for each year to corroborate whether occupancy state and its relations with covariates for each species were similar between the first (June 2014) and second group of surveys (July 2015).

### Occupancy models for *Habia gutturalis*

**Table SM1.** Results from single season occupancy models evaluated for each year for *Habia gutturalis*. The models are presented in descending order based on AICc values. The best model identified for both years also includes elevation as the most informative covariate. Points within parentheses indicate models without covariates. The five models where occupancy is constant (.) were evaluated first to identify the most likely covariates for detection. The shortest straight distance to streams (Dist.str), the shortest straight distance to impoundments (Dist. imp), time of the survey (H.max), the average temperature during the survey (Temp), and the precipitation of the previous day (Prec).

Year	Model	Number of parameters	AICc	$\Delta$ AICc	AIC <sub>w</sub>
2014	$\Psi(\text{Elevation})\rho(.)$	3	142.18	0.00	$\approx 1.00$
	$\Psi(\text{Mosaic})\rho(.)$	3	155.81	13.63	<0.001
	$\Psi(\text{Dist.str.})\rho(.)$	2	156.68	14.49	<0.001
	$\Psi(.)\rho(.)$	3	158.40	16.22	<0.001
	$\Psi(.)\rho(\text{prec})$	3	158.50	16.31	<0.001
	$\Psi(\text{Forest})\rho(.)$	3	158.51	16.33	<0.001
	$\Psi(\text{Dist.imp})\rho$	3	158.55	16.36	<0.001
	$\Psi(.)\rho(\text{Temp})$	3	158.61	16.43	<0.001
	$\Psi(.)\rho(\text{H.max})$	3	158.64	16.45	<0.001
	$\Psi(\text{Elevation})\rho(.)$	3	109.73	0.00	0.74
	$\Psi(\text{Mosaic})\rho(.)$	3	114.35	4.97	0.06
2015	$\Psi(\text{Dist.str.})\rho(.)$	3	114.95	5.58	0.04
	$\Psi(.)\rho(.)$	2	115.19	5.82	0.04
	$\Psi(.)\rho(\text{prec})$	3	115.39	6.01	0.04
	$\Psi(\text{Forest})\rho(.)$	3	116.05	6.67	0.03
	$\Psi(\text{Dist.imp})\rho$	3	116.56	7.19	0.02
	$\Psi(.)\rho(\text{Temp})$	3	117.00	7.63	0.02
	$\Psi(.)\rho(\text{H.max})$	3	117.14	7.76	0.01

**Table SM2.** Estimated coefficients and intercepts of occupancy and detection for the best models found for *Habia gutturalis* (all in logit scale). Standard errors (SE) for each estimated parameter are also provided. Values obtained for the best models are similar between years.

Year	Model	Parameters	Estimate	SE
2014	$\psi(Elev)p(.)$	Elevation (Elev)	-3.15	1.63
		$\Psi$ (intercept)	1.67	1.56
		P (intercept)	-0.36	0.25
2015	$\psi(Elev)p(.)$	Elevation (Elev)	-2.70	1.98
		$\Psi$ (intercept)	1.66	2.16
		P (intercept)	-1.34	0.32

Occupancy models for *Capito hypoleucus*

**Table SM3.** Results from single season occupancy models evaluated for each year for *Capito hypoleucus*. The models are presented in descending order based on AIC values. The best model for 2014 is consistent with the one that includes the distance to the streams as a covariate. For the year 2015, instead, it includes the distance to the dam as the most important covariate, however, the second-best model includes the distance to the streams as the best covariate and the AIC value is not considerably different between models ( $\Delta AIC_c < 2$ ). Points within parentheses indicate models without covariates. The five models where occupancy is constant (.) were evaluated first to identify the most likely covariates for detection. The shortest straight distance to streams (Dist.str), the shortest straight distance to impoundments (Dist. imp), time of the survey (H.max), the average temperature during the survey (Temp), and the precipitation of the previous day (Prec).

Year	Model	Number of parameters	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	AIC <sub>w</sub>
2014	$\psi(Dist.str)\rho(.)$	3	127.95	0	0.88
	$\psi(Elev)\rho(.)$	3	134.38	6.43	0.03
	$\psi(.)\rho(.)$	2	135.66	7.71	0.02
	$\psi(Dist.imp)\rho(.)$	3	136.54	8.59	0.01
	$\psi(.)\rho(Temp)$	3	136.66	8.71	0.01
	$\psi(Forest)\rho(.)$	3	137.01	9.06	0.01
	$\psi(Mosaic)\rho(.)$	3	137.04	9.09	0.01
	$\psi(.)\rho(H.max)$	3	137.11	9.16	0.01
	$\psi(.)\rho(prec)$	3	137.29	9.34	0.01
	$\psi(Dist.imp)\rho(prec)$	4	99.18	0	0.42
	$\psi(Dist.str)\rho(prec)$	4	100.77	1.59	0.19
	$\psi(.)\rho(prec)$	3	101.99	2.82	0.10
2015	$\psi(Elev)\rho(prec)$	4	102.74	3.57	0.07
	$\psi(.)\rho(H.max)$	3	102.95	3.77	0.06
	$\psi(.)\rho(.)$	2	103.5	4.32	0.05
	$\psi(Forest)\rho(prec)$	4	103.78	4.61	0.04
	$\psi(Mosaic)\rho(prec)$	4	103.97	4.79	0.04
	$\psi(.)\rho(Temp)$	3	105.49	6.31	0.02

**Table SM4.** Estimated coefficients and intercepts of occupancy and detection for the best models found for *Capito hypoleucus* (all in logit scale). Standard errors (SE) for each estimated parameter are also provided. Parameter values between models are not similar. However, the relationship between the covariate distance to the streams and the occupancy of the species remains positive between years. Models from 2015 didn't converge.

Year	Model	Parameters	Estimate	SE
2014	$\psi(\text{Dist.str})p(.)$	Dist.str	1.22	0.54
		$\Psi$ (intercept)	-0.40	0.47
		P (intercept)	-0.04	0.43
2015	$\psi(\text{Dist.imp})\rho(\text{Prec})$	Dist.imp	18.70	20.4
		Prec	-0.58	0.41
		$\Psi$ (intercept)	11.90	13.90
		P (intercept)	-1.76	0.31
2015	$\psi(\text{Dist.str})p(\text{Prec})$	Dist.str	33.00	43.90
		Prec	-0.63	0.41
		$\Psi$ (intercept)	34.80	43.80
		P (intercept)	-1.95	0.29

**Appendix 4. Logistic regression.** In order to assess congruency of our results with other techniques, we used overall detection/non-detection results (Detection) for each site and modeled them with a logistic regression in R using the glm function with the binomial link with each of the occupancy covariates (distance to streams, percent forest cover, percent mosaic cover, elevation, distance to impoundment, and nest predation). We identified the best model using AIC and we used the residuals of the best model in a spatial correlogram to evaluate if sites were spatially dependent (see Appendix 5).

**Table SM5.** Results of logistic regression models for *Capito hypoleucus* presented in decreasing order according to their AIC value. The best model according to AICc was the same best model identified with the occupancy analysis: the one including the shortest straight distance to streams (Dist.str) as a covariate. The five models where occupancy is constant (.) were evaluated first to identify the most likely covariates for detection. The shortest straight distance to streams (Dist.str), the shortest straight distance to impoundments (Dist. imp), time of the survey (H.max), the average temperature during the survey (Temp), the precipitation of the previous day (Prec).

Model	df	AICc
Detection ~ Dist.str	2	92.85
Detection ~ 1	1	96.28
Detection ~ Forest	2	96.44
Detection ~ Elevation	2	96.46
Detection ~ Mosaic	2	97.35
Detection ~ Dist.imp	2	98.25
Detection ~ Depredation	2	98.33

**Table SM6.** Estimated parameters (intercept and coefficient of covariate) of the best model found for *Capito hypoleucus*. The sign in parentheses represents the direction of the relationship.

Model	Coefficients	Estimate	SE
Detection ~ <i>Dist.str</i>	Intercept	-1.26	0.46
	Distance stream (Dist. str)	0.00	0.00

**Table SM7.** Results of logistic regression models for *Habia gutturalis* presented in decreasing order according to their AIC value. The best model according to AICc with logistic regression was the same best model identified with the occupancy analysis: the one including elevation as a covariate.

Model	df	AICc
Detection ~ Elevation	2	84.97
Detection ~ Dist.imp	2	97.85
Detection ~ 1	1	98.87
Detection ~ Forest	2	99.25
Detection ~ Depredation	2	99.48
Anwer ~ Dist.str	2	100.70
Anwer ~ Mosaic	2	100.97

**Table SM8.** Estimated parameters (intercept and coefficient of covariate) of the best model found for *Habia gutturalis*. The sign in parentheses represents the direction of the relationship.

Model	Coefficients	Estimate	SE
<i>Answer ~ Elevation</i>	Intercept	1.81	1.06
	Elevation	-0.004	0.00

**Appendix 5. Spatial autocorrelation (Moran's I) of residuals of logistic regression.** In order to quantitatively assess whether there was spatial dependence in our observations after accounting for the effect of our covariates, we performed a spatial autocorrelation (Moran's I) of the residuals of the logistic regression (see Appendix 3). This test evaluates whether the residuals of point counts that are closer in space are more similar. We used the `dnearneigh` function in conjunction with the `sp.cor` function from the `spdep` package in R to perform these analyses.

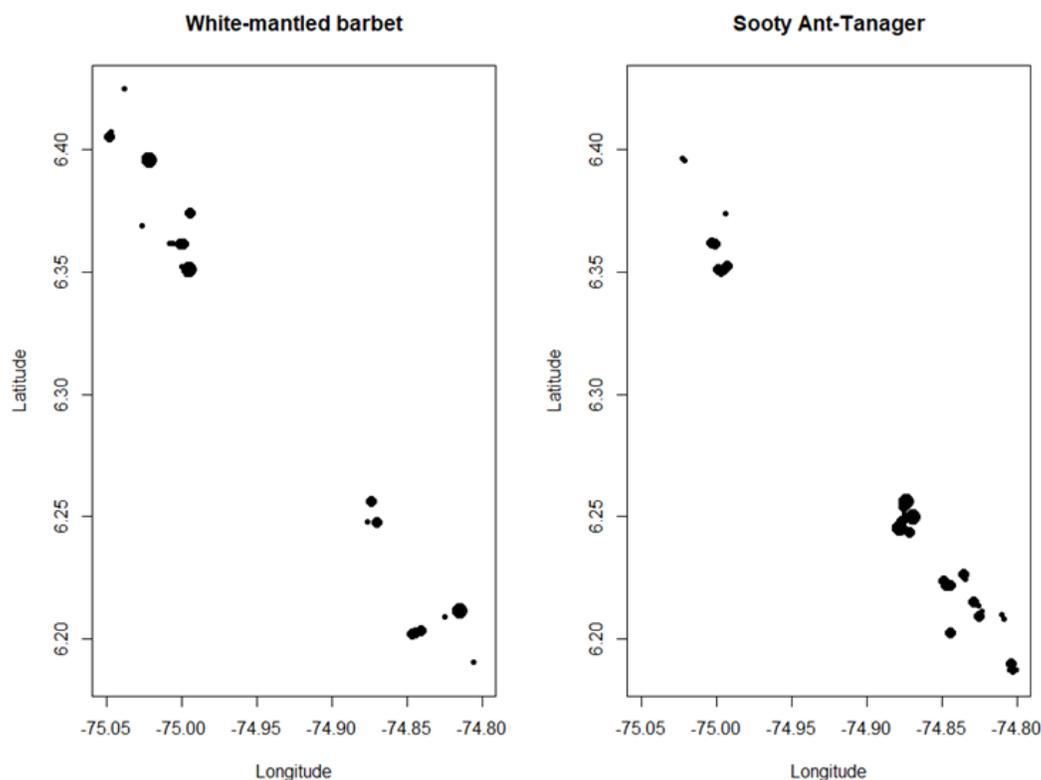
For *Capito hypoleucus* and *Habia gutturalis* no significant ( $P < 0.05$ ) spatial autocorrelation was found for residuals at any of the three closest distance classes between 0.1 and 1 km (Tables SM8; Fig. SM5). Correlation of residuals was higher at the shortest distance class (lag 1, Moran's I ~ 0.18) for both species and thus, an additional occupancy analysis was performed by leaving out intermediate points (see Appendix 5).

**Table SM9.** Results of spatial autocorrelation analyses (Moran's I) of residuals from a logistic regression between Detection/Non-detection and distance to streams for *Capito hypoleucus*. Lag represents the distance classes and n is the number of comparisons within each distance class.

Lag (n)	Moran's I	Expectation	Variance	Standard Deviate	Pr(I) two sided
1 (70)	0.19	-0.01	0.01	23.53	0.06
2 (30)	0.12	-0.03	0.04	0.82	100.00
3 (16)	0.18	-0.07	0.02	15.54	0.36

**Table SM10.** Results of spatial autocorrelation analyses (Moran's I) of residuals from a logistic regression between Detection/Non-detection and elevation for *Habia gutturalis*. Lag represents the distance classes and n is the number of comparisons within each distance class. The asterisk indicates instances where the probability of the null hypothesis of no autocorrelation is  $< 0.05$ .

Lag (n)	Moran's I	Expectation	Variance	Standard Deviate	Pr(I) two sided
1 -70	0.17	-0.01	0.01	21.94	0.08
2 -30	0.19	-0.03	0.04	11.69	0.73
3 -16	0.16	-0.07	0.02	13.88	0.49



**Figure SM4.** Distribution of point counts in the buffer zones of both impoundments for each species showing all the point counts and if distances between 0.1 and 1km connect them. Size of the dot represents the amount of detections at each site.

**Appendix 6. Occupancy models without intermediate point counts.** Occupancy models were generated without intermediate point counts for each species.

**Table SM11.** Results from single season occupancy models evaluated without intermediate points for *Capito hypoleucus*. The models are presented in descending order based on AICc values. Even when eliminating intermediate point counts, the best model identified also includes euclidean distance to streams as the most informative covariate. However, year is no longer identified as an important covariate for detectability. Points within parentheses indicate models without covariates. The five models where occupancy is constant (.) were evaluated first to identify the most likely covariates for detection. The shortest straight distance to streams (Dist.str), the shortest straight distance to impoundments (Dist. imp), time of the survey (H.max), the average temperature during the survey (Temp), and the precipitation of the previous day (Prec).

