

TRABAJOS ORIGINALES

Presentado: 31/01/2019
Aceptado: 04/02/2020
Publicado online: 25/05/2020
Editor:

Autores

Ana Patricia Medrano-Guzmán 1
ania.medrano@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0001-6525-4237>

Paula L. Enríquez* 1
penrique@ecosur.mx
<https://orcid.org/0000-0002-8195-1363>

Iriana Zuria 2
izuria@uaeh.edu.mx
<https://orcid.org/0000-0002-0004-3540>

Jorge Castellanos-Albores 1
jcastell@ecosur.mx
<https://orcid.org/0000-0002-8548-2103>

Correspondencia

*Corresponding author

1 Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, Barrio de María Auxiliadora, 29290, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.

2 Centro de Investigaciones Biológicas, Área Académica de Biología, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Km. 4.5 carretera Pachuca-Tulancingo s/n, Col. Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, C.P. 42184, México.

Citación

Medrano-Guzmán AP, Enríquez PL, Zuria I, Castellanos-Albores J. 2020. Riqueza y abundancia de aves en áreas verdes en la ciudad de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. *Revista peruana de biología* 27(2): 169- 182 (Mayo 2020). doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v27i2.17883>

Riqueza y abundancia de aves en áreas verdes en la ciudad de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México

Richness and abundance of birds in green areas of San Cristobal de Las Casas city, Chiapas, Mexico

Resumen

Las áreas verdes en las ciudades se han considerado elementos importantes para la conservación de la avifauna. En este estudio se presentan estimaciones de riqueza y abundancia de aves, así como su relación con las áreas verdes en la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. Identificamos un total de 75 especies de aves en diez áreas verdes de diferente tamaño de febrero a julio de 2016 y relacionamos su presencia con variables ambientales a dos escalas geográficas (local y de paisaje). Se utilizaron análisis no paramétricos para comparar la riqueza y abundancia de las aves entre áreas verdes y categorías de tamaño. El porcentaje de superficie total ocupada por vegetación fue la variable más importante al correlacionarse positivamente con la riqueza y abundancia de las aves. Mientras que el porcentaje de cobertura de dosel, de construcciones, de pavimento y de áreas verdes muestreadas se correlacionaron negativamente con la riqueza y abundancia de aves. La heterogeneidad espacial de la estructura vegetal vertical en las áreas verdes fue importante para incrementar la diversidad de la avifauna. El mantenimiento e incremento de áreas verdes en ciudades es significativo para proteger y aumentar la diversidad de aves en áreas urbanas.

Abstract

Green areas in urban districts are important elements for bird conservation. In this study, we estimated bird abundance within green areas in the urban district of San Cristobal de Las Casas, state of Chiapas, Mexico. We identified a total of 75 bird species in ten green areas of different sizes from February of 2016 through July of 2016. We related bird presence to environmental variables at two geographical scales (local and landscape). Nonparametric analyses were used to compare richness and abundance of birds between green areas and size categories. The percentage of vegetation area was the most important variable that positively correlated with species richness and abundance. However, negative correlations were found between species richness and abundance and the percentage coverage of canopy, buildings, pavement and sampled green areas. The spatial heterogeneity of vertical vegetation structure in green areas was important to increase the diversity of avifauna. The maintenance and increase of green areas in cities is important to protect and increase the diversity of birds in urban areas.

Palabras clave:

áreas verdes; especies exóticas; heterogeneidad espacial; escalas geográficas.

Keywords:

urban areas; urban species; exotic species; spatial heterogeneity; geographic scales.

Introducción

La urbanización incluye el crecimiento de la población humana en las ciudades y un aumento desmesurado de construcciones. Estas transformaciones traen como resultado la presencia de diversos usos de suelo y el incremento de superficies impermeables (Marzluff 2001, Berry 2008, MacGregor-Fors et al. 2015). El proceso de urbanización también ocasiona fragmentación en los hábitats naturales, por lo que la biodiversidad presente en estos sitios se ve afectada con la disminución de poblaciones de especies silvestres (Marzluff & Ewing 2008, MacGregor-Fors & Ortega-Álvarez 2013). Igualmente, se modifica la riqueza y diversidad de especies, dependiendo de los distintos usos de suelo, lo que crea sistemas urbanos altamente heterogéneos (McKinney 2008).

Las áreas verdes en sistemas urbanos tienen diferentes usos de suelo como son los parques, camellones, campos deportivos, cementerios, bosques urbanos o zonas de humedal (MacGregor-Fors et al. 2016). Además de ser sitios con valor recreativo y estético, mantienen una importante diversidad de especies nativas, aunque también una proporción de especies introducidas (McDonnell & Pickett 1990). La riqueza de especies y la abundancia de individuos en áreas verdes dependen de factores como el tamaño del sitio, la estructura de la vegetación, la perturbación humana y el grado de aislamiento en que se encuentra el área verde dentro de la matriz urbana (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, Nielsen et al. 2014).

De los estudios ecológicos realizados en ciudades, las aves han recibido mayor atención por la capacidad de dispersión y colonización que presentan (De la Fuente-Díaz-Ordaz 2003, Clucas & Marzluff 2015). El 20% de las especies de aves en el mundo (e.g. 2041 especies de 10052) se encuentran en áreas urbanas. Se ha reportado que mientras más grande es el área verde, la riqueza de especies de aves se incrementa, comparado con áreas pequeñas que presentan una menor riqueza (Fernández-Juricic 2000). Gavareski (1976) reportó que la abundancia de individuos aumenta para las especies que son denominadas -urbanas típicas- en sitios con menor tamaño y con estructura de la vegetación vertical muy modificada. En contraste, las especies con menor abundancia utilizan áreas verdes de mayor tamaño y con menos alteraciones en la estructura vegetal.

En general, la estructura de la vegetación se relaciona con la diversidad de aves de un área verde; esto es, que a mayor cobertura de dosel, altura arbórea y número de especies vegetales existirá más probabilidad de encontrar una mayor riqueza de especies de aves (De la Fuente-Díaz-Ordaz 2003, García-Méndez et al. 2014). Otro factor que influye en los procesos que determinan la riqueza, abundancia y la composición de la avifauna son las escalas geográficas, locales a nivel de cada área verde, o en el paisaje (ciudad entera y áreas circundantes), así como la capacidad de dispersión de las aves y sus patrones de selección de hábitat, los cuales están ligados a las características generales de cada área verde (e.g. tipo de vegetación y disponibilidad de alimento; Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, Melles et al. 2003).

A pesar de que los ambientes urbanos están creciendo rápidamente, relativamente poca información se ha generado sobre los efectos de la urbanización en la avifauna en México (e.g. De la Fuente-Díaz-Ordaz 2003, Carbó-Ramírez & Zuria 2011, MacGregor-Fors & Ortega-Álvarez 2011, Malagamba-Rubio et al. 2013, MacGregor-Fors et al. 2015). Particularmente para el estado de Chiapas la diversidad de la avifauna es elevada, estimándose un total de 659 especies de aves, de las cuales 327 pertenecen a la región de Los Altos y 182 se encuentran en la ciudad de San Cristóbal de Las Casas (SCLC, Rangel-Salazar et al. 2005, Huffman 2011). Esta ciudad es una de las principales del estado y el crecimiento poblacional promedio ha aumentado en un 3.3% en los últimos veinte años, siendo la cuarta ciudad con mayor crecimiento estatal (INEGI 2011). La urbanización se ha dado desde la periferia hacia los centros urbanos, lo que reduce significativamente la vegetación nativa y no hay políticas gubernamentales que regulen este crecimiento (Cisneros-Calderón et al. 2012).

Existen pocos estudios que hayan analizado la avifauna urbana de San Cristóbal de Las Casas. Merino-García (2013) realizó una evaluación espacio-temporal de la diversidad de aves asociadas a los humedales. Y en 2017, el mismo autor evaluó la relación de la urbanización y la heterogeneidad del hábitat sobre la diversidad y estructura de 74 especies de aves (Merino-García 2017). El objetivo general de este estudio fue determinar la riqueza y abundancia de la avifauna en áreas verdes con diferente tamaño y estructura vegetal vertical.

Material y métodos

El estudio se realizó en la ciudad de San Cristóbal de las Casas (SCLC), Chiapas, México (17°45'N y 93°38'W, 2200 msnm) de febrero a julio de 2016. El área de estudio presenta un área territorial de 484 km² y una población de 206 481 habitantes (INEGI 2011), se ubica en el bioma de bosques templados y mixtos de hoja ancha, con una altitud de los 2120 a los 2700 m de altitud (Olson et al. 2001) (Fig. 1). El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano y un rango de precipitación anual de los 1000 a 1500 mm. La temporada de secas en SCLC se presenta durante los meses de noviembre a abril y los rangos de temperatura anual son de 12 a 24 °C (INEGI 2011).

