

Diversidad, estructura y composición de las
2013 comunidades de aves que habitan en áreas
verdes de la ciudad de Santiago de Querétaro
Alejandro Malagamba Rubio



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales

Diversidad, estructura y composición de las comunidades
de aves que habitan en áreas verdes de la ciudad de
Santiago de Querétaro

Trabajo de investigación
Que como parte de los requisitos para obtener el grado de

Maestro Ciencias

Presenta

Alejandro Malagamba Rubio

Santiago de Querétaro a 18 de Abril de 2013



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Maestría en Ciencias: Recursos Bióticos

**Diversidad, estructura y composición de las comunidades de aves que habitan
en áreas verdes de la ciudad de Santiago de Querétaro**

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener grado de

Maestro en Ciencias: Recursos Bióticos

Presenta:

Biol. Alejandro Malagamba Rubio

Dirigido por:

Dr. Rubén Pineda López

Codirector:

Dr. Ian MacGregor Fors

SINODALES

Dr. Rubén Pineda López
Presidente

Dr. Ian MacGregor Fors
Secretario

Dr. Oscar Ricardo García Rubio
Vocal

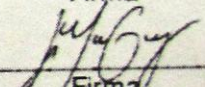
Dr. Luis Hernández Sandoval
Suplente

Dr. Robert W. Jones
Suplente

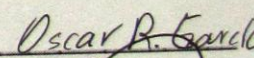
Dra. Margarita Teresa de Jesús García Gasca
Directora de la Facultad



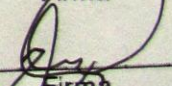
Firma



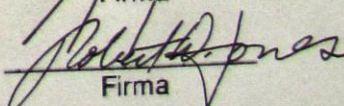
Firma



Firma



Firma



Firma

Dr. Irineo Torres Pacheco
Director de Investigación y
Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Abril 2013
México

RESUMEN

El proceso de urbanización modifica la estructura de los hábitats preexistentes. Dicho proceso afecta a las comunidades bióticas; sin embargo, las áreas verdes urbanas ofrecen hábitat para algunos grupos de animales silvestres, como las aves. En este trabajo se seleccionaron 12 áreas verdes urbanas en la ciudad de Santiago de Querétaro con la finalidad de describir la riqueza de especies de aves y su relación con las características de hábitat, tanto en de dichas áreas como en las zonas adyacentes a estas. Se colocaron puntos de muestreo de área definida a 25m separados por 200m en las áreas verdes urbanas, el mismo número de puntos de muestreo se colocaron en la periferia de las áreas verdes a 200m del borde. Los resultados de este trabajo muestran que la riqueza de especies de aves está positivamente relacionada con el tamaño del área verde y, en general, es más baja en áreas adyacentes. Diferentes variables de hábitat mostraron relacionarse con la riqueza de especies de aves en las áreas verdes y áreas adyacentes, en ambos casos sobresalen variables relacionadas con el componente arbóreo y el arbustivo. El análisis de composición de especies de aves mostró que las comunidades de aves de áreas verdes y de sus áreas adyacentes son distintas, sin importar el tamaño del área verde. Con base en los resultados de este trabajo, se propone promover la creación y la permanencia de áreas verdes urbanas con una estructura vegetal variada, incluyendo arbustos y árboles maduros con la finalidad de promover la diversidad de aves en áreas urbanas.

Palabras clave: avifauna urbana, ecología urbana, riqueza de aves, variables de hábitat, urbanización.

A mi familia y amigos.

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia, al cuerpo académico del laboratorio de zoología de la Universidad Autónoma de Querétaro, así como a todas las personas que integran la Maestría en recursos Bióticos.

Agradezco a los tutores por su orientación y consejo durante la realización de este trabajo:

Dr. Rubén Pineda López, por todos los años y proyectos en los que hemos trabajado juntos, por inculcarme la pasión y el respeto hacia las aves y por todo el conocimiento y la amistad brindados cada día.

Dr. Ian MacGregor Fors, por sus valiosas revisiones y comentarios a lo largo de todo el trabajo y el gran conocimiento brindado sobre ecología urbana.