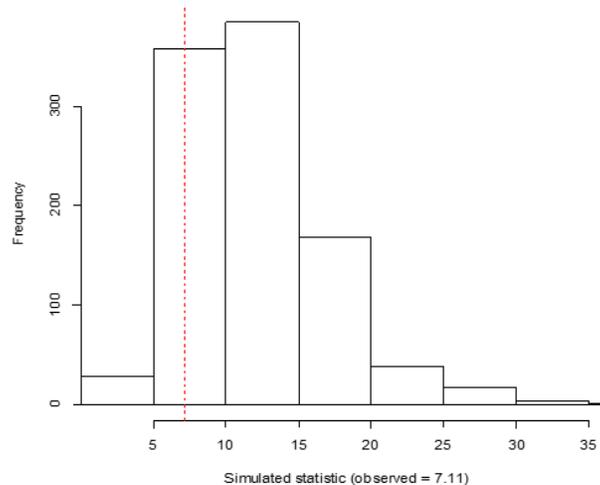
Model	Number of parameters	AICc	$\Delta$ AICc	AIC <sub>w</sub>
$\psi(\text{Dist. str.})\rho(.)$	3	109.95	0	0.65
$\psi(.)\rho(.)$	2	114.36	4.41	0.06
$\psi(.)\rho(\text{H. max})$	3	114.90	4.95	0.05
$(\text{Elevation})\rho(.)$	3	115.56	5.61	0.04
$\psi(.)\rho(\text{Prec})$	3	115.62	5.67	0.04
$\psi(.)\rho(\text{Temp})$	3	115.96	6.01	0.03
$\psi(\text{Forest})\rho(.)$	3	116.41	6.46	0.03
$\psi(\text{Predation})\rho(.)$	3	116.60	6.65	0.03
$\psi(.)\rho(\text{year})$	3	116.48	6.53	0.02
$\psi(\text{Dist. imp})\rho.$	3	116.73	6.78	0.02
$\psi(\text{Mosaic})\rho(.)$	3	116.74	6.79	0.02

**Table SM12.** Results of single season occupancy models evaluated without intermediate points for *Habia gutturalis*. The models are presented in descending order based on AICc values. Even when eliminating intermediate point counts, the best model identified also includes elevation as the most informative covariate. However, precipitation is no longer identified as an explanatory covariate for detectability. Points within parentheses indicate models without covariates. The five models where occupancy is constant (.) were evaluated first to identify the most likely covariates for detection. The shortest straight distance to streams (Dist.str), the shortest straight distance to impoundments (Dist. imp), time of the survey (H.max), the average temperature during the survey (Temp), and the precipitation of the previous day (Prec).

Model	Number of parameters	AICc	$\Delta$ AIC	AIC <sub>w</sub>
$\psi(\text{Elevation})\rho(\text{year} + \text{H. max})$	5	123.27	0	≈1
$\psi(\text{Dist. imp})\rho(\text{year} + \text{H. max})$	5	128.80	5.53	<0.001
$\psi(.)\rho(\text{year} + \text{H. max})$	4	131.25	7.98	<0.001
$\psi(\text{Mosaic})\rho(\text{year} + \text{H. max})$	5	132.08	8.81	<0.001
$\psi(\text{Forest})\rho(\text{year} + \text{H. max})$	5	133.85	10.58	<0.001
$\psi(\text{Predation})\rho(\text{year} + \text{H. max})$	5	133.78	10.51	<0.001
$\psi(\text{Dist. str.})\rho(\text{year} + \text{H. max})$	5	133.97	10.7	<0.001
$\psi(.)\rho(\text{H. max})$	3	135.99	12.72	<0.001
$\psi(.)\rho(\text{year})$	3	136.30	13.03	<0.001
$\psi(.)\rho(.)$	2	141.81	18.54	<0.001
$\psi(.)\rho(\text{Prec})$	3	142.23	18.96	<0.001
$\psi(.)\rho(\text{Temp})$	3	144.12	20.85	<0.001

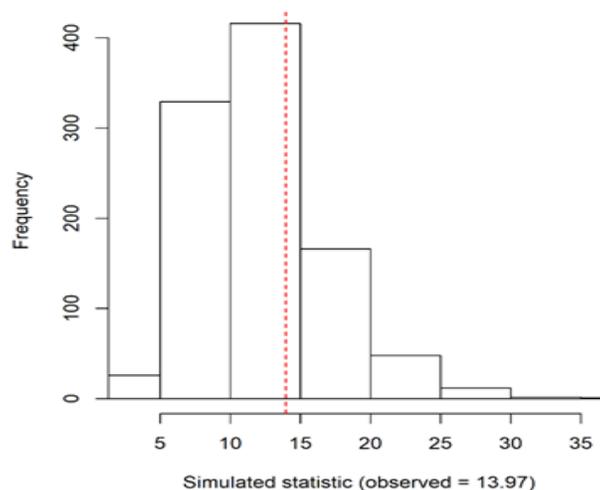
**Appendix 7. Overdispersion.** We performed a goodness-of-fit test for single season occupancy models to evaluate for overdispersion in our best models for *Habia gutturalis* and *Capito hypoleucus*. These functions compute the MacKenzie and Bailey (2004) goodness-of-fit test for single season occupancy models based on Pearson's chi-square (Mazerolle & Mazerolle 2019).

**Overdispersion test for *Capito hypoleucus* ( $\psi$  (Dist.str)  $p$ (year))** According to the results of this test, there is no evidence of overdispersion in our data. The p-value is greater than 0.05 and the chi-square is not large (Fig SM4). We can be confident that the best model for *Capito hypoleucus* has an adequate fit to the data captured.



**Figure SM5.** Bootstrapped MacKenzie and Bailey fit statistic (1000 samples) for *Capito hypoleucus*. P-value= 0.877. Chi-square statistic = 7.11. Estimate of  $\hat{c}$ = 0.59.

**Overdispersion test for *Habia gutturalis* ( $\psi$  (Dist.str)  $p$ (year))** According to the results of this test, there is no evidence for overdispersion in our data. The p-value is greater than 0.05 and the chi-square is not very large. The p-value is greater than 0.05 and the chi-square is not very large (Fig. SM5). We can be confident that the best model for *Habia gutturalis* has an adequate fit to the data captured.



**Figure SM6.** Bootstrapped MacKenzie and Bailey fit statistic (1000 samples) for *Habia gutturalis*. P-value= 0.371. Chi-square statistic = 13.97. Estimate of  $\hat{c}$ = 1.08.

### Literature cited

- MACKENZIE, D. I., & BAILEY, L. L. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9(3): 300-318.
- MAZEROLLE, M. J., & MAZEROLLE, M. M. J. 2019. Package 'AICcmodavg'.

# Reducción poblacional del cóndor andino (*Vultur gryphus*) en los Andes Centrales de Colombia: un llamado urgente para evitar su extinción local

Population decline of the Andean Condor (*Vultur gryphus*) in the Central Andes of Colombia: a urgent call to prevent its local extinction

Santiago Zuluaga<sup>1,2,3</sup> & Oscar Ospina Herrera<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Fundación Proyecto Águila Crestada-Colombia, Calle 9 #1b-55bis (176007) Villamaría, Colombia

<sup>2</sup>Colaboratorio de Biodiversidad, Ecología y Conservación (ColBEC), INCITAP-CONICET/FCEyN-UNLPam, Mendoza 109 (6300), Santa Rosa, LP, Argentina

<sup>3</sup>The Peregrine Fund, 5668 West Flying Hawk Lane, Boise, ID 83709 USA

<sup>4</sup>Coordinación de Fauna, Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS), Calle 21 # 23-22 (170006), Manizales, Colombia

✉ zuluagarapaces@gmail.com

## Resumen

El cóndor andino (*Vultur gryphus*) es una especie considerada como "En Peligro Crítico" (CR) en Colombia. En la Cordillera Central el último registro de la población nativa fue en 1977, por lo que a finales de la década de los 90's fue establecido un núcleo de reintroducción con 14 individuos (4 hembras y 10 machos). El objetivo del presente estudio fue evaluar el estado actual de esta población. Adicionalmente, discutimos las posibles amenazas para su conservación y las acciones que deben ser tomadas para evitar una nueva extinción local. Obtuvimos evidencia de una reducción poblacional de más del 50 % de los individuos liberados inicialmente. Teniendo en cuenta que el tamaño poblacional actual es de seis cóndores (2 hembra y 4 machos), hacemos un llamado para un nuevo reforzamiento poblacional, así como la evaluación y mitigación de las posibles amenazas para su conservación. Resaltamos la necesidad de realizar un reforzamiento poblacional para balancear la proporción de sexos, hacia las hembras, y evitar la extinción local de la especie.

**Palabras clave:** Cóndor andino, ecosistema de páramo, foto identificación, proporción de sexos, reintroducción, reforzamiento poblacional

## Abstract

The Andean condor (*Vultur gryphus*) is a "Critically Endangered" (CR) species in Colombia. In the Cordillera Central the last record of a native population was in 1977. Therefore, in the late 90's a reintroduced population was established with 14 individuals (4 females and 10 males). The aim of this study was to assess the status of this population, discuss possible threats to its conservation and the actions that must be taken to avoid a new local extinction. We obtained evidence of a population reduction above 50% of the individuals initially released. The population size currently is six adult condors (2 females and 4 males). We make a call for a new population reinforcement, as well as to evaluate and mitigate the possible threats, with the goal of balancing the sex ratio and to avoid a new local extinction.

**Key words:** Andean condor, Paramo, photo identification, sex ratio, reintroduction, population reinforcement

## Introducción

El cóndor andino (*Vultur gryphus*) es una especie considerada en la categoría "Casi

amenazada" (NT), a lo largo de toda su distribución en América del Sur, con una población en disminución (menos de 7000 adultos estimados; Bird Life International 2019). Las poblaciones de la especie se encuentran más

amenazadas en el norte de su distribución (*i.e.* Ecuador, Colombia y Venezuela), respecto al centro (*i.e.* Bolivia y Perú) y sur (*i.e.* Argentina y Chile), donde las poblaciones registran mayores números de individuos. No obstante, la baja tasa reproductiva de la especie, sumada a su largo período de dependencia parental y sus hábitos alimenticios altamente especializados, hacen que sea una especie muy vulnerable a la extinción. Es por esto que en las últimas décadas se ha implementado la reintroducción de individuos de cóndores, nacidos en cautiverio, para recuperar o reforzar las poblaciones en distintos lugares de su distribución, entre ellos Colombia, Venezuela, Perú, Chile y Argentina (Lambertucci 2007).

En Colombia, donde la especie es considerada "En Peligro Crítico" (Renjifo *et al.* 2016), se han liberado 69 cóndores nacidos en cautiverio procedentes de diferentes zoológicos de EEUU y Colombia (Arango-Caro *et al.* 2016). Estos individuos fueron distribuidos en 6 núcleos de repoblación en la Cordillera de los Andes (MAVDT 2006). Se estima que entre 51 y 58 % (35 -40 individuos) de los cóndores liberados han sobrevivido exitosamente en el país, 17 % (12 individuos) ha muerto y 7% (5 individuos) ha migrado a los páramos de Ecuador. La situación del resto (entre 12 y 17 individuos) es desconocida (Arango-Caro *et al.* 2016).

En el núcleo de repoblación establecido en el PNN Los Nevados (en adelante Los Nevados), en los departamentos de Caldas, Quindío, Risaralda y Tolima, la población original de la especie fue diezmada hasta perderse completamente, siendo el último registro histórico en 1977 (Tovar 1985). Es por esto que este estuvo conformado únicamente por individuos reintroducidos (MAVDT 2006; CORPOCALDAS-FUMSOL 2008). En la zona se liberó un total de 14 individuos (12 donados por el Zoológico de San Diego- EEUU, y 2 por el Zoológico de Cali-Colombia) en tres

eventos de liberación ocurridos en los años (número de hembras H y machos M): 1997 (1 H y 4 M), 1998 (0 H y 4 M) y 1999 (3 H y 2 M) (MAVDT 2006). Los individuos liberados y la proporción de sexos (0,4 hembras por macho) dependieron de la disponibilidad en los parques zoológicos nacionales y extranjeros. Sin embargo, un reciente estudio ha mostrado que (debido a diferencias morfológicas y comportamentales asociadas al sexo) las hembras de cóndor andino pueden tener una menor supervivencia que los machos, lo cual tiene importantes implicaciones al momento de realizar reintroducciones (Lambertucci *et al.* 2012, 2013). Por lo que es importante determinar el estado actual de la población de cóndores en la zona, para sugerir acciones de conservación de la especie basadas en la evidencia.

El Proyecto de Reintroducción del Cóndor Andino a Los Nevados, liderado por la Corporación Autónoma Regional de Caldas (CORPOCALDAS), ha considerado un monitoreo de la población de cóndores en la zona desde el momento en que se realizaron las liberaciones. Sin embargo, dicho monitoreo no se ha realizado de manera sistemática en el tiempo y la falta de marquillas en los individuos ha dificultado la estimación del tamaño poblacional y su monitoreo. La última estimación poblacional realizada en Los Nevados, en el año 2008, registró la presencia de 9 individuos adultos, lo que representa una disminución poblacional de más del 35% de la población fundadora en una década (CORPOCALDAS-FUMSOL 2008). Sin embargo, individuos juveniles registrados en la última década en la zona sugieren eventos reproductivos de la población reintroducida (Zuluaga, 2010; Restrepo-Cardona *et al.* 2018). Desde entonces la información existente no ha mejorado de forma sensible, lo que hace prioritario que se realice una nueva estimación poblacional, ya que en la actualidad se

desconoce la estructura poblacional (*i.e.* el número de individuos adultos y juveniles, y la proporción de sexos) en este núcleo de repoblación. El objetivo del presente estudio es estimar el tamaño poblacional actual del núcleo de repoblación de cóndores en Los Nevados, con el fin de hacer un monitoreo de la población. Adicionalmente, discutimos las posibles amenazas para su conservación y las acciones de mitigación que deben ser tomadas para evitar una nueva extinción local.