El muestreo se realizó en diez áreas verdes, públicas y privadas con distintos usos de suelo y tamaño (Tabla 1). Se consideraron como áreas verdes aquellas con más de 10 árboles y que estuvieran presentes dentro o en la periferia de la ciudad. En función de su tamaño, las áreas verdes se clasificaron en tres categorías: 1) áreas pequeñas de 0.3 a 1 ha (parques públicos y jardines particulares), 2) áreas medianas de 6 ha a 24 ha (cementerio, canchas deportivas y Cerrito), y 3) áreas grandes, mayores a 25 ha (zonas de humedal y reserva).

Para el registro de las aves se utilizó el método de conteo por puntos fijos con distancia variable (Ralph et al. 1996, Gibbons & Gregory 2006). El número de puntos de conteo por área verde varió de uno a cuatro, dependiendo del tamaño de área (Tabla 1); estos puntos estuvieron separados cada 250 m.

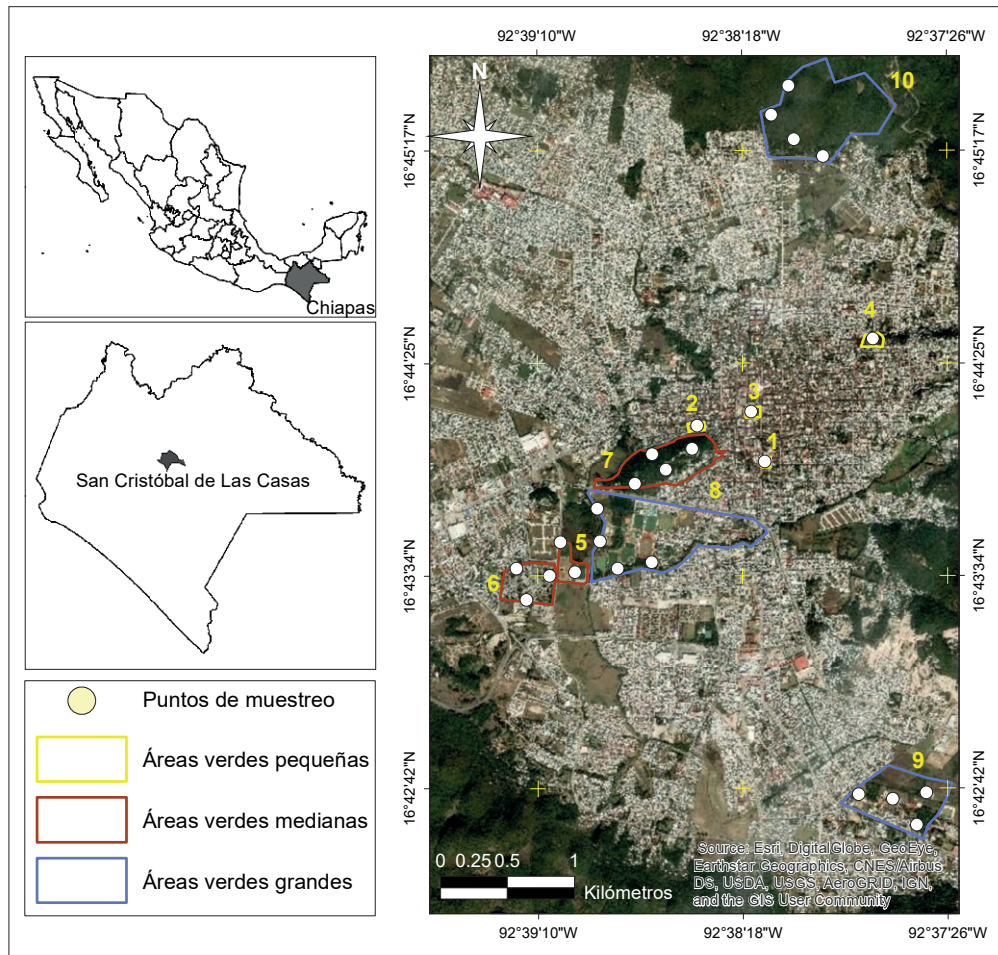


Figura 1. Mapa de distribución de las 10 áreas verdes con sus respectivas categorías de tamaño y puntos de conteo en la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. Áreas verdes (señaladas en números): 1= Plaza Fray Bartolomé, 2=Plaza La Merced, 3=Parque Central, 4=Na Bolom, 5= Canchas “Víctor Manuel Galindo”, 6= Panteón Municipal, 7=Cerrito, 8=SEDEM, 9= La Albarrada y 10= Moxviquil.

Figure 1. Map distribution of ten green areas with size categories and point counts in San Cristobal de Las Casas, Chiapas. Green areas (with numbers): 1= Plaza Fray Bartolomé, 2=Plaza La Merced, 3=Parque Central, 4=Na Bolom, 5= Canchas “Víctor Manuel Galindo”, 6= Panteón Municipal, 7=Cerrito, 8=SEDEM, 9= La Albarrada y 10= Moxviquil.

Tabla 1. Diez áreas verdes estudiadas, se enlistan por tamaño, número de puntos de conteo y uso de suelo en la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas México. ha= Hectáreas, P= Pequeña (0.3 – 1 ha), M= Mediana (6-24 ha), G= Grande (>25 ha).

Table 1. Ten green areas studied and listed by size, number of counting points, and land use in San Cristobal de Las Casas city, Chiapas Mexico. ha= Hectares, P= Small (0.3 – 1 ha), M= Medium (6-24 ha), G= Large (>25 ha).

Nombre del área	Tamaño (ha) y tipo de área verde	Número de puntos de conteo	Uso de suelo actual
Plaza Fray Bartolomé de Las Casas	0.3 P	1	Parque
Plaza La Merced	0.4 P	1	Parque
Parque Central	0.4 P	1	Parque
Na Bolom	1 P	1	Jardín particular/Museo
Canchas “Valentino Manuel Galindo”	6.19 M	2	Cancha deportiva
Panteón Municipal	11 M	3	Cementerio
Cerrito	17 M	4	Iglesia / área para hacer ejercicio / bosque urbano
Servicios Deportivos Municipales (SEDEM)	25 G	4	Área de humedal / área deportiva
La Albarrada	30 G	4	Centro de Desarrollo Comunitario / área de humedal / zona de cultivo
Moxviquil	97 G	4	Reserva

El muestreo se realizó de las 7:00 a la 13:00 horas permaneciendo 10 minutos en cada punto y con repeticiones mensuales por seis meses, de febrero a julio de 2016. Las aves se identificaron hasta nivel de especie con ayuda de binoculares (10x25), y guías de campo (Howell & Webb 1995, Dunn & Alderfer 2011, Huffman 2011). Para la clasificación taxonómica de las especies se siguió al American Ornithologists' Union (AOU 2016).

La vegetación en cada área verde se caracterizó con parcelas circulares de 12.5 m de radio, considerando el punto de conteo como centro. Las variables que se midieron en estas parcelas fueron la cobertura del dosel, diámetro a la altura del pecho (DAP) de individuos mayores a 20 cm de diámetro, altura de los estratos arbóreo y arbustivo, e identificación de las especies vegetales dominantes. Para el paisaje, se utilizaron imágenes de satélite donde se obtuvieron los porcentajes de superficie total ocupada por cobertura vegetal (vegetación), pavimento y construcciones en buffers de 100 m de radio alrededor del punto de conteo, además de medir el porcentaje de área verde muestreada dentro de estos buffers.

Se realizaron análisis de acumulación de especies o completitud del inventario, utilizando curvas de acumulación de especies observadas y estimadas entre áreas verdes. Las curvas se realizaron por medio de 100 repeticiones aleatorias de las muestras con un intervalo de confianza al 95% usando el programa iNEXT versión 1 (Chao et al. 2016).

Para cada área verde y por categoría de tamaño (pequeña, mediana y grande) se obtuvo la riqueza y abundancia total de las especies de aves por mes (febrero a julio). La riqueza y abundancia total se calcularon sumando todas las especies obtenidas (en el caso de la riqueza) y de individuos (en el caso de la abundancia) acumulados en los seis meses de muestreo. La abundancia relativa se calculó como el promedio del número de individuos para cada especie por mes.

Se utilizaron análisis estadísticos no paramétricos de muestras independientes (Kruskal-Wallis) para comparar las variables dependientes de riqueza y abundancia total acumulada, así como la abundancia relativa entre cada una de las diez áreas verdes. Estas mismas variables dependientes se contrastaron con las categorías de tamaño (pequeña, mediana, grande) con el mismo análisis no paramétrico. Asimismo, se calculó la diversidad de especies en cada área muestreada con el índice de Shannon (H') ya que estima la diversidad específica y muestra la heterogeneidad en la comunidad al considerar la riqueza de especies y la abundancia de estas (Pla 2006). Este análisis permite identificar la diversidad avifaunística por área verde. Para identificar diferencias significativas entre los valores del índice de Shannon y las áreas verdes se utilizó una prueba de Kruskal-Wallis.