Dr. Oscar Ricardo García Rubio, por sus valiosos aportes durante las tutorías.

Dr. Luis Hernández Sandoval y Dr. Robert W. Jones, por sus revisiones finales sobre el trabajo.

ÍNDICE

Resumen	3
Dedicatoria	4
Agradecimientos	5
Índice	6
Índice de cuadros	7
Índice de figuras	8
Introducción	9
Literatura citada	11
Publicación	14
Introducción	14
Métodos	16
Resultados	22
Discusión	25
Literatura citada	27
Anexo	35

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1	19
Cuadro 2	20

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	17
Figura 2	24
Figura 3	24

INTRODUCCIÓN

El estudio de avifaunas en zonas urbanas es una disciplina creciente en América Latina a pesar de ser relativamente poco estudiada en comparación con los trabajos realizados en Europa, Estados Unidos y Canadá (Marzluff *et al.* 2001, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2011). Los países latinoamericanos en donde más publicaciones se han realizado son, en orden, Brasil, Argentina y México, acumulando el 79% de las publicaciones para Latinoamérica, del total de publicaciones la mayoría (63%) se concentraron en patrones ecológicos, seguidos de listados de especies de aves (32%) y conservación biológica (5%). A pesar del aumento en el estudio de esta disciplina aún falta mucho por hacer en Latinoamérica, desde cuestiones básicas como listados ornitológicos, hasta comprender los procesos ecológicos y realizar trabajos de conservación (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2011).

En México, en general, dichos estudios se enfocan en distintos ámbitos como son: 1) estudios sobre comunidades de aves realizados en zonas urbanas en general (MacGregor-Fors *et al.* 2010 y MacGregor-Fors *et al.* 2011), 2) comunidades de aves dentro de áreas verdes o parques urbanos, donde se pueden encontrar listados ornitológicos (MacGregor-Fors. 2005), estructura de la comunidad de aves dentro de un parque (Almazan-Núñez y Hinterholzer-Rodríguez 2010), relación de características de áreas verdes o parques urbanos con la comunidad de aves (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez. 2011, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2010, González-Oreja *et al.* 2012, MacGregor-Fors. 2008, González-Oreja *et al.* 2007), y 3) estudios sobre una sola especie dentro de un ámbito urbano (MacGregor-Fors *et al.* 2008, Pineda-López y Malagamba 2009, Romero-Águila y Chapa-Vargas 2008).

De forma general, se documenta en los estudios de ecología urbana un efecto nocivo en las comunidades de aves que habitan estas áreas, disminuyendo la riqueza de aves y aumentando las abundancias de algunas especies afines a la urbanización (Chace y Walsh 2006, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2010). Gran parte de los estudios sobre las comunidades de aves urbanas son realizados en áreas verdes, como parques recreativos, campos de golf y campus universitarios (Jokimäki 1999, Lussenhop 1977, Shwartz *et al.* 2008), debido a que las características de las áreas

verdes urbanas permiten que las comunidades de aves sean más diversas y contengan una mayor riqueza de especies en comparación con otros ambientes urbanos (Jokimäki 1999). Se ha sugerido que las áreas verdes urbanas cumplen un papel ecológico importante (Gavareski 1976), ya que pueden funcionar como refugio para algunas aves nativas (Lussenhop 1977) y permiten la conservación de una parte de la avifauna local (McDonnell y Pickett, 1990).

Son de gran importancia los trabajos donde se registran poblaciones de especies exóticas dentro de las ciudades, ya que pueden competir con las especies nativas y evitar que áreas verdes urbanas funcionen como reservas. Trabajos de esta índole se han realizado con el perico argentino (*Myiopsitta monachus*) en diversos países como España (Batllori y Nos 1985, Clavell *et al.* 1991, Daniel-Sol *et al.* 1997). En México se ha registrado al loro monje como potencial invasor en diversas ciudades (Pablo-López 2009, Pineda-López *et al.* 2013) y es un foco de atención en el manejo de especies exóticas en las ciudades.