## Métodos

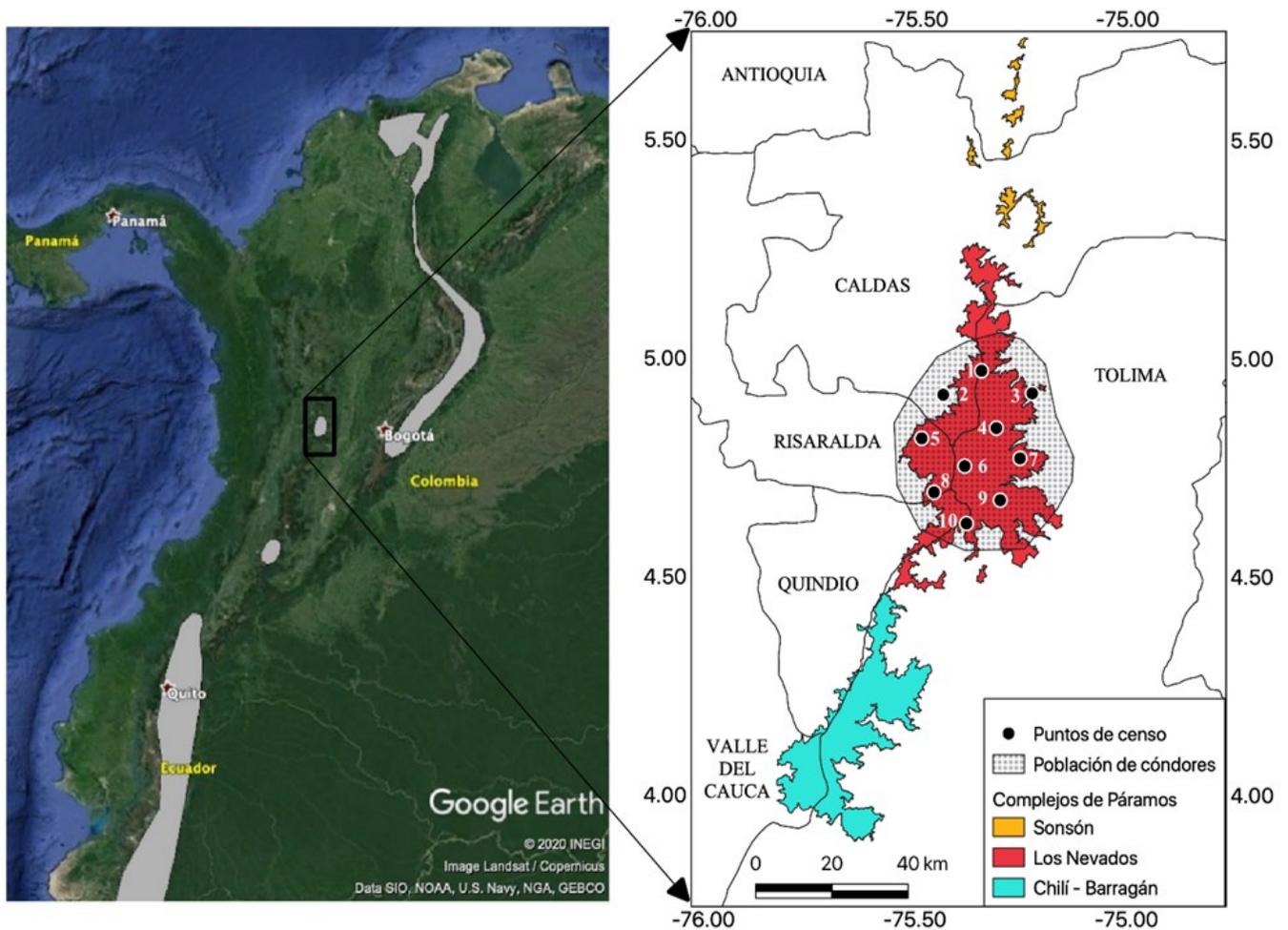
**Área de estudio.**- El estudio se concentró en Los Nevados y su zona amortiguadora. Los Nevados tienen una extensión de 58.000 ha protegidas en el Sistema Nacional de Parques Naturales de Colombia, entre los 2600 y 5321 metros de altitud. Se encuentra localizado en la cordillera Central de Colombia y su jurisdicción comprende los departamentos de Caldas, Risaralda, Quindío y Tolima. Es una región de gran riqueza natural y su potencial de reserva hídrica actúa como soporte fundamental para el desarrollo económico de la región (MAVDT 2006). Además, la zona constituye un corredor ambiental que conecta la cordillera Central desde el páramo de Sonsón, en el suroriente del departamento de Antioquia, hasta el páramo de Chilí-Barragán en los departamentos de Quindío, Tolima y Valle del Cauca (Fig. 1).

Para tener evidencia científica relacionada con el estado poblacional de la especie en la zona nos planteamos dos métodos: i) revisar exhaustivamente los registros fotográficos de la especie en la zona, entre los años 2000 y 2016, y para complementar esta revisión ii) realizamos un censo de observación simultánea entre los días 15 y 20 de octubre del año 2015.

**Revisión exhaustiva de fotografías.**- La campaña

de recopilación de fotografías inició en diciembre de 2013 y finalizó en marzo de 2016. Fueron recopilados registros fotográficos tomados entre los años 2000 y 2016. Las fotografías fueron colectadas durante 43 visitas a comunidades rurales, distribuidas por toda el área de estudio. Las fotografías fueron obtenidas en el contexto de charlas divulgativas, enfocadas a resaltar la importancia de la especie, su estado de conocimiento y principales amenazas, realizadas en el marco de actividades de educación del Proyecto de Reintroducción del Cóndor Andino al PNN Los Nevados. Al final de cada charla se dio a conocer la importancia de recopilar material fotográfico, para los efectos del presente estudio, y se invitó a los participantes a compartir sus fotografías en formato digital. Adicionalmente, se realizaron tres charlas divulgativas en la ciudad de Manizales, donde también se solicitó a los asistentes aportar material fotográfico en formato digital y, en este caso, las enviaran a partir de mensajes vía email. Solicitamos también que se compartieran todas las fotografías obtenidas durante cada observación de la especie y adicionalmente se aportara la siguiente información: fecha, hora, lugar, coordenadas geográficas y observaciones de la persona que tomó las fotografías. Después de obtener las fotografías, estas fueron almacenadas digitalmente en carpetas de archivos codificados por persona. Los detalles de cada carpeta fueron ingresados a una hoja de cálculo de Microsoft Excel® con la información aportada (*i.e.* fecha, hora, lugar, número de fotos, coordenadas geográficas y observaciones).

**Censo simultáneo de observación.**- Se definieron diez puntos distribuidos de manera equidistante, con distancias mínimas de 10 km (Fig. 1). En cada punto estuvieron observando en promedio 3.5 personas que registraron y fotografiaron todos los cóndores observados durante seis días. El grupo de observadores fue conformado por



**Figura 1.** Distribución del cóndor andino en Colombia y Ecuador (izquierda; modificado de <http://www.birdlife.org>). Zona de estudio y ámbito geográfico en el cual se realizó la investigación (derecha). Puntos de observación en los cuales fue realizado el censo: 1- El Arbolito (Caldas-Tolima), 2-Playa Larga (Caldas), 3- Lagunillas (Tolima), 4- Parte alta de Valles de Mozul (Tolima), 5- Paramillo de Santa Rosa (Risaralda), 6- La Línea (Tolima), 7- Quebrada El Oso-Vancouver (Tolima), 8- Morrogacho (Quindío), 9- Parte alta de Termales Cañón (Tolima) y 10- Parte alta de Palomar (Tolima), Delimitación de complejos de páramos descargados de [http://sig.anla.gov.co:8083/resources/DESCARGA\\_SIAC/MADS/Paramos\\_delimitados\\_MADS\\_100K.zip](http://sig.anla.gov.co:8083/resources/DESCARGA_SIAC/MADS/Paramos_delimitados_MADS_100K.zip)

voluntarios, principalmente estudiantes universitarios de carreras afines con fauna silvestre (*i.e.* biología y medicina veterinaria), funcionarios de Parques Nacionales Naturales y guías de turismo. Para las observaciones se utilizaron binoculares (10x42 y/o 10x50) y cámaras fotográficas digitales. Los puntos geográficos en los cuales fue realizado el censo, de acuerdo con el nombre del sector (departamento) son: 1- El Arbolito (Caldas-Tolima), 2-Playa Larga (Caldas), 3- Lagunillas (Tolima), 4- Parte alta de Valles de Mozul (Tolima), 5- Paramillo de Santa Rosa

(Risaralda), 6- La Línea (Tolima), 7- Quebrada El Oso-Vancouver (Tolima), 8- Morrogacho (Quindío), 9- Parte alta de Termales Cañón (Tolima), y 10- Parte alta de Palomar (Tolima) (Fig. 1).

El trabajo de observación simultánea se realizó entre las 07:00-17:00 h. Los registros de cóndores obtenidos a partir del censo fueron consignados en planillas de censo con la siguiente información: fecha, hora, número de individuos y características individuales (*i.e.*, estado etario y

Tabla 1. Estimación del tamaño y estructura poblacional.

Método de estimación	Adultos		Inmaduros		Número mínimo de individuos estimados	Número de fotografías analizadas
	Machos	Hembras	Macho	Hembra		
i. Análisis exhaustivo de fotografías (años 2013-2016)	3	1	1	0	5	822
ii. Censo de observación simultánea (puntos 2 y 3)	2	2	0	0	4	288
<b>Total</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>6</b>	<b>1110</b>

sexo). Se tomaron registros fotográficos que permitieron posteriormente individualizar cada cóndor, con base en: su sexo, estado etario (Ríos-Uzeda & Wallace 2007) y si tenían vestigios de alguna marquilla en el patagio de las alas. Esto último, teniendo en cuenta que a todos los cóndores liberados les fueron instaladas marquillas (con su respectivo número y color que indican el consecutivo de cóndores liberados en el país y el sexo), sin embargo, después de dos décadas desde su liberación estas han quedado reducidas a pequeñas marcas alares sin numeración. Los detalles de cada registro de la especie fueron ingresados a una hoja de cálculo de Microsoft Excel® con la información reportada en las planillas y las fotografías fueron almacenadas en carpetas de archivos digitales.

**Análisis de datos.**- Los registros obtenidos a partir del análisis exhaustivo de fotografías históricas y el censo simultáneo fueron categorizadas con base en el estado etario del individuo, o individuos, fotografiados (adultos o inmaduros). Seguidamente, se realizó un análisis de características individuales con base en dos parámetros: i) sexo (hembra o macho) y ii) vestigios de marcas en el patagio de sus alas. Teniendo en cuenta esto se determinó el número mínimo de individuos estimados por año. Para los registros obtenidos durante los seis días de censo

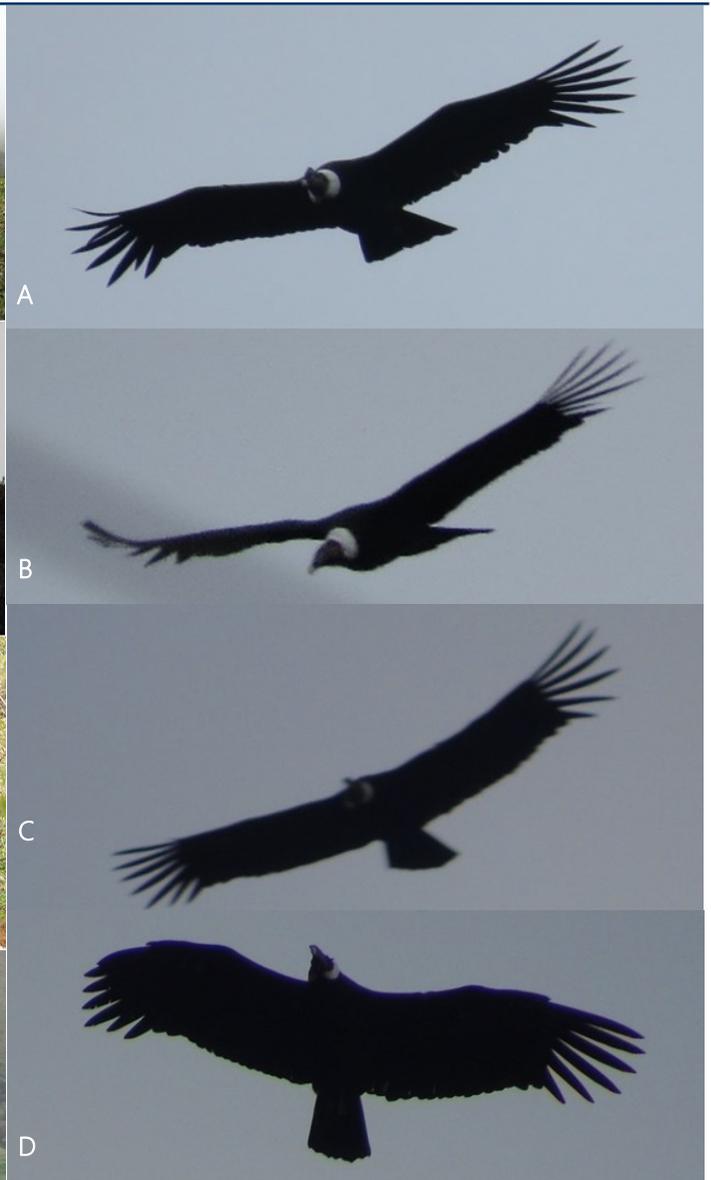
simultáneo, además de los dos parámetros anteriores se comparó el número de plumas primarias para diferenciar individuos del mismo sexo. Los cóndores tienen asimetría en el proceso de muda de sus plumas primarias (Snyder *et al.* 1987), por lo que individuos registrados en intervalos de tiempo acotados (*e.g.*, días consecutivos) puedan ser diferenciados por comparación del número de plumas primarias en sus alas.

**Estimación del tamaño y estructura poblacional.**- Para esta estimación fueron combinados los resultados obtenidos a partir de los dos métodos. En el caso de los registros fotográficos, para tener una ventana temporal más acotada, solo tuvimos en cuenta el subconjunto de registros fotográficos con fecha entre los años 2013 y 2016 (n=822). El caso del censo de observación simultánea, solo consideramos los registros fotográficos del censo simultáneo provenientes de los puntos de observación 2 y 3 (n=288) debido a que estos fueron los únicos puntos en los que se logró obtener suficiente registro fotográfico de los individuos. Estos registros soportados por evidencia fotográfica permitieron tener menor incertidumbre respecto al número de cóndores presentes en la zona. Consideramos una estimación conservadora teniendo en cuenta el mínimo número de individuos identificados a



**Figura 2.** Fotografías de cóndores adultos registrados entre los años 2004 y 2016 en el PNN Los Nevados (A) 14 octubre 2004 (O. Castellanos) (B) 09 junio 2007 (O. Castellanos) (C) 16 junio 20 (O. Castellanos) (D) 26 mayo 2012 (M. H. Arias) (E) 19 diciembre 2013 (S. Zuluaga) (F) 21 diciembre 2013 (S. Zuluaga) (G) 09 enero 2015 (M. H. Arias) (H) 08 marzo 2016 (S. Zuluaga).

partir de las dos metodologías. Es decir, ante la duda de que registros independientes tomados por cada una de las metodologías, corresponda a dos individuos, estos se interpretaron como un solo individuo.



**Figura 3.** Fotografías de cuatro individuos registrados durante seis días de censo poblacional de cóndores en el PNN Los Nevados Los Nevados. (A-B) 18 octubre 2015 (J. I. Arango) (C-D) 19 octubre 2015 (D. Chamorro Sosa).

## Resultados

**Tamaño poblacional.-** Obtuvimos evidencia de al menos seis cóndores, con una proporción de 0,5 hembras por macho, conformando la población actual en Los Nevados (Tabla 1). Ante la duda de que tres registros tomados de forma independiente correspondan a individuos diferentes (*i.e.* Fig. 2E, 2G, 3C), estos se interpretaron como un solo individuo. Tres

**Tabla 2.** Resultados del análisis exhaustivo de fotografías.

Año	Adultos		Inmaduros		Número mínimo de individuos registrados	Numero de fotografías analizadas
	Machos	Hembras	Macho	Hembra		
2004	1	1	0	0	2	7
2005	0	0	0	0	0	0
2006	0	0	0	0	0	0
2007	0	1	0	0	1	7
2008	1	1	0	0	2	18
2009	0	0	1	0	1	1
2010	1	0	1	0	2	21
2011	0	0	1	0	1	1
2012	1	1	1	0	3	133
2013	2	1	2	0	5	428
2014	2	1	1	0	4	212
2015	2	1	1	4	4	21
2016	1	0	0	0	1	161
<b>Total</b>						<b>1010</b>

individuos adultos fueron registrados por ambas metodologías (una hembra y dos machos) (Fig. 2E-G y Fig. 3A-C). Adicionalmente, la revisión de fotografías por si misma permitió diferenciar dos individuos (2 machos; Fig. 2H y Fig. 4A-G), mientras que el censo simultáneo permitió diferenciar una hembra adicional (Fig. 3D).