Las variables locales de vegetación [cobertura de dosel, número de árboles, diámetro a la altura de pecho (DAP) y altura de los estratos arbóreo y arbustivo]

y variables de paisaje [porcentaje de superficie total ocupada de vegetación, construcciones, pavimento y área verde muestreada dentro de las áreas buffer de 100 m de radio] se compararon con análisis no paramétricos por área verde y por categorías de tamaño. La posible relación entre la riqueza y abundancia con las variables tanto de vegetación local y de paisaje se exploró mediante un análisis de correlación de Pearson. Finalmente, para modelar en términos logarítmicos qué tanta proporción de riqueza y abundancia explican las variables de vegetación local y de paisaje, se utilizó el modelo de regresión de Poisson, el cual es un análisis de referencia en estudios de conteo modelando valores enteros que no sean negativos cuando la frecuencia en que ocurren estos eventos es baja (Cameron & Trivedi 2013). Durante el análisis, se eliminaron todas aquellas variables que no fueron significativas en los modelos, utilizando el procedimiento de pasos hacia adelante (Cameron & Trivedi 2013). Todas las variables de vegetación local y variables de paisaje se estandarizaron transformándolas a valores z, ya que presentaron diferentes unidades de medida entre ellas. En los casos donde hubiera dispersión de los datos dentro de la regresión, se utilizó un modelo robusto, un estimador que no sea afectado por pequeñas variaciones respecto a la hipótesis del modelo, para corregirla.

Los análisis no paramétricos de Kruskal-Wallis, la correlación de Pearson y la regresión de Poisson se realizaron con el programa IBM SPSS Statistics Versión 21. Mientras que el índice de Shannon-Wiener se obtuvo con el programa Species Diversity Richness IV. El nivel de significancia (α) fue igual a 0.05 en todos los análisis estadísticos.

Resultados y discusión

El total de especies de aves registradas fue de 75 (Tabla 2), de las cuales 68% fueron residentes, 29% migratorias y 3% transitorias. El 5% de las especies fueron cuasi endémicas (CE) (aquellas cuya distribución geográfica pertenece a dos o más regiones que sean colindantes) como *Turdus rufitorques*, *Ptilononys cinereus*, *Coccothraustes abeillei* y *Basileuterus rufifrons*; mientras que el 3 % fueron exóticas (EXO) (las que se encuentran fuera de su área de distribución original o nativa) tales como *Columba livia* y *Passer domesticus*. Todas las especies están categorizadas en Preocupación menor (LC) según la UICN (Tabla 2).

Cuatro de las especies registradas están en categoría de Amenazadas (A), de acuerdo a la NOM-059-2010 (*Lamprolaima rhami*, *Catharus frantzii*, *Turdus infuscatus* y *T. rufitorques*). Y otras cuatro especies están consideradas en Protección Especial (Pr) (*Dactylortyx thoracicus*, *Geranoaetus albicaudatus*, *Amazona albifrons* y *Myadestes occidentalis*). En cuanto a las categorías de sensibilidad al disturbio humano, la mayoría de las especies fueron de sensibilidad baja (61%), el 38 % presentaron sensibilidad media (M) y solo el 1% (una sola especie, *T. infuscatus*) fue de sensibilidad alta (A) (Tabla 2).

Tabla 2. Listado taxonómico de las especies de aves registradas en este estudio en la ciudad de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. ES: Estacionalidad, R= Residente, M= Migratoria, T= Transitoria; End: Endemismos; Sens: Sensibilidad al disturbio. Orden taxonómico acorde a AOU (2016).**Table 2.** Taxonomic listing of bird species recorded in this study in San Cristobal de Las Casas city, Chiapas. ES: Seasonality, R= Resident, M= Migratory, T= Transitory; End: Endemism; Sens: Sensitivity to disturbance. Taxonomic order according to AOU (2016).

Nombre científico	Nombre en español	Nombre en inglés	ES	End	IUCN	Sens	NO 059-2010
ANSERIFORMES							
Anatidae							
<i>Anas discors</i>	Cerceta ala azul	Blue-winged Teal	M		LC	B	
GALLIFORMES							
Odontophoridae							
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	Codorniz silbadora	Singing Quail	R		LC	M	Pr
COLUMBIFORMES							
Columbidae							
<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	Rock Pigeon	R	EXO	LC	B	
<i>Patagioenas flavirostris</i>	Paloma morada	Red-billed Pigeon	R		LC	M	
<i>Columbina inca</i>	Tórtola cola larga	Inca Dove	R		LC	B	
APODIFORMES							
Trochilidae							
<i>Eugenes fulgens</i>	Colibrí magnífico	Magnificent Hummingbird	R		LC	M	
<i>Lamprolaima rhami</i>	Colibrí ala castaña	Garnet-throated Hummingbird	R		LC	M	A
<i>Archilochus colubris</i>	Colibrí garganta rubí	Ruby-throated Hummingbird	M		LC	B	
<i>Hylocharis leucotis</i>	Zafiro oreja blanca	White-eared Hummingbird	R		LC	M	
GRUIFORMES							
Rallidae							
<i>Fulica americana</i>	Gallareta americana	American Coot	R		LC	B	
CHARADRIIFORMES							
Scolopacidae							
<i>Actitis macularius</i>	Playero alzacolita	Spotted Sandpiper	M		LC	B	
PELECANIFORMES							
Ardeidae							
<i>Ardea alba</i>	Garza blanca	Great Egret	R		LC	B	
<i>Egretta caerulea</i>	Garzeta azul	Little Blue Heron	R		LC	M	
<i>Accipitriformes</i>							
Cathartidae							
<i>Cathartes aura</i>	Zopilote aura	Turkey Vulture	R		LC	B	
Accipitridae							
<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	Aguililla cola blanca	White-tailed Hawk	R		LC	B	Pr
<i>Buteo brachyurus</i>	Aguililla cola corta	Short-tailed Hawk	R		LC	M	
TROGONIFORMES							
Trogonidae							
<i>Trogon mexicanus</i>	Trogón mexicano	Mountain Trogon	R		LC	M	
PICIFORMES							
Picidae							
<i>Sphyrapicus varius</i>	Chupasavia maculado	Yellow-bellied Sapsucker	M		LC	M	
<i>Colaptes auratus</i>	Carpintero- de- pechera norteño	Northern Flicker	R		LC	B	
PSITTACIFORMES							
Psittacidae							
<i>Amazona albifrons</i>	Loro frente blanca	White-fronted Parrot	R		LC	M	Pr
Tyrannidae							
<i>Contopus pertinax</i>	Pibí tengo frío	Greater Pewee	R		LC	M	
<i>Contopus virens</i>	Pibí oriental	Eastern Wood-Pewee	T		LC	M	

Nombre científico	Nombre en español	Nombre en inglés	ES	End	IUCN	Sens	NO 059-2010
<i>Sayornis nigricans</i>	Papamoscas negro	Black Phoebe	R		LC	B	
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Mosquero cardenal	Vermilion Flycatcher	R		LC	B	
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Papamoscas triste	Dusky-capped Flycatcher	R		LC	B	
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano tropical	Tropical Kingbird	R		LC	B	
PASSERIFORMES							
Vireonidae							
<i>Vireo huttoni</i>	Vireo reyezuelo	Hutton's Vireo	R		LC	M	
Corvidae							
<i>Cyanocitta stelleri</i>	Chara crestada	Steller's Jay	R		LC	M	
Hirundinidae							
<i>Stelgidopteryx serripennis</i>	Golondrina ala aserrada	Northern Rough-winged Swallow	R		LC	B	
<i>Petrochelidon fulva</i>	Golondrina pueblera	Cave Swallow	R / M		LC	B	
<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina tijereta	Barn Swallow	M		LC	B	
Aegithalidae							
<i>Psaltriparus minimus</i>	Sastrecillo	Bushtit	R		LC	B	
Troglodytidae							
<i>Troglodytes rufociliatus</i>	Chivirín ceja rufa	Rufous-browed Wren	R		LC	M	
Turdidae							
<i>Sialia sialis</i>	Azulejo garganta canela	Eastern Bluebird	R		LC	B	
<i>Myadestes occidentalis</i>	Clarín jilguero	Brown-backed Solitaire	R		LC	M	Pr
<i>Catharus frantzii</i>	Zorzal de Frantzius	Ruddy-capped Nightingale-Thrush	R		LC	M	A
<i>Catharus ustulatus</i>	Zorzal de Swainson	Swainson's Thrush	M		LC	B	
<i>Turdus infuscatus</i>	Mirlo negro	Black Thrush	R		LC	AI	A
<i>Turdus grayi</i>	Mirlo pardo	Clay-colored Thrush	R		LC	B	
<i>Turdus rufitorques</i>	Mirlo cuello rufo	Rufous-collared Robin	R	CE		M	A
Mimidae							
<i>Dumetella carolinensis</i>	Maullador gris	Gray Catbird	M		LC	M	
<i>Mimus gilvus</i>	Cenzontle tropical	Tropical Mockingbird	R		LC	B	
Ptilionotidae							
<i>Ptilionotus cinereus</i>	Capulinerio gris	Gray Silky-flycatcher	R	CE	LC	B	
Peucedramidae							
<i>Peucedramus taeniatus</i>	Ocotero enmascarado	Olive Warbler	R		LC	M	
Passeridae							
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión doméstico	House Sparrow	R	EXO	LC	B	
Fringillidae							
<i>Haemorhous mexicanus</i>	Pinzón mexicano	House Finch	R		LC	B	
<i>Spinus psaltria</i>	Jilguero dominico	Lesser Goldfinch	R			B	
<i>Coccothraustes abeillei</i>	Picogrueso encapuchado	Hooded Grosbeak	R	CE	LC	M	
Parulidae							
<i>Parkesia noveboracensis</i>	Chipe arroyero	Northern Water thrush	M		LC	M	
<i>Mniotilta varia</i>	Chipe trepador	Black-and-white Warbler	M		LC	B	
<i>Oreothlypis superciliosa</i>	Parula ceja blanca	Crescent-chested Warbler	R		LC	M	
<i>Oreothlypis peregrina</i>	Chipe peregrino	Tennessee Warbler	M		LC	B	
<i>Oreothlypis celata</i>	Chipe corona naranja	Orange-crowned Warbler	M		LC	M	
<i>Geothlypis trichas</i>	Mascarita común	Common Yellowthroat	M		LC	B	
<i>Setophaga magnolia</i>	Chipe de Magnolia	Magnolia Warbler	M		LC	B	
<i>Setophaga fusca</i>	Chipe garganta naranja	Blackburnian Warbler	M		LC	M	
<i>Setophaga towsendi</i>	Chipe negro amarillo	Towson's Warbler	M		LC	B	
<i>Setophaga occidentalis</i>	Chipe cabeza amarilla	Hermit Warbler	M		LC	B	