LITERATURA CITADA

- Almazán-Núñez R.C. y A. Hinterholzer-Rodríguez. 2010. Dinámica temporal de la avifauna en un parque urbano de la ciudad de Puebla, México 11: 1 26-34. Huitzil.
- Batllo, X. y R. Nos. 1985. Presencia de la cotorrita gris (*Myiopsitta monachus*) y de la cotorrita de collar (*Psittacula krameri*) en el área metropolitana de Barcelona. *Mise. Zool.* 9: 407-411.
- Clavell, J., E. Martorell, D.M. Santos y D. Sol. 1991. Distribucion de la cotorreta de pit gris *Myiopsitta monachus* a Catalunya. *Butll GCA.* 8:15-18.
- Daniel-Sol, D.M., S.E., Feria y J. Clavell. 1997. Habitat selection by the monk parakeet during colonization of new area in Spain. *The condor.* 99:39-46.
- Gavareski, C.A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor.* 78:375–382.
- González Oreja, J.A., C. Bonache Regidor, D. Buzo Franco, A.A. de la Fuente Díaz Ordaz y L. Hernández Santín. 2007. Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la Ciudad de Puebla (México). *revista ibérica de ornitología.* 54 (1): 53-67
- González-Oreja J.A., Barillas-Gómez A.L., Bonache-Regidor C., Buzo-Franco D., García-Guzmán J., y Hernández-Santín L. 2012. Does Habitat Heterogeneity Affect Bird Community Structure in Urban Parks? *Studies in Avian Biology* pp1-26.
- Jokimäki, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems.* 3:21–34.
- Lussenhop, J. 1977. Urban cemeteries as bird refuges, *condor* 79: 456-467.
- MacGregor-Fors, I. 2005. Primer registro de urraca-hermosa cara negra (*Calocitta colliei*) en el municipio de Tecomán, Colima, México. *Huitzil.* 6:9-10.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning.* 84:92–98.

- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J.E. Schondube. 2010. Migrating to the city: responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *The Condor*. 112:711–711.
- MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez 2011. Fading from the forest: Shifts in urban park bird communities in relation to their site-specific and landscape traits. *Urban Forestry & Urban Greening*. 10:239-246.
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J.E. Schondube. 2011. Does size really matter? Species–area relationships in human settlements. *Biodiversity Research*. 17:112-121.
- Marzluff, J.M., B. Bowman y R. Donnelly. 2001. A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. En J. M. Marzluff, R. Bowman, & R. Donnelly (Eds.). *Avian conservation and ecology in an urbanizing world*. Boston: Kluwer Academic. pp. 1–17.
- McDonnell, J.M. y Pickett, S.T.A. 1990. The study of ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*. 71, 1231–1237.
- Ortega-Álvarez, R. y I. MacGregor-Fors. 2010. What matters most? Relative effect of urban habitat traits and hazards on urban park birds. *Ornitología Neotropical*. 21:519-533.
- Ortega-Álvarez, R. y 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.
- Pablo-López, R.E. 2009. Primer registro del perico argentino (*Myiopsitta monachus*) en Oaxaca México. *Huitzil*. 10(2):48-51.
- Pineda-López, R. y A. Malagamba-Rubio. 2009. Primeros registros de presencia y reproducción del mirlo dorso rufo (*Turdus rufopalliatus*) en la ciudad de Querétaro, Querétaro, México. *Huitzil*. 10(2):66-70.
- Romero Águila, E. y L. Chapa-Vargas. 2008. Primeros registros del mirlo dorso rufo (*Turdus rufopalliatus*) en San Luis Potosí. México. *Huitzil* 9:8-11.

Shwartz, A., S. Shirley, y S. Kark. 2008. How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park? *Landscape Urban Plan.* 84: 219–229.