**Revisión exhaustiva de fotografías.-** Se obtuvo un total de 1010 fotografías tomadas entre los años 2004 y 2016 (Tabla 2), las cuales fueron aportadas por 11 personas: entre habitantes rurales, funcionarios de Parques Nacionales Naturales y guías de turismo. Se identificaron cuatro adultos (una hembra y tres machos) (Fig. 2E-H) y dos juveniles machos (Fig. 4). Estos juveniles son evidencia de éxito reproductivo para una pareja (*i.e.* Fig. 2F) en los años 2009 y 2013. Para el juvenil nacido en 2009 se obtuvieron 15 registros distribuidos, entre 2009 y 2015 (Fig. 4A-G). La mayoría provienen del departamento del Tolima (47 %), seguidamente de Caldas (33 %) y finalmente Risaralda (20 %). El juvenil nacido en

2013 (Fig. 4H) murió en su primer año de vida.

**Censo de observación simultánea.-** Durante el censo, cuatro individuos fueron observados simultáneamente el 15 de octubre (puntos de censo 2 y 8, entre las 11:16-11:20) y el 19 de octubre (puntos de censo 2 y 3, entre las 09:15-09:20 horas). Adicionalmente, el 18 de octubre se observaron 4 individuos en un mismo punto de observación (punto 2; entre las 09:30-09:35 horas). El 50 % de los puntos de censo registraron cóndores durante alguno de los días de observación. En uno de los puntos una pareja fue registrada durante cuatro días (punto 2; Fig. 3 A-B), mientras que en el resto de los puntos de observación se registraron individuos solos o parejas, un único día.

## Discusión

Este estudio revela una reducción sustancial del tamaño poblacional (> 50%), después de dos décadas del establecimiento de la población de



**Figura 4.** Fotografías de cóndores juveniles registrados entre los años 2004 y 2016 en el PNN Los Nevados. (A) 12 octubre 2009 (J. Orrego) (B) 04 julio 2010 (S. Zuluaga) (C) 11 enero 2011 (J. E. Rojas) (D) 11 febrero 2012 (E. Pulido) (E) 30 diciembre 2012 (J. Echeverry) (F) 02 marzo 2014 (A. Londoño) (G) 09 enero 2015 (M. H. Arias) (H) 25 junio 2013 (S. Zuluaga).

cóndores en Los Nevados. La proporción de sexos cambió levemente (0,4 a 0,5 hembras por macho). Los resultados obtenidos a partir de la recopilación fotográfica fueron complementarios con los resultados obtenidos durante el censo de observación simultánea, disminuyendo así la incertidumbre sobre la estimación del tamaño

poblacional actual.

Desde el establecimiento de la población fundacional, sólo un individuo juvenil ha sido reclutado a la población de adultos y otro murió en su primer año de vida. Ambos individuos fueron producto de una pareja (Zuluaga, 2010; Restrepo-Cardona *et al.* 2018), y no existe evidencia de reproducción exitosa de la otra pareja presente en la zona. Nuevas reintroducciones o translocaciones de hembras, son necesarias para revertir esta situación y que la productividad por pareja aumente en el largo plazo. Es por esto hacemos un llamado a las autoridades nacionales y locales para considerar, en el corto plazo, el reforzamiento poblacional con el objetivo de balancear la proporción de sexos, hacia las hembras, en la población de cóndor andino en Los Nevados.

Las nuevas reintroducciones deben seguir las recomendaciones de la UICN (IUCN/SSC, 2013), e incorporar los avances del conocimiento tanto sobre las amenazas a las que se enfrenta la especie, así como aspectos de salud, genética y comportamiento. El seguimiento sistemático usando nuevas tecnologías de seguimiento satelital, puede aportar información de supervivencia, éxito reproductivo, movimientos, amenazas, entre otros. Es necesario continuar realizando monitoreos y censos poblacionales de la especie en Los Nevados para conocer las tasas de supervivencia de los individuos hasta ahora monitoreados. Esto permitirá tener una mayor capacidad para responder rápidamente, y tomar decisiones ante un mayor decrecimiento poblacional que conduzca a la extinción de la especie en la zona. Además, es posible que nuestros resultados estén subestimando el número de cóndores presentes en la zona, sin embargo, a partir de la combinación de métodos mucha de esa incertidumbre pudo ser reducida.



**Figura 5.** Competencia por carroñas entre cóndores, perros ferales y gallinazos en carroñas experimentales dispuestas en el Parque Nacional Natural Los Nevados (sector Valle del Cóndor: **(A)** 19 diciembre de 2013 **(B)** 25 diciembre de 2013) y su zona amortiguadora (sector El Silencio: **(C)** 21 diciembre 2013 **(D)** 04 septiembre 2014).

Los resultados obtenidos a partir del censo y la recopilación fotográfica fueron complementarios, ayudando a reducir la incertidumbre de la estimación del tamaño poblacional. Sugerimos que esta combinación de técnicas podría tener buenos resultados en otras zonas del país donde poco se conoce sobre el estado actual de las poblaciones. Por ejemplo, en Bolivia varios estudios utilizaron fotografías para estimar el tamaño poblacional de la especie a diferentes escalas geográficas (Ríos-Uzeda & Wallace 2007, Mendez *et al.* 2019). En nuestro caso, la recopilación y revisión exhaustiva de fotografías de la especie, tuvo en cuenta la participación de diferentes actores involucrados con la conservación de la especie, los cuales fueron de gran ayuda para identificar el número de

cóndores presentes en la zona, su estado etario y sexo, en un importante ejercicio de conservación participativa.

Es de destacar que la actual proporción de sexos es casi la misma que en la población reintroducida a finales del año 2000. En el resto de Sur América se ha encontrado evidencias que apuntan a que, en vida silvestre, la mortalidad de las hembras es mucho mayor que la de los machos, lo que influye en un sesgo poblacional hacia los machos en la población adulta e inmadura (Lambertucci *et al.* 2012). A partir de modelos teóricos se ha demostrado que un sesgo poblacional hacia los machos, en poblaciones de cóndor reintroducidas, puede tener efectos negativos en la tasa de natalidad y supervivencia

de las hembras (Lambertucci *et al.* 2013). No hay evidencia que explique esta tendencia en nuestra zona de estudio, pero posiblemente se debe a la migración de individuos hacia otras zonas, pues existe evidencia de que al menos uno de los individuos liberados inicialmente migró a los páramos de Ecuador (MAVDT, 2006). Se recomienda que, en las futuras reintroducciones de la especie en Colombia, se considere la proporción de sexos.

En Los Nevados, así como en el resto de Colombia y Sur América, hacen falta estudios que evalúen de manera sistemática las amenazas a las que se enfrenta la especie. El decline de las poblaciones de mamíferos nativos de mediano y gran tamaño ha afectado la disponibilidad de alimento para la especie, probablemente en toda su distribución (Duclos *et al.* 2020). Lo que posiblemente también ha conducido a generar un conflicto humano-cóndor, principalmente en lugares con limitada disponibilidad de alimento (Duclos *et al.* 2020; Estrada-Pacheco *et al.* 2020; Zuluaga *et al.* 2020a). En el área amortiguadora de Los Nevados, en los años 2015 y 2018, dos productores reportaron al primer autor que los cóndores están atacando teneros recién nacidos. Esta situación debe ser abordada de manera interdisciplinaria, en el mediano plazo, para evitar que trascienda a un conflicto humano-cóndor (Grande *et al.* 2018; Zuluaga *et al.* 2020a, 2020b). Como parte de otras actividades realizadas en el marco del proyecto de reintroducción del Cóndor Andino a Los Nevados, los autores también tuvimos evidencia de la posible competencia por carroñas entre cóndores, perros ferales y gallinazos (*Coragyps atratus*). En el año 2013, obtuvimos evidencia de la presencia de perros ferales en carroñas experimentales dispuestas en el ecosistema de superpáramo, a una altitud de ~4.400 metros, al interior del Parque Nacional Natural Los Nevados (Fig. 5A-B). Mientras que en una zona más baja, a ~2940 metros de altitud,

obtuvimos evidencia de competencia con gallinazos (Fig. 5C-D). Perros ferales y gallinazos son competidores directos por el acceso al alimento proveniente de carroñas, que son la principal fuente de alimento para los cóndores (Plaza *et al.* 2019; Sáenz-Jiménez *et al.* 2020). Recomendamos, realizar estudios sobre disponibilidad y competencia por carroñas, así como evaluar los impactos negativos que pueden tener los perros ferales en la población de cóndores, y otras especies silvestres de la zona, con el fin de establecer medidas de mitigación.

El Programa Nacional para la Conservación del Cóndor Andino en Colombia, Plan de Acción 2006–2016, finalizó abruptamente en el año 2016, sin logros importantes en sus objetivos y acciones (MAVDT 2006; Arango-Caro *et al.* 2016). El núcleo de repoblación en Los Nevados es sobre el que se tiene el conocimiento más detallado y en el que se logró un mayor avance en la ejecución de acciones de conservación y monitoreo (*e.g.*, confirmar reproducción local). Paradójicamente, también se encuentra en la situación más crítica, ya que es una población dependiente de acciones de conservación (*i.e.*, nuevas reintroducciones o translocaciones) para evitar la extinción local de la especie (Scott *et al.* 2020). Teniendo en cuenta la evidencia presentada en este estudio sobre la reducción del tamaño poblacional de los cóndores en Los Nevados, y las posibles amenazas para su conservación, hacemos un llamado a tomar acciones urgentes para evitar su extinción local.

## Agradecimientos

C. Aristizábal Cardona y C. A. Duque Castrillón de Fundación BIODIVERSA. Directivos y funcionarios de CORPOCALDAS, Parque Nacional Natural Los Nevados y ASDEGUIAS. Voluntarios y habitantes “guarda cóndores” de la zona de estudio, que nos acompañaron y apoyaron en la obtención de

información. Agradecemos especialmente a: B. Bermúdez, D. Chamorro Sosa, D. Loaiza, D. Serna Zuluaga, D. Justinico Castro, D. Orozco, E. Angarita, E. Giraldo, F. Arias, F. Pescador, H. Echeverri Mejía, I. Espinosa Zapata, I. M. Montoya, J. E. Quintero, J. Villanueva, J. Rincón, J. H. Mejía, J. I. Ramírez, J. I. Arango, J. F. Cataudela, J. F. León, L. García, L. Valencia, M. Bolaños, M. Franco, M. Vanegas, M. H. Arias, M. Murillo, M. T. Jaramillo, O. Castellanos, O. Patiño, S. Echeverri Gómez, S. Herrera Escobar, U. Naranjo, U. Teske, W. Valencia y Y. M. Salazar quienes participaron de las observaciones de campo durante el censo. A. Ospina y K. Orozco apoyaron la realización de actividades divulgativas en la ciudad de Manizales. J. Orrego, J. E. Rojas, M. Uribe, E. Pulido, J. Echeverry, S. García, A. Londoño, M. E. López, J. Poveda, L. Quiceno y M. H. Arias por proveer las fotografías de la especie usadas para este estudio. Agradecemos a tres revisores anónimos y la editora por sus comentarios y sugerencias los cuales ayudaron a mejorar la versión final de este manuscrito.

## Literatura Citada

- ARANGO-CARO, S., D. ARENAS, S. ZULUAGA & F. SÁENZ-JIMÉNEZ. 2016. *Vultur gryphus*. En: Renjifo, L. M., M. A. Amaya-Villareal, J. Burbano-Girón & J. Velázquez-Tibatá. 2016. Libro Rojo de Aves de Colombia, Volumen II: Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2019. *Vultur gryphus*. En: <http://www.birdlife.org> [Acceso 03 Oct 2019]
- CORPOCALDAS– FUMSOL. 2008. Censo simultáneo de Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) en el Parque Natural Nacional Los Nevados. Manizales, Colombia.
- DUCLOS, M., P. SABAT, S. D. NEWSOME, E. F. PAVEZ, C. GALBÁN-MALAGÓN, F. M. JAKSIC & V. QUIRICI. 2020. Latitudinal patterns in the diet of Andean condor (*Vultur gryphus*) in Chile: Contrasting environments influencing feeding behavior. *Science of the Total Environment* 741:140220.
- ESTRADA-PACHECO, R., N. L. JÁCOME, V. ASTORE, C. E. BORGHI & C. I. PIÑA. 2020. Pesticides: The most threat to the conservation of the Andean condor (*Vultur gryphus*). *Biological Conservation* 242:108418.
- GRANDE, J. M., S. ZULUAGA & S. MARCHINI. 2018. Casualties of human-wildlife conflict. *Science* 360:1309.
- LAMBERTUCCI, S. A. 2007. Biología y conservación del Cóndor Andino (*Vultur gryphus*) en Argentina. *Hornero* 22:149–158.
- LAMBERTUCCI, S. A., M. CARRETE, J. A. DONÁZAR & F. HIRALDO. 2012. Large-scale age-dependent skewed sex ratio in a sexually dimorphic avian scavenger. *PloS One* 7:e46347.
- LAMBERTUCCI, S. A., M. CARRETE, K. L. SPEZIALE, F. HIRALDO & J. A. DONÁZAR. 2013. Population sex ratios: another consideration in the reintroduction–reinforcement debate? *PloS One* 8:e75821.
- MAVDT. 2006. Programa Nacional para la Conservación del Cóndor Andino en Colombia. Plan de Acción 2006 – 2016. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia & CORPOBOYACÁ. Bogotá D.C., Colombia.
- MÉNDEZ, D., S. MARSDEN & H. LLOYD. 2019. Assessing population size and structure for Andean Condor *Vultur gryphus* in Bolivia using a photographic ‘capture-recapture’ method. *Ibis* 161:867–877.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viiii, 57 pp.
- PLAZA, P. I., K. L. SPEZIALE, L. B. ZAMORA-NASCA & S. A. LAMBERTUCCI. 2019. Dogs and cats put wildlife at risk. *The Journal of Wildlife Management* 83:767–768.
- RENJIFO, L. M., M. A. AMAYA-VILLAREAL, J. BURBANO-GIRÓN & J. VELÁZQUEZ-TIBATÁ. 2016. Libro rojo de aves de Colombia, Volumen II: Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro, norte y oriente del país. Editorial Pontificia Universidad Javeriana e Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia.
- RESTREPO-CARDONA, J. S., F. SÁENZ-JIMÉNEZ, M. A. ECHEVERRY-GALVIS, A. BETANCUR, A. F. QUINTERO & P. A. LÓPEZ. 2018. Breeding behavior of a reintroduced pair of Andean Condor (*Vultur gryphus*) in the central Andes of Colombia. *Ornitología Neotropical* 29:129–133.
- RÍOS-UZEDA, B. & R. B. WALLACE. 2007. Estimating the size of the Andean Condor population in the Apolobamba Mountains of Bolivia. *Journal of Field Ornithology* 78:170–175.
- SÁENZ-JIMÉNEZ, F., O. ROJAS-SOTO, J. PÉREZ-TORRES, E. MARTÍNEZ-MEYER & J. SHEPPARD. 2020. Effects of climate change and human influence in the distribution and range overlap between two widely distributed avian scavengers. *Bird Conservation International* 10.1017/S0959270920000271
- SCOTT, J., J. WIENS, B. HORNE & D. GOBLE. 2020. *Shepherding Nature: The Challenge of Conservation Reliance*. Cambridge, NY, U.S.A. 396 pp.
- SNYDER, N. F., E. V. JOHNSON & D. A. CLENDENEN. 1987. Primary molt of California condors. *The Condor* 89:468–485.
- TOVAR, R. 1985. *Salvemos el Cóndor*. Sección de Publicaciones SENA, Bogotá.
- ZULUAGA, S. 2010. Posible evidencia de reproducción de Cóndores (*Vultur gryphus*) reintroducidos en Colombia. *SPIZAETUS* 10:8–11.
- ZULUAGA, S., A. SALOM, F. H. VARGAS, J. O. COULSON, S. KOHN & J. M. GRANDE. 2020a. Acknowledging Andean Condor predation on livestock, a first step in addressing the human-condor conflict: A commentary to Estrada Pacheco *et al.* (2020). *Biological Conservation*

247:108618.  
ZULUAGA, S., J. M. GRANDE & S. MARCHINI. 2020b. A better understanding of human behavior, not only of 'perceptions', will support evidence-based decision making and help to save scavenging birds: a comment to Ballejo *et al.* (2020). *Biological Conservation* 250:108747.