Nombre científico	Nombre en español	Nombre en inglés	ES	End	IUCN	Sens	NO 059-2010
<i>Setophaga virens</i>	Chipe dorso verde	Black-throated Green Warbler	M		LC	B	
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Chipe gorra rufa	Rufous-capped Warbler	R	CE	LC	B	
<i>Cardellina canadensis</i>	Chipe de collar	Canada Warbler	T		LC	M	
<i>Cardellina pusilla</i>	Chipe corona negra	Wilson's Warbler	M		LC	B	
<i>Myioborus miniatus</i>	Chipe de montaña	Slate-throated Redstart	R		LC	B	
Thraupidae							
<i>Diglossa baritula</i>	Picaflor canelo	Cinnamon-bellied Flowerpiercer	R		LC	B	
<i>Sporophila torqueola</i>	Semillero de collar	White-collared Seedeater	R		LC	B	
Emberizidae							
<i>Pipilo maculatus</i>	Toquí pinto	Spotted Towhee	R		LC	B	
<i>Zonotrichia capensis</i>	Gorrión chingolo	Rufous-collared Sparrow	R		LC	B	
Cardinalidae							
<i>Piranga flava</i>	Tángara encinera	Hepatic Tanager	R		LC	B	
<i>Piranga rubra</i>	Tángara roja	Summer Tanager	M		LC	B	
<i>Piranga ludoviciana</i>	Tángara capucha roja	Western Tanager	M		LC	M	
Icteridae							
<i>Agelaius phoeniceus</i>	Tordo sargento	Red-winged Blackbird	R		LC	B	
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mexicano	Great-tailed Grackle	R		LC	B	
<i>Molothrus aeneus</i>	Tordo ojo rojo	Bronzed Cowbird	R		LC	B	
<i>Icterus spurius</i>	Bolsero castaño	Orchard Oriole	M		LC	B	
<i>Icterus galbula</i>	Bolsero de Baltimore	Baltimore Oriole	M		LC	M	

El 65% de las especies pertenecieron al orden de los Passeriformes y las que representaron sólo el 1% de las especies fueron los órdenes Anseriformes, Galliformes, Columbiformes, Guiformes, Charadriiformes, Pelecaniformes, Accipitiformes y Trogoniformes. El resto de los órdenes representaron entre el 2% y 8% de las especies. Parulidae fue la más representativa con 20% de las especies. El 17% presentó una sola especie y el resto representaron entre el 2 y 9% del total de especies (Tabla 2). Dos especies (*Zonotrichia capensis* y *Quiscalus mexicanus*) estuvieron presentes en todas las áreas; mientras que *Passer domesticus* estuvo presente en nueve áreas. El 57% de las especies fueron raras (n=43) y se presentaron en una sola área verde. Las especies restantes fueron registradas entre dos y ocho áreas verdes.

La abundancia total de individuos fue de 2453, de las cuales, las especies con mayores registros fueron las urbanas típicas: *Q. mexicanus* (909 individuos), *C. livia* (403 individuos), *P. domesticus* (274 individuos), *Z. capensis* (142 individuos), *Haemorhous mexicanus* (132 individuos) y otras especies también abundantes fueron *Hylocharis leucotis* (124 individuos) y *Agelaius phoeniceus* (81 individuos). Estas especies representaron el 9% del total, mientras que las que tuvieron un solo individuo representaron el 35% de las especies totales como *Archilochus colubris*, *Buteo brachyurus*, *L. rhami*, *Trogon mexicanus*, *Contopus pertinax*, e *Icterus spurius*. El 56% restante presentó entre 2 y 32 individuos.

La riqueza avifaunística obtenida en este estudio representa el 41% de las especies de aves registradas para la ciudad de SCLC (Rangel-Salazar et al. 2005). Hay que considerar que existen factores que pueden aumentar o disminuir el número de especies encontradas como la detectabilidad de las especies que puede ser afectada a barreras visuales o actividad antropogénica (Ramírez-Bastida 2000).

Particularmente, las especies registradas como “urbanas típicas” o “más abundantes” en esta investigación, coinciden con algunas que han sido mencionadas por Gavareski (1976), Blair (1996) y Vides-Hernández et al. (2017) como la paloma doméstica (*C. livia*), el gorrión doméstico (*P. domesticus*) y el pinzón mexicano (*H. mexicanus*). No obstante, también se encontraron otras especies como el zanate (*Q. mexicanus*) y el tordo sargento (*A. phoeniceus*). Estas especies han ampliado su rango de distribución, debido a sus características particulares de historias de vida: son especies que depredan los huevos de otras especies, se alimentan de semillas e invertebrados, y son ecológicamente flexibles para seleccionar el hábitat (Clapp 1986, Hayslette et al. 1996, Wehtje 2003). En el caso del zafiro oreja blanca (*H. leucotis*), es un colibrí que se encuentra todo el año (residente) y es altamente territorial con otras especies nectarívoras (Lara et al. 2009). El gorrión chingolo (*Z. capensis*) presenta una amplia distribución en áreas subtropicales y templadas, y ha colonizado exitosamente las ciudades (Téllez-Farfán & Sánchez 2016).

Las especies “poco abundantes” (menos de 30 individuos) fueron las más representativas, donde el 35% del total de especies tuvieron solo un individuo y el 53% del total estuvo presente en una sola área verde. En las comunidades de aves de zonas boscosas, generalmente la mayoría de las especies son poco abundantes. En este estudio, la mayoría de estas especies se registraron en la Reserva Ecológica de Moxviquil, la cual es un área boscosa que colinda con la ciudad, y fue la de mayor extensión en comparación con las otras nueve áreas muestreadas. En esta área se registró una especie con alta sensibilidad a la perturbación (e.g. el mirlo negro, *T. infuscatus*). Especies “poco abundantes” en áreas verdes más conservadas se han registrado en otros estudios (Gavareski 1976, Blair 1996, De la Fuente-Díaz-Ordaz 2003).

La completitud del muestreo en cada área fue del 90% o mayor, mientras que para la Plaza Fray Bartolomé (PFB) y la Plaza La Merced (PLM) se obtuvo un 100% de completitud. La Reserva Ecológica Moxviquil tuvo el menor porcentaje de cobertura de muestra con 90%. Existen diversos factores que determinan la presencia de las especies en las áreas, como puede ser la temporada migratoria o reproductiva de las especies (Rangel-Salazar et al. 2005). El gorrión doméstico (*P. domesticus*) y el capulinerio gris (*Ptilonys cinereus*) se registraron en los meses de mayo a julio 2016 cortejando o anidando en áreas verdes más urbanizadas como el Parque Central y el Panteón Municipal. Mientras que las migratorias estuvieron más dispersas en todas las áreas verdes y solo se observaron de febrero a abril alimentándose o descansando.

La mayor riqueza de especies se registró en el SEDEM con 32 especies y en Moxviquil con 31 especies. Mientras que en la Plaza Fray Bartolomé solamente se registraron 4 especies (Fig. 2a), por lo que hubo diferencias significativas ($H_{9,58}=47.02$, $P<0.05$). Con respecto a la abundancia total de individuos, el Parque Central tuvo 400 individuos, mientras que Na Bolom registró el menor número con 76 (Fig. 2b). Asimismo, se encontraron diferencias en las abundancias totales de individuos entre las áreas verdes ($H_{9,58}=47.32$, $P<0.05$). El SEDEM presentó la mayor abundancia relativa (236 individuos promedio), y Na Bolom tuvo la menor abundancia de individuos promedio (40 individuos; Fig. 2c; $H_{9,58}=48.19$, $P<0.05$).

Las áreas verdes con mayor riqueza de especies, como el SEDEM, presentan heterogeneidad en los usos de suelo, en este caso incluye también áreas deportivas y colindan con un humedal importante de SCLC (La Kist) rodeada de vegetación nativa e introducida. Por su parte Moxviquil como segunda área con mayor riqueza de especies se localiza a orillas de la ciudad, y es una reserva ecológica que presenta principalmente encinos. En esta última se encontraron especies como la codorniz silbadora (*D. thoracicus*), el colibrí ala castaña (*L. rhami*), el aguililla cola blanca (*G. albicaudatus*), el clarín jilguero (*M. occidentalis*), el zorzal de Frantzius (*C. frantzii*), el mirlo negro y de cuello rufo (*T. infuscatus* y *T. rufitorques*) (Tabla 2).

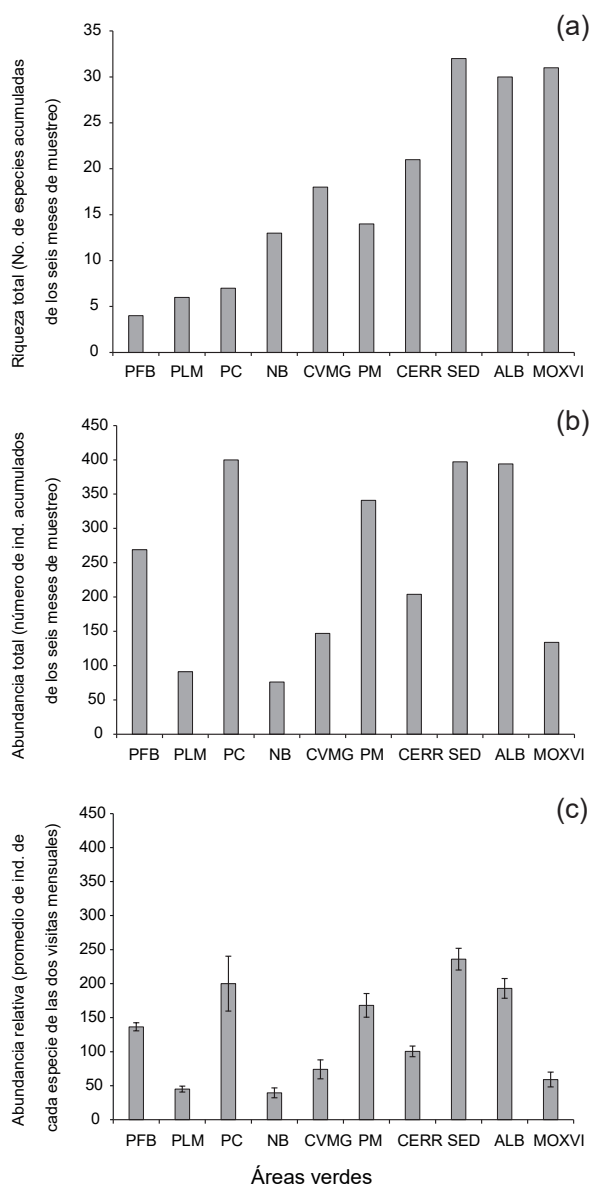


Figura 2. a) Riqueza total (número de especies acumuladas en los seis meses de muestreo) b) Abundancia total (número de individuos acumulados durante los seis meses de muestreo) y c) Abundancia relativa (promedio de individuos de cada especie de las dos visitas mensuales) en las 10 áreas verdes de San Cristóbal. Nombre de las áreas verdes: PFB = Plaza Fray Bartolomé, PLM= Plaza La Merced, PC= Parque Central, NB = Na Bolom, CVMG = Canchas Víctor Manuel Galindo, PM = Panteón Municipal, CERR = Cerrito, SEDEM = SEDEM, ALB = La Albarrada y MOXVI = Moxviquil. Líneas sobre barras = desviación estándar.

Figure 2. a) Total richness (number of species accumulated in six months) b) Total abundance (number of individuals accumulated during six months), and c) Relative abundance (mean of individuals of each species in two monthly samples) in ten green areas in San Cristobal. Name of green areas: PFB = Plaza Fray Bartolomé, PLM= Plaza La Merced, PC= Parque Central, NB = Na Bolom, CVMG = Canchas Víctor Manuel Galindo, PM = Panteón Municipal, CERR = Cerrito, SEDEM = SEDEM, ALB = La Albarrada y MOXVI = Moxviquil. Lines over bars= standard deviation

La Albarrada fue la tercera área verde con mayor riqueza, conocida por ser un centro comunitario donde se realizan actividades de cultivo, reforestación de especies vegetales nativas como cipreses, es una zona escolar y presenta también un humedal. Todos estos diferentes usos de suelo hacen una heterogeneidad en ambientes que se refleja en la riqueza de las especies de aves. En esta área se encontraron especies como el pibí oriental (*Contopus virens*), el ocotero enmascarado (*Peucedramus taeniatus*), la tångara capucha roja (*Piranga ludoviciana*), el chivirín ceja rufa (*Troglodytes rufociliatus*), el mirlo de cuello rufo (*T. rufitorques*) y el vireo reyezuelo (*Vireo huttoni*). La mayor riqueza de especies presente en algunas áreas verdes puede deberse también a que existe una menor actividad antropogénica (como es el caso de Moxviquil). A su vez, hay una mayor heterogeneidad espacial de la estructura vegetal vertical (como en el SEDEM y La Albarrada). Por otro lado, las áreas verdes pequeñas (Plaza Fray Bartolomé, Plaza La Merced y Parque Central) tienen menor riqueza debido a que están sometidas a una mayor presión antropogénica y están constituidas en su mayoría por especies vegetales exóticas.

La estructura vertical y horizontal de las áreas verdes y las características ambientales que rodean a estas áreas, ya sean más conservadas o más urbanizadas, pueden ser distintas y determinan las especies que se albergan dentro de ellas. De la Fuente-Díaz-Ordaz (2003) demostró que los parques urbanos más grandes mantienen mayor riqueza de especies, son áreas más conservadas y su composición es diferente a áreas de menor tamaño con mayor actividad antropogénica, lo que concuerda con los resultados obtenidos en nuestro estudio.

La mayor abundancia total de individuos fue para las especies urbanas típicas. Este patrón se presentó en áreas verdes con más construcciones, pavimentación y más afluencia de personas. Algunos factores que contribuyen a esto es que las aves son alimentadas por los humanos, como las palomas domésticas (*C. livia*), en el Parque Central (obs pers.). Además, las construcciones y luminarias cercanas pueden ser posibles sitios de anidación, y en estas áreas existe un bajo número de depredadores y competidores, lo que contribuye al éxito de estas especies. Por lo tanto, sólo pocas especies de aves son dominantes (siete especies en el caso de nuestro estudio como: *A. phoeniceus*, *H. mexicanus*, *C. livia*, *H. leucotis*, *P. domesticus*, *Q. mexicanus* y *Z. capensis* (Carbó-Ramírez 2008, Clucas & Marzluff 2015, Johnston-López et al. 2015). La abundancia relativa presentó patrones similares a la riqueza y abundancia total. Este patrón depende en gran medida de las características propias de cada área verde.

De acuerdo a las categorías de tamaño de las áreas verdes, la mayor riqueza de especies de aves se presentó en la categoría de tamaño grande (>25 ha) con 64 especies, después fueron áreas de la categoría mediana (6-17 ha) con 42 especies, y la categoría pequeña (0.3 – 1 ha) presentó la menor riqueza con 14 (Fig. 3a). La riqueza de especies varió significativamente solamente entre las categorías pequeña y mediana ($H_{1,58} = -22.38$, $P < 0.05$) y pequeña y grande ($H_{1,58} = -34.90$, $P < 0.05$).

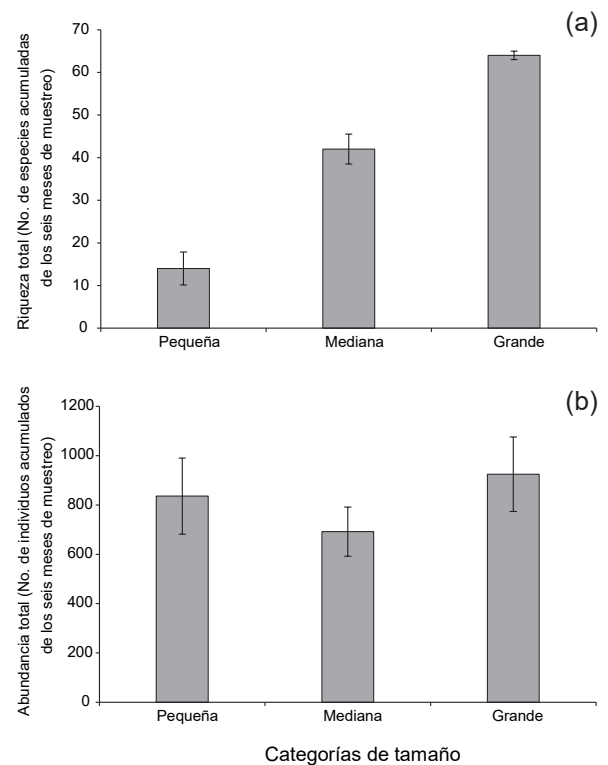


Figura 3. a) Riqueza total (número de especies acumuladas en los seis meses de muestreo y en las áreas por categoría) y **b)** Abundancia total (número de individuos acumulados en los seis meses de muestreo) para las tres categorías de tamaño de área verde. Categoría pequeña (0.3-1 ha), categoría mediana (6-17 ha), categoría grande (>25ha). Líneas sobre barras: desviación estándar.