*Recibido:* 22 de abril de 2020 *Aceptado:* 19 de noviembre de 2020

**Citación:** ZULUAGA, S. & O. OSPINA-HERRERA. 2020. Reducción poblacional del cóndor andino (*Vultur gryphus*) en los Andes Centrales de Colombia: un llamado urgente para evitar su extinción local. *Ornitología Colombiana* 18:58-69.

# Comportamiento de forrajeo y consumo de un roedor por parte del gavilán maromero (*Elanus leucurus*) en el enclave seco del municipio de Villa de Leyva (Boyacá, Colombia)

Foraging behavior and consumption of a rodent by the White-tailed Kite (*Elanus leucurus*) in the dry forest of the municipality of Villa de Leyva (Boyacá, Colombia)

Javier Ernesto Cortés-Suárez<sup>1</sup>, Daniela Gómez<sup>2</sup> & Diego Amaya-Villabona<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Investigador independiente. Km 7 vía Moniquirá, Finca El Rocío, Municipio de Santa Sofía, Boyacá, Colombia

<sup>2</sup>Sociedad Caldense de Ornitología (SCO)

<sup>3</sup>Laboratorio de Ecología y Modelación del Paisaje, Universidad Nacional de Colombia, Sede Bogotá

✉ javi1885@gmail.com, gomezdaniela006@gmail.com, damayav@unal.edu.co

## Resumen

Reportamos el comportamiento de forrajeo y consumo de un roedor por parte de dos individuos adultos de *Elanus leucurus* en el enclave seco del municipio de Villa de Leyva, Boyacá, Colombia. Realizamos el registro el 20 de enero de 2019 en la mañana con la ayuda de binoculares y cámara fotográfica. Este reporte es el primer acercamiento al conocimiento del comportamiento de forrajeo de *E. leucurus* en Colombia. Así como también un complemento al conocimiento sobre la dieta de esta rapaz a nivel nacional.

**Palabras clave:** comportamiento reproductivo, dieta, rapaz diurna

## Abstract

We report a foraging behavior and consumption of a rodent by two adult individuals of *Elanus leucurus* in the dry forest of the municipality of Villa de Leyva, Boyacá, Colombia. Recording was on January 20, 2019 in the morning with the help of binoculars and camera. This report is the first approach to *E. leucurus* foraging behavior knowledge in Colombia. As well as a complement to the knowledge about the diet of this raptor nationwide.

**Key words:** diet, diurnal raptor, reproductive behavior

El gavilán maromero (*Elanus leucurus*) se distribuye desde el noroccidente de Estados Unidos, norte de México, América Central, norte y oriente de Sudamérica hasta el sur de Argentina y Chile (Schulenberg 2019). En Colombia habita desde la Costa Caribe, Golfo de Urabá, valles geográficos de los ríos Cauca y Magdalena, Cundinamarca, Norte de Santander y por toda la base de los Andes desde Arauca hasta Putumayo bajo los 3500 m (Márquez *et al.* 2005, Ayerbe-Quiñones 2018). Esta especie habita áreas abiertas o ligeramente boscosas, sabanas con parches de bosque y zonas con intervención agrícola y urbana (Restall *et al.* 2007). Como parte de su comportamiento de forrajeo la especie

suele examinar el paisaje en búsqueda de presas a una altura de 30-35 m del suelo, para lo cual, coloca sus alas en una posición de "V" con aleteos regulares permaneciendo estático en un mismo sitio en el aire (Márquez *et al.* 2005). En otras ocasiones se puede observar en una combinación de vuelo «rutero» o de «patrullaje» combinado con «paradas» en el aire por algunos segundos, donde posteriormente desciende de forma relativamente lenta sobre su presa (Márquez *et al.* 2005).

Esta especie se ha considerado como un cazador activo, que suele ser visible cuando busca a sus presas, principalmente roedores (Dunk 2020,

Scheibler 2004), aunque también se han documentado otras presas como algunos insectos, lagartijas, anfibios, marsupiales, murciélagos y aves en menor proporción (Stendell & Myers 1973, Montiel *et al.* 1991, ABO 2000, Leveau *et al.* 2002, Leveau & Leveau 2004, Márquez *et al.* 2005, Bó *et al.* 2007, Sarasola *et al.* 2007, Scheibler 2007, Tinajero *et al.* 2017, Ramirez-Fernandez *et al.* 2019). Los estudios sobre comportamiento de forrajeo en *E. leucurus* han estado dirigidos al conocimiento sobre la variación estacional en el hábitat de caza, éxito de caza y a la eficiencia del ataque, así como también a la diferencia entre sexos en las actividades de caza durante la anidación en Norte América (Warner & Rudd 1975). Otros estudios más recientes han estado asociados al comportamiento de forrajeo y su diferencia en temporadas reproductivas y no reproductivas en La Pampa de Argentina (Baladrón *et al.* 2018, 2019).

En Colombia no se ha descrito su comportamiento de forrajeo al igual que su dieta de manera detallada, a diferencia de otros países en Sudamérica como Chile y Argentina donde se han realizado estudios de dieta a partir de análisis de egagrópilas (Leveau *et al.* 2002, Sarasola *et al.* 2007, Montalvo *et al.* 2014, Baladrón *et al.* 2018). Por ello, el objetivo de la presente nota fue reportar un comportamiento de forrajeo y consumo de un roedor por parte de *E. leucurus* en el enclave seco del municipio de Villa de Leyva, Boyacá, Colombia.

El 20 de enero de 2019 entre las 07:50-08:10 horas registramos a través de observación ocasional con binoculares y fotografía el consumo de un mamífero pequeño del Orden Rodentia, por parte de dos individuos adultos de *E. leucurus*. Los individuos se percharon sobre la rama de un árbol de Primulaceae a 6 metros de altura del suelo aproximadamente, en un área en

regeneración natural de la vereda El Roble, en el enclave seco del municipio de Villa de Leyva, Boyacá (5°39'11.5"N 73°31'04.8"W, 2180 m). El área donde se realizó la observación se encuentra localizada en la zona de vida de bosque seco Montano Bajo (bsMB; Holdridge 1987), la cual se caracteriza por presentar vegetación secundaria de porte bajo (arbustos y herbáceas) con algunos árboles dispersos y cuerpos de agua o humedales artificiales (Shütze 1999, Jaramillo *et al.* 2015).

Durante la secuencia de observación registramos a un individuo de *E. leucurus* perchado sobre la rama de un sauce (*Salix humboldtiana*) con la presa muerta (roedor) entre sus garras (Fig. 1A). Consecutivamente, el ave voló con la presa entre sus garras hasta otro árbol (Primulaceae), donde al cabo de un par de minutos llegó otro individuo, que se perchó cerca de manera expectante (Fig. 1B). Posteriormente, el individuo expectante se acercó para alimentarse, compartiendo ambos individuos momentáneamente la presa con las alas extendidas (Fig. 1C). Por último, uno de los dos individuos se retiró (Fig. 1D) y el otro término de consumir la presa desgarrándola con su pico por la cabeza (Fig. 1E) y luego continuando con el resto del cuerpo para finalmente ingerir completamente lo que quedaba de la presa (Fig. 1F-H).

Aunque los individuos reportados en la presente nota no fueron sexados, debido a que este procedimiento no es fácil de realizar por observación directa en campo (Warner & Rudd 1975), el comportamiento de forrajeo registrado coincide con el posible periodo de emparejamiento de la especie. El establecimiento de parejas comienza en el mes de enero (Warner & Rudd 1975) y finaliza hasta la temporada reproductiva, reportada para el norte de Suramérica entre los meses de febrero a mayo



**Figura 1.** Comportamiento de forrajeo y consumo de un roedor por *E. leucurus* en el enclave seco de Villa de Leyva, Boyacá, Colombia (A) Individuo adulto perchado con presa entre sus garras (B) Individuo del lado izquierdo perchado sujetando al roedor con sus garras e individuo del extremo derecho perchado de manera expectante (C) Individuos compartiendo la presa momentáneamente con las alas extendidas (D, E y F) Individuo desgarrando y consumiendo la presa (G y H) Ingestión final de la presa.

(Márquez *et al.* 2005). Igualmente, con el plumaje adulto de ambos individuos (Fig. 1), descartamos que se tratara de un comportamiento de alimentación a alguna cría.

La actividad reproductiva de la especie se ha visto asociada a algunas especies arbóreas tales como el urapán (*Fraxinus uhdei*), sauce (*Salix humboldtiana*) o eucalipto (*Eucalyptus* spp) (Dixon *et al.* 1957, Loranca-Bravo & Rodríguez-Estrella 2017). Según Baladrón *et al.* (2019), el conocimiento sobre los patrones de alimentación de *E. leucurus* tanto al norte como al extremo sur de América asociados a actividad reproductiva han permitido identificar que el macho caza y transporta la presa a la hembra, quien se encuentra perchada fuera del nido. Generalmente el macho es quien se dirige al sitio de percha de la hembra y en pocos casos sucede lo contrario, mientras la hembra consume la presa, el macho vigila y en algunas ocasiones hacen algún despliegue de cortejo extendiendo las alas y moviendo la cola.

Lo anterior coincide parcialmente con lo registrado para los individuos de *E. leucurus* avistados en Villa de Leyva, teniendo en cuenta el despliegue de las alas durante el evento de consumo de la presa (Fig. 1C), sin embargo, la falta de información detallada nos impidió discriminar entre macho y hembra, al igual que identificar el árbol como una zona de anidación. El comportamiento de forrajeo que describimos concuerda parcialmente con lo reportado para otras rapaces en Norteamérica y Suramérica, tratándose posiblemente de un comportamiento social de forrajeo (Bednarz 1988a, 1988b, Alvarado-Orellana & Figueroa-Rojas 2005) que puede estar relacionado con un despliegue de cortejo previo o a inicios de la época reproductiva.

La presa fue identificada como un mamífero

pequeño del orden Rodentia según Patton *et al.* (2015). Esto coincide con lo reportado sobre dieta de esta rapaz en el Neotrópico, donde se ha encontrado que su principal fuente de alimento son los roedores, ya que conforman entre el 83 y 96% de su dieta (Montiel *et al.* 1991, Leveau *et al.* 2002, Leveau & Leveau 2004, Bó *et al.* 2007), especialmente roedores sigmodontinos (Voss 1999, Leveau *et al.* 2002, Leveau & Leveau 2004, Bó *et al.* 2007, Sarasola *et al.* 2007, Scheibler 2007, González-Acuña *et al.* 2009), aunque este nivel de detalle en la identificación de la presa no fue posible. El consumo del roedor en la presente nota, al igual que el reporte de otras presas por parte de *E. leucurus* (Stendell & Myers 1973, ABO 2000, Leveau *et al.* 2002, Leveau & Leveau 2004, Márquez *et al.* 2005, Bó *et al.* 2007, Sarasola *et al.* 2007, Scheibler 2007, Tinajero *et al.* 2017, Ramirez-Fernandez *et al.* 2019), contrasta con otros eventos de dieta reportados para la especie en Colombia, como el consumo de hojas o folivoría (Botero-Delgadillo & García 2011), lo cual puede contribuir a la desintoxicación y regulación digestiva del organismo debido a sus propiedades nutracéuticas (Collar 1997, Guix & Ruiz 1998). Según Márquez *et al.* (2005) una característica física de *E. leucurus* es la gran abertura de la boca, la cual le permite ingerir casi entero a un ratón pequeño. Esto contrasta con el patrón de consumo descrito en esta nota, ya que la presa fue consumida por partes, iniciando por la cabeza y continuando con el resto del cuerpo para finalmente ser ingerido completamente, lo que puede sugerir que el animal consumido era posiblemente un roedor de un tamaño grande (Fig 1D-H).

El presente reporte sobre *E. leucurus* contribuye al poco conocimiento que se tiene sobre forrajeo social en aves rapaces diurnas (Ellis *et al.* 1993). Pero también sugiere profundizar sobre este y otros temas relacionados como comportamiento reproductivo, selección de hábitat, demografía y

dispersión de esta especie (Dunk 2020), asumiendo ciertos retos desde el punto de vista metodológico, como la dificultad de obtener datos cuantitativos sobre comportamiento de rapaces en estado silvestre (Ellis *et al.* 1993). Igualmente, la presente nota sugiere profundizar en estudios de dieta que contribuyan al conocimiento sobre las rapaces diurnas como controladores biológicos fundamentales en ecosistemas rurales y urbanos (Acuña 2014, Whelan *et al.* 2015), particularmente aquellos ecosistemas secos de la región andina donde se localiza Villa de Leyva, considerados como uno de los más amenazados del país (Etter *et al.* 2015).