Figure 3. a) Total richness (number of species accumulated in six months per category area) **b)** Total abundance (number of individuals accumulated during six months) for three size categories. Small category (0.3-1 ha), medium category (6-17 ha), large category (>25ha). Lines over bars= standard deviation.

De acuerdo a las abundancias totales de las aves, la categoría de área grande presentó valores mayores con 925 individuos, después fue la categoría pequeña con 836 individuos, y la categoría mediana presentó las menores abundancias de individuos con 692 (Fig. 3b). La abundancia total de individuos entre tamaño de áreas fue diferente entre las áreas pequeñas y medianas ($H_{1,58} = -24.05$, $P < 0.05$) y entre las pequeñas y las grandes ($H_{1,58} = -33.94$, $P < 0.05$).

El índice de Shannon-Wiener (H') fue mayor en las áreas grandes como Moxviquil ($H' = 2.75$ bits/individuos) y en las medianas como el Cerrito ($H' = 2.16$ bits/individuos) y las Canchas "Víctor Manuel Galindo" ($H' = 2.01$ bits/individuos); mientras que la menor diversidad fue para las áreas pequeñas como la Plaza La Merced ($H' = 1.33$ bits/individuos), Na Bolom ($H' = 1.1$ bits/individuos) y el Parque Central ($H' = 1.0$ bits/individuos). Estos valores inferiores a 2 se consideran bajos en diversidad. La diversidad (H') fue significativamente diferente entre las diez áreas verdes ($H_{9,30} = 25.82$; $P = 0.002$). Estos hallazgos pueden ser explicados en términos de la distribución de las especies: las áreas verdes más grandes son favorecidas por especies de aves menos abundantes. Mientras que en las áreas más peque-

ñas son pocas especies, pero muy abundantes. El tamaño del área verde determina la distribución de las especies en estos sitios, aumenta la diversidad en los hábitats donde hay nichos que pueden ser utilizados por especies menos abundantes, disminuye el número de especies comunes que habitan en áreas más pequeñas y también permite un mayor acceso y diversidad de los recursos por individuo (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, Vides-Hernández et al. 2017). No obstante, las áreas verdes más pequeñas también pueden contribuir para mejorar la conectividad de las áreas verdes en zonas urbanas cuando aumenta la complejidad del hábitat. La teoría de biogeografía de islas aplicada en términos de ecología urbana a las áreas verdes puede considerarse, ya que estas áreas son sistemas aislados rodeados de una matriz urbana (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, De la Fuente-Díaz-Ordaz 2003).

De acuerdo a la temporalidad, la época de secas (febrero-abril) presentó una mayor riqueza de especies (56), que la de lluvias (mayo-julio; 50 especies). Sin embargo, no hubo diferencias en la riqueza de especies entre temporadas ($U_{1,58} = 391.00$, $P = 0.65$). Por otro lado, la temporada de lluvias presentó la mayor abundancia de individuos (número de individuos; 1326) que la de secas (1127 individuos). Pero tampoco hubo diferencias significativas en las abundancias de aves totales entre temporadas ($U_{1,58} = 373.50$, $P = 0.46$). Estas variaciones temporales aunque fueron no significativas tienen que ver con factores reproductivos de las especies, la ausencia o presencia de especies migratorias, la disponibilidad de recursos, entre otros (Carbó-Ramírez & Zuria 2011, Wang et al. 2016). Aunque también existen factores relacionados con el muestreo y puede haber un efecto de acarreo de especies de un mes a otro, lo que podría indicar que las temporadas pueden estar relacionadas entre sí y no necesariamente ser independientes una de otra como se había planteado inicialmente.

De las variables locales de vegetación en las áreas verdes, Na Bolom presentó el mayor porcentaje de cobertura de dosel con 81.2% y el menor porcentaje fue en las Canchas "Víctor Manuel Galindo" con 6.4%. Mientras que el mayor número de árboles lo tuvo el Parque Central con 12 árboles, pero donde sólo se muestreó una parcela; y no hubo árboles más allá del parque y el menor número de árboles promedio fue en las canchas con 3 árboles. El área verde que presentó árboles con el mayor diámetro a la altura de pecho (DAP) promedio fue el Panteón Municipal (309.2 cm), mientras que Moxviquil fue el área verde con el menor DAP promedio (79.6 cm). Por otro lado, la mayor altura de los árboles promedio también se observó en el Panteón Municipal con 33.2 m, mientras que La Albarrada presentó la menor altura promedio con 6.3 m.

De las variables del paisaje, el mayor porcentaje de superficie total ocupada de cobertura vegetal (vegetación) en buffers de 100 m lo presentó Moxviquil (86.7%), mientras que la Plaza Fray Bartolomé tuvo el menor porcentaje (15.5%). El Panteón Municipal presentó el mayor porcentaje de construcciones con 64.9%, y el Parque Central el menor porcentaje con 2.6%. Esta última área verde tuvo más porcentaje de pavimento con 30.5%, a

comparación de Moxviquil con 2.5%. Por otro lado, el área que tuvo más porcentaje de área verde promedio fue Na Bolom con 31.8%.

En las variables locales de vegetación, el porcentaje de cobertura de dosel fue mayor en las áreas de categoría pequeña con 59.2% que en las áreas de categoría mediana (11.4%). La categoría grande presentó el mayor número de árboles promedio (13 árboles), mientras que la categoría mediana tuvo el menor número (5 árboles). Por otro lado, esta misma categoría presentó tanto el mayor DAP promedio (50.7 cm) como la mayor altura arbórea promedio con (18.6 m), y la categoría grande presentó tanto el menor DAP promedio (41.9 cm), como la menor altura arbórea (11.7 m). Solamente la cobertura del dosel y el número de árboles presentaron diferencias significativas entre categorías ($P = 0.004$ y $P < 0.0001$).

El porcentaje de superficie total ocupada de cobertura vegetal (vegetación) promedio como variable del paisaje, fue mayor en la categoría grande (60.9%), mientras que en la categoría pequeña fue la menor (26.8%). Asimismo, esta última categoría presentó el mayor porcentaje de construcciones promedio (37.2%), y el mayor porcentaje de pavimento promedio (19.1 %) mientras que en la categoría grande hubo un menor porcentaje de construcciones promedio (17.8 %) y menor porcentaje de pavimento (3.8%). Hubo diferencias significativas en el porcentaje de cobertura vegetal (vegetación), porcentaje de construcciones y porcentaje de área verde muestreada entre categorías ($P < 0.0001$, respectivamente, Tabla 3).

La historia de las áreas verdes en la ciudad de San Cristóbal determina la situación actual en la diversidad de aves. La ciudad se fundó en 1528 hace aproximadamente 491 años y ha presentado un crecimiento urbano acelerado en tiempos recientes. Las plazas públicas como Plaza Fray Bartolomé, Plaza La Merced y Parque Central tienen alrededor de 130 años de antigüedad. El Panteón Municipal tiene casi 160 años desde que se construyó, mientras que Na Bolom es un jardín privado que tiene 67 años en funcionamiento. La Albarrada, El Cerrito y SEDEM son áreas verdes relativamente recientes (a partir de 1990), las cuales han sido reforestadas (García-Méndez et al. 2014; Moreno-Luna 2014; Ayuntamiento de San Cristóbal de Las Casas 2017). Y Moxviquil es una de las pocas áreas conservadas en SCLC pero que se ha visto afectada por el impacto de los asentamientos humanos que la rodean (Moreno-Luna 2014). La reserva se usa de servidumbre de paso lo que provoca compactación del suelo en los senderos, basura y entrada de animales domésticos como perros.

El factor histórico de las áreas verdes influye en la estructura de la vegetación y por lo tanto en la composición y abundancia de las aves. Fernández-Juricic y Jokimäki (2001) mencionan que las áreas de menor tamaño presentan una menor cobertura de dosel que áreas verdes más conservadas y de mayor tamaño. En este estudio, algunas áreas pequeñas como Na Bolom presentaron la mayor cobertura de dosel que áreas de mayor tamaño. Esto puede darse por un efecto de abigarramiento dentro de esta área verde y al mantenimiento constante que se le da a este jardín (obs. pers.).

Tabla 3. Variables locales de vegetación y del paisaje (media y desviación estándar (\pm)) en las tres categorías de tamaño de áreas verdes de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas de julio a agosto 2016. Pequeña n=4, Mediana n=3, Grande n=3.**Table 3.** Local vegetation and landscape variables (mean and standard deviation (\pm)) in three size categories of green areas of San Cristobal de Las Casas, Chiapas from July to August 2016. Small n = 4, Medium n = 3, Large n=3.

Variables (promedio)	Categorías de tamaño			Prueba ^c	P ^d
	Pequeña (0.3-1 ha)	Mediana (6-17 ha)	Grande (>25ha)		
Locales					
Área (ha)	0.5 \pm 0.32	11.4 \pm 0.4	50.7 \pm 40.2	-	-
Cobertura de dosel (%)	59.2 \pm 15.8	42.2 \pm 28.1	45.3 \pm 27.6	H=10.8	P=0.004
Número de árboles	12.3 \pm 7.4	5.3 \pm 3.6	13.0 \pm 10.9	H=29.2	P<0.0001
Diámetro a la altura de pecho (DAP) (cm)	50.3 \pm 12.5	50.8 \pm 37.7	41.9 \pm 18.8	H=4.9	P=0.09
Altura vegetación (m)	13.4 \pm 6.3	18.6 \pm 13.6	11.7 \pm 6.4	H=3.0	P=0.22
Paisaje					
Porcentaje de cobertura vegetal ^a	26.8 \pm 18.4	57.6 \pm 33.5	60.9 \pm 22.47	H=19.2	P<0.0001
Porcentaje de construcciones ^a	37.3 \pm 23.5	26.6 \pm 37.27	17.8 \pm 14.8	H=44.2	P<0.0001
Porcentaje de pavimento ^a	19.1 \pm 9.2	9.2 \pm 4.1	3.8 \pm 1.4	H=1.6	P=0.10
Porcentaje de área verde muestreada ^a	16.7 \pm 10.19	6.4 \pm 0.0	6.4 \pm 0.0	H=54.9	P<0.0001

a. Variables convertidas a valores z en las pruebas estadísticas para homogenizar unidades, b. Porcentaje de vegetación en buffers de 100 m., c. Prueba estadística obtenida con el análisis de Kruskal-Wallis, d. Valor de significancia P<0.05.

a. Variables transformed to z-values in the statistical tests to homogenize units, b. Percentage of vegetation in buffers of 100 m radius, c. Statistical test Kruskal-Wallis analysis, d. Significance value P <0.05.

No obstante, la mayor densidad de árboles y su altura promedio fueron en las áreas de mayor tamaño (como Moxviquil). Sin embargo, el DAP fue mayor en áreas medianas (Panteón Municipal), porque son las más antiguas de SCLC. Estas variables de vegetación local (vegetación nativa, características arbóreas) son importantes para la diversidad de aves (Fernández-Juricic & Jokimäki 2001; Schütz & Schulze 2015). Así también considerar el grado de urbanización alrededor del área verde, que puede dificultar o facilitar la conectividad del paisaje entre áreas (Schütz & Schulze 2015).

La riqueza de especies de aves se correlacionó negativamente conforme la cobertura de dosel disminuyó ($r=-0.28$, $P=0.03$), y con un aumento de las construcciones ($r=-0.647$, $P<0.01$), del pavimento ($r=-0.379$; $P<0.01$) y de las áreas verdes muestreadas ($r=-0.502$, $P<0.01$); y positivamente con el porcentaje de superficie total ocupada de cobertura vegetal (vegetación) ($r=0.540$; $P<0.01$). La abundancia de individuos de las especies de aves se correlacionó de igual forma, negativamente conforme la cobertura de dosel disminuye ($r=-0.286$; $P=0.029$), y con el aumento del porcentaje de superficie total ocupada de construcciones ($r=-0.705$; $P<0.05$), del pavimento ($r=-0.319$; $P<0.05$) y de las áreas verdes muestreadas ($r=-0.562$; $P<0.05$); y positivamente con el porcentaje de superficie total ocupada de cobertura vegetal en buffers de 100 m (vegetación) ($r=0.523$, $P<0.05$). Es importante aumentar la cobertura del dosel ya que da protección, y sitios de anidación y alimentación a las aves (Schneider et al. 2012).

El porcentaje de superficie total ocupada de cobertura vegetal (vegetación) en buffers de 100 m fue la varia-

ble más importante en nuestro estudio ya que, a mayor porcentaje de vegetación, la riqueza de especies de aves y la abundancia de individuos aumentó para aquellas especies de bosque y más sensibles a la urbanización (Mills et al. 1989, Blair 1996). Si el porcentaje de superficie total ocupada de construcciones aumenta al igual que el porcentaje de pavimento, entonces disminuirá la riqueza y abundancia de especies de aves. Esto coincide con estudios como el de Jokimäki y Suhonen (1998). Sin embargo, la abundancia de algunas especies de aves como las típicas urbanas o dominantes aumentará y la riqueza de especies disminuirá en estas áreas más urbanizadas (Blair 1996, Xie et al. 2016). Si de la superficie total ocupada, el porcentaje de área verde muestreada disminuye, también lo harán la riqueza y la abundancia, y esto se relaciona directamente con la cobertura de dosel (estructura vertical de la vegetación) y porcentaje de cobertura vegetal en una superficie total ocupada (estructura horizontal de la vegetación) y cuya disminución impacta directamente a las áreas verdes (Mills et al. 1989).

El diámetro a la altura del pecho (DAP), la altura arbórea y el número de árboles pueden estar directamente relacionados con la cobertura de dosel. Pero también hay otros atributos de la vegetación, variables fisiográficas o factores antropogénicos que no se consideraron en esta investigación. Estas variables son: el grado de aislamiento de las áreas verdes, la diversidad de especies vegetales y la perturbación humana como ruido y número de peatones (Mills et al. 1989, Fernández-Juricic & Jokimäki 2001, Carbó-Ramírez & Zuria 2011).

El análisis de regresión de Poisson nos permitió obtener modelos mínimos tanto para la riqueza

($R = 1.982 - 0.156x_1$) y para la abundancia ($A = 2.376 - 0.204x_1$); donde a escala local la variable significativa fue la disminución de la cobertura de dosel. A escala de paisaje, se obtuvieron modelos para la riqueza ($R = 1.907 - 0.346x_1 - 0.243x_2$) y para la abundancia ($A = 2.216 - 0.503x_1 - 0.397x_2$); donde el aumento del porcentaje de superficie total ocupada por construcciones y la disminución del área verde muestreada, fueron las variables que explicaron los modelos en ambos casos. El resto de las variables locales y de paisaje se descartaron del análisis de regresión Poisson ya que no tuvieron un efecto significativo en los modelos.

Conclusiones

La riqueza y abundancia de las especies de aves en la ciudad de SCLC variaron entre las categorías de tamaño de las áreas verdes. Las áreas grandes y medianas presentaron mayor diversidad de aves que las pequeñas. La riqueza y abundancia de aves se correlacionó positivamente con el porcentaje de superficie de cobertura vegetal en buffers de 100m. Mientras que el porcentaje de superficie de construcciones y de pavimento se correlacionó negativamente con la riqueza y abundancia de las aves. Aunque la abundancia de especies de aves típicas urbanas o dominantes aumentó, la riqueza de especies disminuyó en áreas más urbanizadas. En la ciudad de San Cristóbal de Las Casas se deben de incrementar las áreas verdes procurando extender la superficie de las áreas existentes o crear nuevas áreas plantando especies nativas en lotes o áreas de la municipalidad. Esto ayudará a mantener y elevar la diversidad de especies de aves en la ciudad.