## Literatura Citada

- ACUÑA, J. R. 2014. Papel ecológico de las aves rapaces: del mito a su conocimiento y conservación en Chile. Universidad de Los Lagos, Osorno, Chile.
- ALVARADO-ORELLANA, S. & R. A. FIGUEROA-ROJAS. 2005. Possible social foraging behavior in the Red-backed hawk (*Buteo polyosoma*). *Ornitología Neotropical* 16:271-275.
- ASOCIACIÓN BOGOTANA DE ORNITOLOGÍA (ABO). 2000. Aves de la Sabana de Bogotá Guía de campo. ABO - CAR, Bogotá, Colombia.
- AYERBE-QUIÑONES, F. 2018. Guía ilustrada de la Avifauna colombiana. Wildlife Conservation Society, Bogotá, Colombia.
- BALADRÓN, A. V., PRETELLI, M. G., CAVALLI, M., & M. S. BÓ. 2018. Activity Budgets, Foraging Behavior, and Diet of White-Tailed Kites (*Elanus leucurus*) During Breeding and Nonbreeding Seasons In the Argentine Pampas. *Journal of Raptor Research* 52(4):420-430.
- BALADRÓN, A. V., CAVALLI, M., PRETELLI, M.G., & M. S. BÓ. 2019. Reproductive behavior of White-tailed Kites (*Elanus leucurus*) in the Pampas of Argentina. *Revista Brasileira de Ornitología* 27(3):153-157.
- BEDNARZ, J. C. 1988a. Cooperative hunting in Harris Hawks (*Parabuteo unicinctus*). *Science* 239:1525-1527.
- BEDNARZ, J. C. 1988b. A comparative study of the breeding ecology of Harris and Swainson's Hawks in Southeastern New Mexico. *The Condor* 90:311-323.
- BÓ, M.S., BALADRÓN, A. V. & L.M. BIONDI. 2007. Ecología trófica de Falconiformes y Strigiformes: tiempo de síntesis. *El Hornero* 22:97-115.
- BOTERO-DELGADILLO, E. & J. M. GARCÍA. 2011. Consumo de hojas en folívoros facultativos y aves no folívoras: ampliando el conocimiento sobre la dieta de *Saltator maximus* (Thraupidae) y *Elanus leucurus* (Accipitridae). *Boletín SAO* 20:46-51.
- COLLAR, N. J. 1997. Family Psittacidae (Parrots). Págs. 280-479 en: J. del Hoyo, A. Elliott, & J. Sargatal (eds.). *Handbook of the birds of the world, Volume 4: Sandgrouse to cuckoos*. Lynx Edicions, Barcelona.
- DIXON, J. B., DIXON, R. E. & J. E. DIXON. 1957. Natural history of the White-tailed Kite in San Diego County, California. *The Condor* 59:156-165.
- DUNK, J. R. 2020. White-tailed Kite (*Elanus leucurus*), version 1.0. En A. F. Poole & F. B. Gill (eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- ELLIS, D. E., BEDNARZ, J.C., SMITH, D. G. & S. P. FLEMMING. 1993. Social foraging classes in raptorial birds. *BioScience* 43:14-20.
- ETTER, A., ANDRADE, A., AMAYA, P., & P. ARÉVALO. 2015. Aplicación de la Lista Roja de Ecosistemas (LRE) en Colombia (v1.0) Informe Final. Pontificia Universidad Javeriana y Conservación Internacional-Colombia, Bogotá, Colombia.
- GONZÁLEZ-ACUÑA, D., BRIONES, E., ARDILES, K., VALENZUELA-DELLAROSSA, G., CORALES, S.S., & R.A.R. FIGUEROA. 2009. Seasonal Variation in the Diet of the White-Tailed Kite (*Elanus leucurus*) in A Suburban Area of Southern Chile. *Journal of Raptor Research* 43:134-141.
- GUIX, J. C. & X. RUIZ. 1998. Intensive folivory by *Thraupis sayaca* (Emberizidae: Thraupinae) in southeastern Brazil. *Ararajuba* 6:138-140.
- HOLDRIDGE, L. 1987. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, San José, Costa Rica.
- JARAMILLO, U., CORTÉS-DUQUE, J. & C. FLÓREZ (EDS.). 2015. Colombia Anfibia. Un país de humedales. Volumen 1. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.
- LEVEAU, L.M., LEVEAU, C. M. & U.F. PARDIÑAS. 2002. Dieta del milano blanco (*Elanus leucurus*) en Argentina. *Ornitología Neotropical* 13:307-311.
- LEVEAU, L. M. & C.M. LEVEAU. 2004. Trophic relationships between White-tailed kites (*Elanus leucurus*) and Barn owls (*Tyto alba*) in southern Buenos Aires Province, Argentina. *Journal of Raptor Research* 38:178-180.
- LORANCA-BRAVO, S. J. & R. RODRÍGUEZ-ESTRELLA. 2017. Ampliación en la distribución geográfica y reproductiva del milano cola blanca *Elanus leucurus* en el centro-oriente de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 33(3):518-526.
- MÁRQUEZ, C., BECHARD, M., GAST, F. & V.H. VANEGAS. 2005. Aves rapaces diurnas de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt". Bogotá, D.C., Colombia.
- MONTALVO, C. I., FERNÁNDEZ, F. J., LIÉBANA, M. S., SANTILLÁN, M., & J. H. SARASOLA. 2014. Taphonomic analysis of rodent bone accumulations produced by the White-tailed Kite (*Elanus leucurus*, Accipitriformes) in Central Argentina. *Journal of Archaeological Science*, 52:354-362.
- MONTIEL, D.F.G., CONTRERAS-BALDERAS, A. J. & J.A. GARCÍA-SALAS. 1991. Biología reproductiva del gavilán blanco (*Elanus caeruleus*) en Cadereyta Jiménez, Nuevo León, México. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. Publicaciones Biológicas 5:53-59.
- PATTON, J. L., PARDIÑAS, U. F. J. & G. D'ELIA. 2015. *Mammals of South America, Volume 2 - Rodents*. University of Chicago Press, Chicago.
- RAMÍREZ-FERNÁNDEZ, J. D., BIAMONTE, E., GUTIERREZ-VANNUCCHI, A. C., SARRIA-MILLER, G. A., SCOTT, A. & L. SANDOVAL. 2019. Previously undescribed food resources of eleven Neotropical bird species. *Boletín SAO* 28:1-8.
- RESTALL, R., RODNER, C. & M. LENTINO. 2007. *Birds of*

- northern South America identification guide. Yale University Press, New Heaven., USA.
- SARASOLA, J. H., SANTILLÁN, M. A. & M.A. GALMES. 2007. Comparison of food habits and prey selection of the white-tailed kite, *Elanus leucurus*, between natural and disturbed areas in central Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 42:85-91.
- SCHEIBLER, D. R. 2007. Food partitioning between breeding white-tailed kites (*Elanus leucurus*; Aves; Accipitridae) and Barn owls (*Tyto alba*; Aves; Tytonidae) in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 67:65-7.
- SCHULENBERG, T. S. 2019. White-tailed Kite (*Elanus leucurus*) en Neotropical Birds Online Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- SHUTZE, K. 1999. La cobertura vegetal del municipio de Villa de Leyva. Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander Von Humboldt. Villa de Leyva, Boyacá, Colombia.
- STENDELL, R. C. & P. MYERS. 1973. White-tailed kite predation on a fluctuating vole population. *The Condor* 75:359-360.
- TINAJERO, R., BARRAGÁN, F. & L. CHAPA-VARGAS. 2017. Raptor functional diversity in scrubland-agricultural landscapes of northern-central-Mexican dryland environments. *Tropical Conservation Science* 10: 1940082917712426.
- WARNER, J. S. & R. L. RUDD. 1974. Hunting by the White-tailed Kite (*Elanus leucurus*). *The Condor*, 77: 226-230.
- WHELAN, C. J., ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., & D. G. WENNY. 2015. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156(1):227-238.

*Recibido:* 22 de octubre de 2019 *Aceptado:* 05 de octubre de 2020

**Citación:** CORTÉS-SUÁREZ, J.E., D. GÓMEZ & D. AMAYA-VILLABONA. 2020. Comportamiento de forrajeo y consumo de un roedor por parte del gavilán maromero (*Elanus leucurus*) en el enclave seco del municipio de Villa de Leyva (Boyacá, Colombia). *Ornitología Colombiana* 18:70-75.

# Notas de reproducción de seis especies de colibríes de los Andes en Ecuador

## Notes on the reproduction of six species of hummingbirds in the Ecuadorian Andes

Harold F. Greeney<sup>1</sup> & Mery E. Juiña-J<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Yanayacu Biological Station & Center for Creative Studies, Foch 721 y Amazonas, Quito, Ecuador

✉ antpittanest@gmail.com

### Resumen

Presentamos datos de anidación para seis especies de colibríes de los Andes ecuatorianos cuya biología reproductiva es poco conocida. Realizamos las primeras descripciones de los nidos para estrellita chica (*Chaetocercus bombus*) y sólangel coliflama (*Heliangelus micrastur*). Presentamos observaciones sobre los volantones del zamarrito pechinegro (*Eriocnemis nigrivestis*), especie críticamente amenazada, y describimos el nido, la puesta y datos de comportamiento durante la incubación del zamarrito verdoso (*Haplophaedia aureliae*). Además, describimos una asociación de anidación curiosa entre alazafiro grande (*Pterophanes cyanopterus*) y metalura tiria (*Metallura tyrianthina*), en la cual estas dos hembras aparentemente construyeron sus nidos adheridos, ocupando sus porciones respectivas simultáneamente.

**Palabras clave:** nido, huevos, juveniles, asociación inter-específica de nidos

### Abstract

We present nesting data for six species of Ecuadorian Andean hummingbirds whose reproductive biology is poorly known. We provide the first descriptions of nests of the Little Woodstar (*Chaetocercus bombus*) and Little Sunangel (*Heliangelus micrastur*) and observations on fledglings of the endangered Black-breasted Puffleg (*Eriocnemis nigrivestis*). We describe a nest and clutch of Greenish Puffleg (*Haplophaedia aureliae*) and provide observations on incubation behavior. We also describe a curious nesting association between females of the Great Sapphirewing (*Pterophanes cyanopterus*) and Tyrian Metaltail (*Metallura tyrianthina*) in which the two females apparently built their nests attached to one another, occupying them simultaneously.

**Key words:** nest, eggs, juveniles, interspecific nest association

Los conocimientos en biología reproductiva son una base para comprender la historia natural de las especies. Con casi 350 especies, la familia Trochilidae (los colibríes), es una de las familias de aves más diversas del nuevo mundo, sin embargo, más de la mitad de las especies carece de información sobre hábitos de anidación (García & Botero 2013). Estas aves se caracterizan por ser solitarias, en algunos casos agresivas y territoriales; en la mayoría de estas especies solo las hembras atienden los nidos (Schuchmann 1999), construyendo sus nidos con diferentes tipos de materiales: fibras de vegetales, algodón,

líquenes y musgos, adheridos con tela de araña o lana de cactus. Sus formas y tamaños varían inter específicamente, con varios tipos de nidos desde tazas pandas a profundas, a veces techadas, hasta nidos colgantes de varios tipos (Schuchmann 1979, 1999; Grantsau 1988). En Ecuador se han registrado alrededor de 130 especies de colibríes (Freile & Restall 2018), sin embargo, de pocas especies se conoce en detalle su biología reproductiva. Esta nota breve pretende aportar a vacíos de información existentes para especies de colibríes distribuidas en Ecuador. Seguimos la taxonomía y nombres

propuestos por Clements *et al.* (2019).

## Resultados y discusión

***Chaetocercus bombus* [Little Woodstar].-** Es una especie considerada como rara, vulnerable a nivel nacional y global (Granizo *et al.* 2002, BirdLife International 2020). La especie es monotípica y se encuentra distribuida en el suroccidente de Colombia, al occidente y algunos sitios orientales de Ecuador y el noroccidente de Perú, principalmente por debajo de los 1200 m (Ridgely & Greenfield 2001, Granizo *et al.* 2002). Hasta ahora no hay una descripción formal de su nido y huevos (Züchner *et al.* 2020) y los únicos datos reproductivos incluyen solo reportajes de adultos en condición reproductiva o despliegues de cortejo (Collar *et al.* 1992, Cisneros-Heredia 2006). Encontramos un nido el 4 de marzo de 2005 en la Reserva Yunguilla, Provincia Azuay (03°13' S, 79°16' W, 1850 m). El nido era una pequeña taza, internamente constituida por fibras algodonosas blancuzcas de varias semillas de la familia Asteraceae y externamente cubierto por una capa de líquenes color plumizo que mimetizaba con el arbusto que lo sujetaba (Fig. 1). El nido estaba ubicado en una bifurcación de un arbusto de la familia Asteraceae a 80 cm del suelo, al borde de una quebrada, cuyo hábitat está caracterizado por dos tipos o parches de vegetación dominante: vegetación arbustiva de bambú (*Chusquea* sp.) y vegetación herbácea introducida (*Melinis minutiflora*).

El día de su encuentro, el nido aún estaba siendo construido por la hembra y el 7 de marzo ya contenía un huevo. El 9 de marzo, la hembra estaba incubando dos huevos, ambos con dimensiones de 11,6 x 7,8 mm. Las dimensiones internas del nido eran: 23,3 x 19,9 mm de ancho de copa por 15,7 mm de profundidad y externamente medía 36,4 mm por 35 mm de altura en la parte más expuesta. Lastimosamente,



**Figura 1.** Nido de estrellita chica (*Chaetocercus bombus*) en la Reserva Yunga, provincia de Azuay, Ecuador.

no logramos monitorear el éxito del nido y el 28 de abril observamos que el nido estaba inactivo y en mal estado.

La estructura y el tamaño del nido de *C. bombus* que observamos era bastante similar a los nidos de otras especies del género *Chaetocercus* (Züchner 1999, Juiña *et al.* 2010). Sin embargo, esperamos nuevos reportes de nidos de este género para colaborar y comparar con nuestros datos. En especial será interesante comparar los detalles de la arquitectura, ubicación de los nidos, competencia interespecífica por recursos alimenticios y hábitat para reproducción entre *C. bombus* y *C. berlepschi* [Esmeraldas Woodstar] en un mismo lugar donde ocurren estas especies (Juiña *et al.* 2010).

***Haplophaedia aureliae* [Greenish Puffleg].-** Esta especie habita bosques subtropicales desde Panamá hasta Ecuador (Clements *et al.* 2019), y posiblemente norte de Perú (Weller 2005). La subespecie *russata* se encuentra solo en las laderas andinas del Ecuador oriental (Clements *et al.* 2019). En Ecuador se encuentra principalmente entre 1500 y 2100 m (Ridgely & Greenfield 2001). Miller (1963), y luego Schuchmann (1979) describieron el nido de *H. a. caucensis* en



**Figura 2.** Nido de zamarrito verdoso *Haplophedia aureliae* en Yanayacu Biological Station and Center for Creative Studies, provincia de Napo, Ecuador.

Colombia como una taza construida de musgos tejido con tela de araña, con fibras finas al interior y adherido al envés de una hoja, entre 0.5 y 2 m sobre el suelo. Ambos autores anotaron que el tamaño de puesta era de dos huevos blancos.

El 14 de noviembre de 2002 en Yanayacu Biological Station & Center for Creative Studies, Provincia Napo (0° 35'S, 77° 53'W, 2050 m), encontramos una hembra de la subespecie *russata* incubando dos huevos frescos completamente blancos que midieron 13,8 x 9,1 y 14,1 x 9,1 mm. En ese momento pesaron 0.57 g y 0.58 g, respectivamente. El nido estaba ubicado

a 20 m de una quebrada pequeña en bosque primario a 1,5 m sobre el suelo debajo de la hoja de un helecho arborescente (*Cyathea* sp.) adherido por un solo lado. El diámetro interno de la taza medía 3,5 x 2,5 cm de ancho y tenía 3 cm de profundidad. De ancho externo media 6,5 x 6,0 cm, con una altura de 8 cm más una cola de musgo de 15 cm (Fig. 2). Estaba construido principalmente de musgo tejido y fijado a la hoja con tela de araña. Dentro de la copa se observaba escamas de helecho arborescente de textura suave y de color rojizo claro. La especie de musgo que principalmente formaba la capa externa del nido tenía una forma alargada, que ayudaba a romper la silueta del nido y mejorar su apariencia como detrito orgánico acumulado naturalmente.