Literatura citada

- AOU. 2016. (en línea). Checklist of North American Birds 2016. American Ornithological Society. <http://checklist.aou.org/taxa> [Acceso 20/06/2016]
- Ayuntamiento de San Cristóbal de Las Casas. 2017. (en línea). Enciclopedia de Los Municipios y Delegaciones de México: Estado de Chiapas. INAFED Instituto para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, SEGOB Secretaría de Gobernación <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM07chiapas/> [Acceso 29/05/2017].
- Berry BJL. 2008. Urbanization, in: Marzluff JM, et al. (Eds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer, Boston, pp. 25-48. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_3
- Blair R.B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6(2):506-519. <https://doi.org/10.2307/2269387>
- Cameron AC, Trivedi PK. 2013. *Regression analysis of count data*. 2a ed. Cambridge University Press. Cambridge.
- Carbó-Ramírez P. 2008. Estructura y composición de la avifauna y su interacción con un ambiente urbano en la ciudad de Pachuca, Hidalgo. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca.
- Carbó-Ramírez P, Zuria I. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100(3): 213-222. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.008>
- Chao A, Ma KH, Hsieh TC. 2016. (en línea). User's Guide for iNEXT: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/wp-content/uploads/software/iNEXT_UserGuide.pdf [Acceso 25/04/2017].
- Cisneros-Calderón A, Soto-Pinto L, Estrada-Lugo E. 2012. Entre la conservación del bosque y el crecimiento de la ciudad: las localidades rurales en el espacio periurbano del Huitepec en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Estudios Demográficos y Urbanos*. 27(3): 739-787. <https://doi.org/10.24201/edu.v27i3.1426>
- Clapp RB. 1986. Great-tailed Grackle kills Barn Swallow in flight. *The Wilson Journal of Ornithology* 98(4): 614-615.
- Clucas B, Marzluff JM. 2015. A cross-continental look at the patterns of avian species diversity and composition across an urbanisation gradient. *Wildlife Research* 42(7): 554-562. <https://doi.org/10.1071/WR15007>
- De la Fuente-Díaz-Ordaz AA. 2003. Estudio de la estructura de las comunidades de aves en los parques urbanos de Puebla y su entorno. Tesis de Maestría. Universidad de las Américas, Puebla, Puebla.
- Dunn J, Alderfer J. 2011. *National Geographic Field Guide to the Birds of North America*. Sixth Edition. National Geographic. 574pp.
- Fernández-Juricic E. 2000. Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size and isolation. *Ecological Research* 15(4): 373-383. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2000.00358.x>
- Fernández-Juricic E, Jokimäki J. 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. <https://doi.org/10.1023/A:1013133308987>
- García-Méndez A, Lorenzo C, Vázquez LB, et al. 2014. Roedores y murciélagos en espacios verdes en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Therya* 5(2): 615-632. <https://doi.org/10.12933/therya-14-207>
- Gavareski CA. 1976. Relation of Park Size and Vegetation to Urban Bird Populations in Seattle, Washington. *The Condor* 78(3): 375-382. <https://doi.org/10.2307/1367699>
- Gibbons DW, Gregory RD. 2006. Birds, in: W. Sutherland (Ed.), *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 308-350. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511790508.010>
- Hayslette SE, Tacha CT, Wagerman GL. 1996. Changes in White-Winged Dove Reproduction in Southern Texas, 1954-93. *The Journal of Wildlife Management* 60(2): 298-301. <https://doi.org/10.2307/3802227>
- Howell SNG, Webb S. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America* First Edition. Oxford University Press. 1010pp.
- Huffman B. 2011. *Aves del Municipio de San Cristóbal*. First Edition. Chiapas Birding Adventures. 40pp.
- INEGI. 2011. *Clasificaciones del Censo de Población y Vivienda (2010)*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía Acceso, México, 105 p. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825002067>
- Johnston-López K, Macías-Duarte A, Castillo-Gómez RA. 2015. Urban birds in the Sonoran Desert: estimating population density from point counts. *Huitzil* 16(1): 37-47. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2015.16.1.64>

- Jokimäki J, Suhonen J. 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39(4): 253-263. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00089-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00089-3)
- Lara C, González JM, Hudson R. 2009. Observational learning in the white-eared hummingbird (*Hylocharis leucotis*): Experimental evidence. *Ethology* 115(9): 872-878. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.2009.01668.x>
- MacGregor-Fors I, Ortega-Álvarez R. 2011. Fading from the forest: Bird community shifts related to urban park site-specific and landscape traits. *Urban Forestry and Urban Greening* 10(3): 239-246. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.03.004>
- MacGregor-Fors I, Ortega-Álvarez R. 2013. *Ecología Urbana: experiencias en América* First Edition. Instituto de Ecología A.C. 130 pp.
- MacGregor-Fors I, Avendaño-Reyes S, Bandala VM, et al. 2015. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment. *Urban Ecosystems* 18(2): 633-647. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0410-z>
- MacGregor-Fors I, Escobar F, Rueda-Hernández R, et al. 2016. City "Green" Contributions: The Role of Urban Greenspaces as Reservoirs for Biodiversity. *Forests* 7(12): 146. <https://doi.org/10.3390/f7070146>
- Malagamba-Rubio A, MacGregor-Fors I, Pineda-López R. 2013. Comunidades de aves en áreas verdes de la ciudad de Santiago de Querétaro, México. *Ornitología Neotropical*. 24(4): 371-386. <https://sora.unm.edu/node/133385>
- Marzluff JM. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds, in: J.M. Marzluff, R. Bowman & R. Donnelly (Eds.), *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer, Boston, pp. 19-47. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_2
- Marzluff JM, Ewing K. 2008. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes, in: Marzluff JM, et al. (Eds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer, Boston, pp. 739-755. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_48
- McDonnell MJ, Pickett STA. 1990. Ecosystem structure and function along gradients: an unexploited urban-rural opportunity for ecology. *Ecology* 71(4): 1232-1237. <https://doi.org/10.2307/1938259>
- McKinney ML. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11(2): 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Melles S, Glenn S, Martin K. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: Species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Ecology and Society* 7(1): 5. <https://doi.org/10.5751/ES-00478-070105>
- Merino PA. 2013. *Diversidad de aves asociadas a los humedales de montaña en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México*. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla.
- Merino PA. 2017. *Diversidad de aves de la zona urbana de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México*. Tesis de Maestría. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla.
- Mills GS, Dunning JBJ, Bates J. 1989. Effects of urbanization of breeding bird community structure western desert habitats. *The Condor* 91(2): 416-428. <https://doi.org/10.2307/1368320>
- Moreno-Luna AC. 2014. *Actores sociales involucrados en la conservación de la biodiversidad: el caso de la Reserva Ecológica Moxviquil, Chiapas, México*. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas.
- Nielsen AB, Van den Bosch M, Maruthaveeran S, et al. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: a review of empirical evidence. *Urban Ecosystems* 17(1): 305-327. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1>
- Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. 2010. Protección ambiental: Especies nativas de México de flora y fauna silvestre. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/134778/35.-_NORMA_OFICIAL_MEXICANA_NOM-059-SEMARNAT-2010.pdf [Acceso 01/09/2016]
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, et al. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth: a new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51(11): 933-938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2)
- Pla L. 2006. Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31 (8):583-590.
- Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, et al. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Pacific Southwest Research Station, U.S. Department of Agriculture. 46pp. <https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-159>
- Ramírez-Bastida P. 2000. *Aves de humedales en zonas urbanas del noroeste de la Ciudad de México*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Rangel-Salazar JL, Enríquez PL, Will T. 2005. Diversidad de aves en Chiapas: Prioridades de investigación para su conservación, in: M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial & L. Montoya-Ruiz (Eds.), *La Diversidad Biológica en Chiapas*. Plaza y Valdés, Ciudad de México, pp. 265-323.
- Schneider NA, Low M, Arlt D, et al. 2012. Contrast in edge vegetation structure modifies the predation risk of natural ground nests in an agricultural landscape. *Plos One* 7(2): 1-6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0031517>
- Schütz C, Schulze CH. 2015. Functional diversity of urban bird communities: Effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution* 5(22): 5230-5239. <https://doi.org/10.1002/ece3.1778>
- Téllez-Farfán L, Sánchez FA. 2016. Forrajeo de *Zonotrichia capensis* (Passeriformes: Emberizidae) y el valor del parche en cercas vivas jóvenes de la sabana de Bogotá. *Acta Biológica Colombiana* 21(2): 379-385. <https://doi.org/10.15446/abc.v21n2.52605>
- Vides-Hernández GL, Velado-Cano MA, Pablo-Cea JD, et al. 2017. Patrones de riqueza y diversidad de aves en áreas verdes del centro urbano de San Salvador, El Salvador. *Huitzil* 18(2): 272-280. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2017.18.2.294>

- Wang JF, Zhang TL, Fu BJ. 2016. A measure of spatial stratified heterogeneity. *Ecological Indicators* 67: 250–256. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.052>
- Wehtje W. 2003. The range expansion of the great-tailed grackle (*Quiscalus mexicanus* Gmelin) in North America since 1880. *Journal of Biogeography* 30(10): 1593-1607. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00970.x>
- Xie S, Lu F, Cao L, et al. 2016. Multi-scale factors influencing the characteristics of avian communities in urban parks across Beijing during the breeding season. *Nature Publishing Group* 6(1): 1-9. <https://doi.org/10.1038/srep29350>

Agradecimientos / Acknowledgments:

A Pronatura Sur A.C., CEDECO La Albarrada y Museo Na Bolom por los permisos otorgados para realizar este estudio en sus propiedades. A Miguel Martínez Icó, a los M. en C. José Raúl Vázquez, Pedro Ramírez, Ghelen Mera y Selene Espinoza por su apoyo durante el trabajo de campo. Al M. en C. José Raúl Vázquez por la elaboración del mapa. Al Dr. Alberto Macías por su apoyo en los análisis estadísticos. Al M. en C. Jack C. Eitniear por la revisión del resumen. Agradecemos a los revisores de este manuscrito por sus acertados comentarios al documento.

Conflicto de intereses / Competing interests:

Los autores declaran no haber incurrido en conflictos de intereses.

Rol de los autores / Authors Roles:

AM, PE, IZ, JC: realizaron la planificación y diseño de muestreo; AM realizó el trabajo de campo; AM, JC: analizaron los datos; AM, PE: redactaron el manuscrito; AM, PE, IZ, JC: revisaron y aprobaron el manuscrito.

Fuentes de financiamiento / Funding:

Esta investigación fue apoyada por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) con una beca otorgada al primer autor (No. 402055).

Aspectos éticos / legales; Ethics / legals:

Los autores declaran no haber violado ningún aspecto ético y haber obtenido todos los permisos correspondientes para realizar esta investigación en los parques, reservas, panteón, y predios particulares.