Con el fin de describir el comportamiento reproductivo, el 15 de noviembre filmamos el nido utilizando una cámara de video [Sony 8 mm] montada en un trípode a unos 5 m del nido desde las 05:30 a 18:15 h. La hembra salió del nido la primera vez a las 05:40 h y regresó la última vez a las 18:00 h; por la poca visibilidad en las primeras horas de la mañana y las últimas de la tarde presentamos los datos extraídos desde las 06:00 y 18:00 h. Durante el día la hembra pasó 61% de su tiempo en el nido, generalmente saliendo del nido 3-10 veces por hora (promedio  $\pm$  SD =  $5.3 \pm 2.0$  veces). Los periodos de visitas duraban  $6.8 \pm 4.1$  min y las ausencias duraban  $4.5 \pm 3.3$  min. Durante 18 de 65 retornos al nido, la hembra regresó con tela de araña o pequeños pedazos de musgo que utilizaba para aumentar el nido. Cuando regresamos el día 17 de noviembre el nido había sido destruido.

En comparación con el comportamiento durante la incubación de otras especies de colibríes, el porcentaje del día que los huevos están atendidos en *H. aureliae* es parecido a otras especies tropicales (Skutch 1958, 1964; Wolf &



**Figura 3.** Nido de solángel coliflama (*Heliangelus micraster*), en Reserva Tapichalaca, provincia de Zamora-Chinchipe, Ecuador.

Wolf 1971; Vleck 1981, Thomas 1994; Oniki & Antunes 1998) Fierro-Calderón & Martín 2007), particularmente las otras especies que habitan bosques montañosos, que muestran climas templados (Dyrce & Greeney 2008, Mikusek *et al.* 2012, Baldwin & Londoño 2016). Esta diferencia puede ser por la altura y la temperatura del bosque nublado donde anidan estas especies. Todavía hay pocos datos sobre incubación para las especies de colibríes que anidan en este hábitat, y sobre colibríes neotropicales en general.

***Heliangelus micraster* [Little Sunangel].-** es una especie poco común en los Andes orientales de Ecuador y Perú distribuida entre los 2400 y 3100 m (Ridgely & Greenfield 2001, Schulenberg *et al.* 2010). Su reproducción es poco conocida y el único dato publicado para la especie es sobre un volantón de la subespecie *micraster* observado en noviembre del 2009 en el mismo sitio de nuestro estudio (Greeney *et al.* 2010). Para la única otra subespecie (*cutervensis*), conocida solo de Cajamarca (norte de Perú), aun no hay datos publicados (Heynen & Boseman 2015).

El 10 de junio de 2006 en la Reserva Tapichalaca,

Provincia Zamora-Chinchipe (04°30'S, 79°10'W, 2500m) encontramos un nido de la subespecie *micraster* al borde de un camino peatonal que conduce al Cerro Tapichalaca. El nido estaba adherido de un solo lado a unas ramas de helechos a 1,6 m de alto (Fig. 3). En el momento del encuentro la hembra se encontraba en el nido empollando a dos pichones que tenían pocos plumones de color marrón oscuro y aun mantenían sus ojos cerrados. La estructura de nido es totalmente de musgo enrollado de tela de araña e internamente construido con escamas de helechos arbóreos de color rojizo. El diámetro interno de la taza era de 4 x 4 cm por 3 cm de profundidad. Su altura externa es de 6 cm y su contorno es de 20 cm.

El nido de *Heliangelus m. micraster* es bastante similar a los de otras especies de su género (Wiedenfled 1985, Hilty 2003, Greeney *et al.* 2010, Londoño 2014), pero son necesarios más datos de nidos para hacer comparaciones más reveladoras. En el caso del nido descrito en este estudio, es bastante similar al nido de *Haplophaedia aureliae*. Ambos nidos colgaban de vegetación pendiente y ambos utilizaban musgos verdes con interiores de escamas de helechos arborescentes.

***Eriocnemis nigrivestis* [Black-Breasted Puffleg].-** Es una especie endémica del Ecuador, considerada en peligro crítico de extinción, con una población aproximada de 250 individuos (Granizo *et al.* 2002, Birdlife International 2020), se distribuye entre 2850 y 3500 m (Ridgely & Greenfield 2001). Su principal amenaza ha sido la alteración natural del hábitat por expansión de la frontera agrícola y ganadera (Santander 2001, Jahn 2007, Jahn & Santander 2008, BirdLife International 2020). En cuanto a su biología reproductiva se conoce muy poco. En junio del 2002 una hembra capturada en Cerro Pugi presentaba residuos de cascarones de huevos en su parche de



**Figura 4.** Volantón hembra de zamarrito pechinegro (*Eriocnemis nigrivestis*), en Reserva Verdecocha, provincia de Pichincha, Ecuador.



**Figura 5.** Volantón macho de zamarrito pechinegro (*Eriocnemis nigrivestis*), en Reserva Verdecocha, provincia de Pichincha, Ecuador.

incubación y un posible juvenil fue observado el 25 de septiembre de 2007 en Cayapacucha (Jahn 2007, Juiña & Hickman 2019).

El 8 de abril de 2008 entre las 10:00 y 11:00 h, observamos dos volantones de zamarrito pechinegro (Fig. 4 y 5) siendo alimentados por la hembra en la Reserva Verdecocha, Cerro Bravo (00° 05' S 78° 36' W, 3320 m) ubicada al noroccidente del volcán Pichincha, provincia de Pichincha. Por las características comportamentales observadas en los volantones, no volaban fuertemente y fue posible atraparlos con facilidad es probable que por lo menos uno de ellos, hubiera salido del nido hace poco tiempo. Los volantones presentaban características muy marcadas en sus plumajes tal como fueron descritos anteriormente para esta especie (Juiña & Hickman 2019), permitiéndonos diferenciar claramente el sexo (un macho y una hembra). El macho demostraba mayor habilidad de vuelo mientras que la hembra fue fácil de capturar en la percha donde estaba siendo alimentada por la hembra adulta.

***Pterophanes cyanopterus* [Great Sapphirewing].**— Es una especie poco común que se encuentra distribuida a lo largo de la cordillera andina desde

el extremo suroeste de Venezuela hasta Perú y Bolivia, en un rango altitudinal entre los 2600 a 3700 m (Heynen 1999, Ridgely & Greenfield 2001, Hilty 2003). De su biología reproductiva se ha publicado poco. En Puracé, al sur de Colombia, Carriker recolectó un macho (subespecie *caeruleus*) en condición reproductiva durante el mes de febrero (Hilty & Brown 1986) y Greeney *et al.* (2011) reportaron un nido activo en Pichincha al noroeste del Ecuador, pero sin detalles. Además, Heynen (1999) y Fjeldså & Krabbe (1990) incluyen descripciones breves del nido. La información que aportamos en esta nota se refiere a la subespecie *peruvianus*, y serán las primeras observaciones reproductivas detalladas (ver abajo).

***Metallura tyrianthina* [Tyrian Metaltail].**— Es una especie muy común desde el norte de Venezuela hasta el occidente de Bolivia, distribuida en las dos vertientes de la cordillera andina, entre 1500 a 3600 m (también en la Sierra Nevada de Santa Marta y la Serranía de Perijá a 600 m), mayormente observado por encima de los 2400 m (Hilty & Brown 1986, Hilty 2003, Schulenberg *et al.* 2010, Freile & Restall 2018). La taxonomía de *M. tyrianthina* ha sido cambiante, pero actualmente se reconocen siete subespecies



**Figura 6.** Volantón Nido compartido entre alazafiro grande (*Pterophanes cyanopterus*) y metalura tiria (*Metallura tyrianthina*) en Reserva Yanacocha, provincia de Pichincha, Ecuador. La hembra de metalura tiria esta visible en la porción superior de la foto.



**Figura 7.** Nido compartido entre alazafiro grande (*Pterophanes cyanopterus*) y metalura tiria (*Metallura tyrianthina*) en Reserva Yanacocha, provincia de Pichincha, Ecuador (A) porción ocupada por alazafiro grande (B) porción ocupada por metalura tiria.

distribuidas a lo largo de su rango (Heindl *et al.* 2019). De esta especie, se conoce que sus nidos son construidos básicamente con musgo en diferentes tipos de nichos ecológicos como en sitios rocosos, en barrancos de caminos de herraduras abandonados, en la base de pendientes poco o muy pronunciadas, y debajo de los techos de casas y otras estructuras que ofrecen sitios protegidos del viento y precipitación. Sus nidos son masas de musgos y detrito vegetal, tejidos con telarañas, con pequeñas cámaras de incubación parcialmente techadas y tazas algo voluminosas sin techo (Heindl *et al.* 2019). Aunque se ha publicado información sobre varios nidos encontrado por ornitólogos, en realidad los hábitos reproductivos

de esta especie son pocos estudiados. Además, la mayoría de la información publicada pertenece a nidos construidos en cautiverio (Kleefisch 1981, 1982, Schuchmann 1989) o, por otro lado, pertenece a una de las dos subespecies con rangos relativamente amplios: *M. t. tyrianthina* (Moore 1934, 1947; Snow 1980; Greeney *et al.* 2011) y *M. t. smaragdnicollis* (Whitely 1873, Londoño 2014). La subespecie *quitensis* tiene un rango bastante pequeño, conocido solo en las partes altas del noroeste del Ecuador (Heindl *et al.* 2019) y sus costumbres reproductivas son pocos exploradas.

**Los nidos adheridos de *Pterophanes* y *Metallura*.**- Tal vez la observación más interesante de este

estudio es la asociación de nidos entre *P. cyanopterus* y *M. tyrianthina*. El 10 de abril de 2008 registramos una asociación de nidos de *Metallura t. quitensis* y *Pterophanes c. peruvianus*, en la Reserva Yanacocha, Provincia de Pichincha (00° 06'S 78° 35'O, 3400 m). El nido "compuesto" presentaba una forma alargada con tres tipos de compartimentos o concavidades de anidación unidos entre sí y adheridas a la raíz de una enredadera que colgaba aproximadamente 0,3 m entre las rocas y a 4 m del suelo, ubicado en un nicho rocoso que formaba una pequeña cueva a manera de escondite (Fig. 6 y 7).

La estructura interna de las concavidades ocupadas era principalmente de fibras algodonosas blanquecinas y externamente decoradas con abundante musgo verde. El compartimiento superior estaba ocupado por *P. cyanopterus* y contenía dos pichones de aproximadamente tres días de eclosionados, aun mantenían los ojos cerrados y solo presentaban escasos plumones de color marrón oscuro; el compartimiento lateral contenía dos huevos blancos de *Metallura tyrianthina* mientras que el compartimiento posterior estaba vacío y viejo.

Durante 2:45h en total, observamos el comportamiento de las hembras en los días 12, 14 y 15 de abril, a diferentes horas de la mañana. Las hembras permanecían al mismo tiempo en sus nido(s) incubando y empollando, respectivamente, llegaban y salían de sus nido(s) con intervalos de 2 a 4 s, una tras otra, casi siempre la hembra de *M. tyrianthina* llegaba o salía primero del nido; mientras que cuando la hembra de *P. cyanopterus* llegaba primero al nido, esta desplazaba a la otra hembra mediante persecuciones y la hembra de *M. tyrianthina* tenía que esperar entre 4 a 8 min para poder ingresar al nido.

Entre las 14:30 h del día 14 de abril y las 07:30 h

del día 15 de abril eclosionaron los huevos de *M. tyrianthina* y el 21 de abril fueron tomados los pesos y medidas morfométricas de los pichones para las dos especies (Tabla 1).

Aunque se han registrado algunos casos de agregaciones conespecíficas de nidos de colibríes (Greeney *et al.* 2006, Solano-Ugalde 2008, Greeney & Wethington 2009), este es el primer reporte sobre el uso compartido de una sola estructura por dos especies de colibríes. La anidación de dos o más especies de aves en estrecha proximidad es un fenómeno bien documentado en una variedad de especies, y generalmente involucra a una especie que se beneficia de las capacidades protectoras de especies más grandes y más agresivas (Quinn & Ueta 2008). Sin embargo, los colibríes son participantes poco frecuentes en tales asociaciones (Greeney *et al.* 2015), y la mayoría de los casos documentados con otras aves involucraron a muchos individuos agregados (Quinn & Ueta 2008). Esto nos sugiere que el nido compartido que observamos aquí representa un caso de oportunidad creado por la necesidad. El clima en los Andes sobre 3000 m es extremo, con vientos fuertes y temperaturas bajas durante la noche, condiciones que probablemente representan problemas de termorregulación para estas aves que anidan en hábitats de tierras altas. La mayoría de las especies que anidan en estas zonas, ubican sus nidos en áreas protegidas del clima, frecuentemente debajo de barrancos, en pequeñas cuevas en peñas de piedra (en situaciones naturales), (Pearson 1953, Dorst 1962, Smith 1969, Snow 1980) o debajo de estructuras realizadas por humanos (*e.g.*, Solano-Ugalde 2008, obs. pers.). Debido a la limitación de sitios apropiados para anidar, no es sorprendente que algunas especies agrupen sus nidos y a veces se puedan encontrar "colonias" (Smith 1969, Solano-Ugalde 2008). En el caso de nuestras

Tabla 1. Medida morfométricas de pichones y nidos (o compartimentos)

Especies	Número Pichones	Peso (g)	Medidas morfométricas (mm)						Medida morfométricas del nido (cm)		
			Mandíbula superior	Mandíbula inferior	Diámetro de tarso	Largo alar	Largo de cola	Largo total	Ancho de copa	Profundidad	Alto
<i>Pterophanes cyanopterus</i>	1	7	6,4	7,7	5,2	18,5	0	54,5	5	2,2	4
	2	6,7	5,5	6,7	5,3	15,7	0	58,6			
<i>Metallura tyriantina</i>	1	0,9	6		3,3	6,8	0	26,4	2,4	2	3,28
	2	1,7	4		3,2	7,5	0	34,5			

observaciones es probable que la limitación de sitios de anidación haya provocado que una especie de menor tamaño (*M. tyriantina*) aproveche la estructura del nido más grande para fijar su propio nido junto al otro. Aunque hubo interacciones antagonistas entre las dos hembras, aparentemente ambas especies lograron anidar exitosamente en esta situación. Por el tamaño y forma, consideramos que el compartimiento viejo era de una anidada anterior de la hembra de *M. tyriantina*, y que este curioso caso de adaptación de las dos especies se presentaba en un segundo año consecutivo, debido a que muchas especies de colibríes son muy fieles a sitios de anidación entre años siguientes (e.g., Greeney *et al.* 2006, obs. per.). Será interesante investigar cómo esta limitación de sitios afecta la distribución de colibríes en las partes altas de los Andes.

### Agradecimientos

A American Bird Conservancy, Fundación Jocotoco, y World Land Trust por su financiación y apoyo. Agradecemos a J. G. Loor, P. A. Parraga, Rolando Carpio, Cristina Muñoz, Fundación Nube Sierra por su colaboración en campo. Al Herbario Nacional del Ecuador por el apoyo en la identificación de muestras botánicas. El trabajo de campo de HFG es apoyado por John V. Moore, Matt Kaplan, y Field Guides Inc por medio de la Population Biology Foundation. Esta es la publicación no. 199 del Yanayacu Natural History Research Group.

### Literatura Citada

- BALDWIN, J. W. & G. A. LONDOÑO. 2016. First nesting account and breeding biology of "Gould's Inca" (*Coeligena torquata omissa*) in Manu National Park, Peru. *Wilson Journal of Ornithology* 128:606-618.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2020. IUCN Red List for birds. Descargada de <http://www.birdlife.org> en 11/03/2020.
- CISNEROS-HEREDIA, D. F. 2006. Notes on breeding, behaviour and distribution of some birds in Ecuador. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 126:153-164.
- CLEMENTS, J. F., T. S. SCHULENBERG, M. J. ILIFF, S. M. BILLERMAN, T. A. FREDERICKS, B. L. SULLIVAN & C. L. WOOD. 2019. The eBird/Clements Checklist of Birds of the World: v2019. Disponible en: <https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>
- COLLAR, N. J., L. P. GONZAGA, N. KRABBE, A. M. NIETO, L. G. NARANJO, T. A. PARKER & D. C. WEGE. 1992. Threatened birds of the Americas: the ICBP/IUCN red data book, third edition, part 2. Smithsonian Institution Press / International Council for Bird Preservation, Washington DC.
- DORST, J. 1962. Nouvelles recherches biologiques sur les Trochilides des hautes Andes péruviennes (*Oreotrochilus estella*). *L'Oiseau et la Revue Française d'Ornithologie* 32: 95-126.
- DYRCZ, A. AND H. F. GREENEY. 2008. Observations on the breeding biology of Bronzy Inca (*Coeligena coeligena*) in northeastern Ecuador *Ornitología Neotropical* 19:565-571.
- FIERRO-CALDERÓN, K. & T. E. MARTIN. 2007. Reproductive biology of the Violet-chested Hummingbird in Venezuela and comparisons with other tropical and temperate hummingbirds. *Condor* 109:680-685.
- FJELDSÅ, J. & N. KRABBE. 1990. The birds of the high Andes. Copenhagen & Apollo Books, Svendborg, Denmark.
- FREILE, J. F. & R. RESTALL. 2018. Birds of Ecuador. Christopher Helm, London.
- GARCÍA, J. M. & E. BOTERO-DELGADILLO. 2013. Descripción del nido, huevos y polluelos del Colibrí de Buffon *Chalybura buffonii* y notas sobre su biología reproductiva en Colombia. *Cotinga* 35:94-98.
- GRANIZO, T., C. PACHECO, M. B. RIBADENEIRA, M. GUERRERO & L. SUÁREZ (EDS.) 2002. Libro rojo de las aves del Ecuador. Serie Libros Rojos del Ecuador, tomo 2. SIMBIOE / Conservación Internacional / EcoCiencia / Ministerio del Ambiente / UICN, Quito.
- GRANTSAU, R. 1988. Os beija-flores do Brasil. *Expressão e Cultura*, Rio de Janeiro.
- GREENEY, H. F., M. E. JUIÑA J., J. B. C. HARRIS, M. T. WICKENS,

- B. WINGER, R. A. GELIS, E. T. MILLER & A. SOLANO-UGALDE. 2010. Observations on the breeding biology of birds in south-eastern Ecuador. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 130: 61-68.
- GREENEY, H. F., R. C. DOBBS, G. I. C. DIAZ, S. KERR, & J. HAYHURST. 2006. Breeding of the Green-fronted Lancebill (*Doryfera ludovicæ*) in eastern Ecuador. *Ornitología Neotropical* 17:321-331.
- GREENEY, H. F., P. R. MARTIN, R. A. GELIS, A. SOLANO-UGALDE, F. BONIER, B. G. FREEMAN & E. T. MILLER. 2011. Notes on the breeding of high-Andean birds in northern Ecuador. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 131:24-31.
- GREENEY, H. F., R. MENESES, C. E. HAMILTON, E. LICHTER-MARCK, R. W. MANNAN, N. SNYDER, H. SNYDER, S. M. WETHINGTON & L. A. DYER. 2015. Trait-mediated trophic cascade creates enemy-free space for nesting hummingbirds. *Science Advances* 1:e1500310.
- GREENEY, H. F. & S. M. WETHINGTON. 2009. Nesting near active Accipiter nests may reduce predation on Black-chinned Hummingbird nests. *Wilson Journal of Ornithology* 121:809-812.
- HEINDL, M., P. BOESMAN & G. M. KIRWAN. 2019. Tyrian Metaltail (*Metallura tyrianthina*). en: J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie & E. de Juana (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Disponible en: <https://www.hbw.com/node/55610>.
- HEYENEN, I. 1999. Great Sapphirewing (*Pterophanes cyanopterus*). Pág. 631 en: J. del Hoyo, A. Elliott & J. Sargatal (eds.). *Handbook of the birds of the World, Volume 5: Barn-owls to hummingbirds*. Lynx Edicions, Barcelona.
- HEYENEN, I. & P. BOESMAN. 2016. Little Sunangel (*Heliangelus micraster*). en: J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie & E. de Juana (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Disponible en: <http://www.hbw.com/node/55580>.
- HILTY, S. L. 2003. *Birds of Venezuela*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- HILTY, S. L., & W. L. BROWN. 1986. *A Guide to the Birds of Colombia*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- JAHN, O. 2007. Rediscovery of Black-breasted Puffleg *Eriocnemis nigrivestis* in the Cordillera de Toisàn, north-west Ecuador, and reassessment of its conservation status. *Cotinga* 29: 31-39.
- JAHN, O. & T. SANTANDER. 2008. Species Action Plan for the Black-breasted Puffleg *Eriocnemis nigrivestis*. *Aves & Conservación and BirdLife International*, Quito, Ecuador.
- JUÍÑA-J., M. E., J. B. C. HARRIS, H. F. GREENEY & B. R. HICKMAN. 2010. Descripción del nido y cuidado parental de la Estrellita esmeraldeña (*Chaetocercus berlepschi*) en el occidente del Ecuador. *Ornitología Neotropical* 21:313-322.
- JUÍÑA-J., M. E. & B. R. HICKMAN. 2019. Primer registro de nido y aspectos sobre la biología reproductiva del Zamarrito Pechinegro *Eriocnemis nigrivestis* (Apodiformes: Trochilidae). *Revista Ecuatoriana de Ornitología* 5:1-8.
- KLEEFISCH, T., JR. 1981. Das Smaragdkehl-Glanzschwänzchen (*Metallura tyrianthina*). *Trochilus* 2:43-45.
- KLEEFISCH, T., JR. 1982. Erneute Brut des Smaragdkehl-Glanzschwänzchens. *Trochilus* 3:24.
- LONDOÑO, G. A. 2014. Anidación de aves en un gradiente altitudinal: Rapid Color Guide #514, versión 1. The Field Museum, Chicago.
- MIKUSEK, R., H. F. GREENEY, A. DYRCZ & J. A. SIMBAÑA. 2012. Breeding biology of the Collared Inca (*Coeligena torquata*) in Eastern Ecuador. *Ornitología Neotropical* 23:277-285.
- MOORE, R. T. 1934. Gonzalo Pizarro's trail to the land of cinnamon and its denizens. *Condor* 36:97-104.
- MOORE, R. T. 1947. Habits of male hummingbirds near their nests. *Wilson Bulletin* 59:21-25.
- ONIKI, Y. & A. Z. ANTUNES. 1998. On two nests of the Glittering-bellied Emerald *Chlorostilbon aureoventris* (Trochilidae). *Ornitología Neotropical* 9:71-76.
- PEARSON, O. P. 1953. Use of caves by hummingbirds and other species at high altitudes in Peru. *Condor* 55:17-20.
- QUINN, J. L. & M. UETA. 2008. Protective nesting associations in birds. *Ibis* 150:146-167.
- RIDGELY, R. S. & P. J. GREENFELD. 2001. *The birds of Ecuador*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- SANTANDER, T. 2001. Investigación del Colibrí Endémico *Eriocnemis nigrivestis*. Corporación Ornitológica del Ecuador CECIA. Ecuador.
- SCHUCHMANN, K.-L. 1979. Notes on sexual dimorphism and the nest of the Greenish Puffleg (*Haplophaedia aureliae caucensis*). *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 99:59-61.
- SCHUCHMANN, K.-L. 1989. Release of gaping in hummingbirds (Trochilidae). *Wilson Bulletin* 101:477-481.
- SCHUCHMANN, K.-L. 1999. Family Trochilidae (Hummingbirds). Págs. 468-680 en: J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie & E. de Juana (eds.). *Handbook of the birds of the World, Volume 5: Barn-owls to hummingbirds*. Lynx Edicions, Barcelona, España.
- SCHULENBERG, T. S., D. F. STOTZ, D. F. LANE, J. P. O'NEILL & T. A. PARKER, III. 2010. *Birds of Peru: Revised and updated edition*. Princeton Univ. Press, Princeton.
- SKUTCH, A. F. 1958. Life history of the Violet-headed Hummingbird. *Wilson Bulletin* 70:7-19.
- SKUTCH, A. F. 1964. Life histories of hermit hummingbirds. *Auk* 81:5-25.
- SMITH, G. T. 1969. A high altitude hummingbird on Volcano Cotopaxi. *Ibis* 111:17-22.
- SNOW, B. K. 1980. The nest and territoriality of a female Tyrian Metaltail. *Wilson Bulletin* 92: 508-509.
- SOLANO-UGALDE, A. 2008. High in the Andes: colonial nesting of Ecuadorian Hillstar (*Oreotrochilus chimborazo*: Trochilidae) under a bridge. *Ornitología Colombiana* 6:85-88.
- THOMAS, B. T. 1994. Blue-tailed Emerald hummingbird (*Chlorostilbon mellisugus*) nesting and nestling development. *Ornitología Neotropical* 5:57-60.
- VLECK, C. M. 1981. Hummingbird incubation: female attentiveness and egg temperature. *Oecologia* 51:199-205.
- WELLER, A.-A. 2005. A hummingbird species new to Peru: range extension for the Greenish Puffleg *Haplophaedia aureliae*. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 125:136-140.
- WHITELY, H. 1873. Notes on humming-birds collected in high Peru. *Proceedings of the Zoological Society of London* 1873:187-191.
- WIEDENFELD, D. A. 1985. Nests of three Andean hummingbird species. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 105:113-116.
- WOLF, L. L. & J. S. WOLF. 1971. Nesting of the Purple-throated Carib Hummingbird. *Ibis* 113:306-315.

ZÜCHNER, T. 1999. Gorgeted Woodstar (*Chaetocercus heliodor*). Pág. 677 en: J. del Hoyo, A. Elliott & J. Sargatal (eds.). Handbook of the birds of the World, Volume 5: Barn-owls to hummingbirds. Lynx Edicions, Barcelona.

ZÜCHNER, T., E. DE JUANA & P. BOESMAN. 2020. Little

Woodstar (*Chaetocercus bombus*). en: S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald & T. S. Schulenberg (eds.). Birds of the World, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Disponible en: <https://doi.org/10.2173/bow.litwoo5.01>.

*Recibido:* 14 de marzo de 2016 *Aceptado:* 09 de noviembre de 2020



# Ornitología Colombiana

<http://asociacioncolombianadeornitologia.org/revista-ornitologia-colombiana/>

La Asociación Colombiana de Ornitología (ACO) inició actividades en 2002 con el fin de incentivar el estudio científico y la conservación de las aves de Colombia mediante la publicación de una revista, *Ornitología Colombiana*. La membresía en la Asociación está abierta a cualquier persona con interés por las aves colombianas y su conservación. Las cuotas para el 2020 son (dentro de Colombia, en pesos colombianos): \$120.000 (profesionales), \$60.000 (estudiantes con carné vigente), \$1.875.000 (miembro benefactor o vitalicio). Encuentre el proceso para afiliarse en:

<https://asociacioncolombianadeornitologia.org/afiliese/>

## Contacto

Revista Ornitología Colombiana

[revista@ornitologiacolombiana.com](mailto:revista@ornitologiacolombiana.com)

Bogotá D.C, Colombia  
Sur América

COORDINACIÓN DE COMUNICACIONES  
Tatian Lorena Celeita R

## Junta Directiva 2020-2022

PRESIDENTE  
**Miguel Moreno-Palacios**  
Universidad de Ibagué

VICEPRESIDENTE  
**Natalia J. Pérez-Amaya**  
Universidad Nacional de Colombia

SECRETARIO  
**Luis Germán Gómez**  
Universidad del Cauca

TESORERO  
**Yair Guillermo Molina**  
Universidad de Ibagué

VOCAL  
**Carlos Alberto Peña**  
Bomberos Bugalagrande

PRESIDENTE ANTERIOR  
**Orlando Acevedo-Charry**  
Instituto Humboldt Colombia

## ORNITOLOGÍA COLOMBIANA

EDITOR EN JEFE  
**Loreta Rosselli Sanmartín**  
ACO

CO-EDITOR  
**Orlando Acevedo-Charry**  
Instituto Humboldt Colombia

## EDITORES ASOCIADOS

F. Gary Stiles (Colombia)  
Sergio Losada-Prado (Colombia)  
Marcia Muñoz (Colombia)  
Alejandro Rico-Guevara (EUA)  
Natalia Ocampo-Peñuela (Colombia)  
Gustavo Bravo (EUA)  
Camila Gómez (Colombia)

Gustavo Londoño (Colombia)  
Héctor Fabio Rivera (Colombia)  
María Angela Echeverry (Colombia)  
Jorge Avendaño (Colombia)  
Sergio Córdoba (Colombia)  
Nick Bayly (Colombia)  
Miguel Moreno-Palacios (Colombia)  
Juan Luis Parra (Colombia)

## NÚMERO 18

### EDITORES ASOCIADOS

Oscar Marín (México)  
F. Gary Stiles (Colombia)  
María Angela Echeverry (Colombia)  
Sebastián Guerrero (Colombia)  
Alejandro Rico-Guevara (EUA)

### EVALUADORES

Juan David Amaya (Colombia)  
Laura Céspedes (Colombia)  
Iván Darío Valencia (Colombia)  
Johana Zuluaga (Colombia)  
Sofía Zalazar (Argentina)  
Viviana Ruiz Gutiérrez (EUA)  
Pablo Alarcón (Chile)  
Germán Corredor (Colombia)  
Fernando Hiraldo (España)  
Julián Lozano-Flórez (Colombia)  
Juliana Soto (Colombia)