PUBLICACIÓN

A enviarse a la revista Ornitología Neotropical

INTRODUCCIÓN

El proceso de urbanización es una de las principales causas de alteración ambiental (Clergeau *et al.* 2001). Además de alterar la geomorfología del área en la que se establece un área urbana, la urbanización modifica los regímenes de perturbación, los ciclos biogeoquímicos, las propiedades del suelo y el clima local e incluso regional (Grimm *et al.* 2008, Marzluff *et al.* 2008). Como consecuencia, la urbanización representa una de las principales causas de extinción de especies, principalmente en sitios de expansión activa (Czech *et al.* 2000, McKinney 2002).

Las dinámicas económicas e industriales modernas han promovido la migración de zonas rurales a zonas urbanas, lo cual ha propiciado un cambio importante en la proporción de habitantes urbanos en el mundo. Actualmente, más de la mitad de los 7,000 millones de habitantes que conforman la población total mundial viven en zonas urbanas, tendencia creciente en las últimas décadas (Grimm *et al.* 2008, United Nations 2011). En México se contabilizaron 112 millones de habitantes para el año 2010, de los cuales 78% habitaban en zonas urbanas (INEGI 2010). Esta relación es contrastante con las cifras de 1950, cuando sólo 43% de la población habitaba en zonas urbanas (Garza 2002).

Estudios previos han identificado que los componentes de la vegetación, de la infraestructura urbana, de los factores socioeconómicos y de la geografía de un área urbana pueden moldear la diversidad de sus comunidades de aves (Chace y Walsh 2006, Evans *et al.* 2009, MacGregor-Fors *et al.* 2011, MacGregor-Fors y Schondube 2011). Desde una perspectiva geográfica, los asentamientos humanos han sido identificados como islas ecológicas aisladas de los sistemas que los rodean (Davis y Glick 1978, Jokimäki 1999, MacGregor-Fors 2010, MacGregor-Fors *et al.* 2011). Dentro de dichas islas ecológicas, las áreas verdes (e.g., parques, jardines residenciales, cementerios, campos de golf) conforman entidades aisladas y rodeadas por áreas altamente urbanizadas, las cuales se distinguen fácilmente por su cobertura vegetal (Rubio 1995; Marzluff 2005; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez 2011).

Gran parte de los estudios previos de ecología de comunidades de aves en zonas urbanas han sido llevados a cabo en áreas verdes urbanas (e.g., Jokimäki 1999, Lussenhop 1977, Shwartz *et al.* 2008). Lo anterior parece estar relacionado con sus características, las cuales les permiten albergar o atraer a un importante número de aves (Jokimäki 1999). Los resultados de dichos estudios sugieren que las áreas verdes urbanas cumplen un papel ecológico fundamental (Gavareski 1976), ya que pueden fungir como refugio para algunas aves nativas (Lussenhop 1977) e incluso permiten la conservación de una parte de la avifauna local (McDonnell y Pickett, 1990). Entre las generalidades resultantes de dichos estudios, destacan: (1) las características de la vegetación influyen contundentemente en la riqueza y abundancia de aves (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2010, Gavareski 1976, Chace y Walsh 2006, MacGregor-Fors 2008); (2) existe un mayor número de especies de aves que habitan o utilizan las áreas verdes urbanas que otros sitios con menor cobertura vegetal o desprovistos de ella (Gavareski 1976, Sandström *et al.* 2006); (3) las áreas verdes urbanas se comportan como islas ecológicas dentro de una matriz de construcción en la que existe una estrecha relación positiva especies-área (Shwartz *et al.* 2008; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2011); (4) las áreas verdes urbanas pueden fungir como refugio para algunas especies de aves nativas (Davis y Glick 1978, MacGregor-Fors *et al.* 2011); (5) tanto las aves nativas como las exóticas se pueden ver beneficiadas por el establecimiento de áreas verdes urbanas (Cassey 2002).

Diversos estudios de ecología de comunidades de aves se han llevado a cabo en áreas verdes en México (e.g., Carbó 2008, MacGregor-Fors 2008, Grajales 2009, MacGregor-Fors *et al.* 2010, Zuria y Rendón-Hernández 2010, Ruelas y Aguilar 2010, Pablo-López 2009, MacGregor-Fors y Schondube. 2011, Pineda-López y Malagamba-Rubio 2009 y 2011). Estos trabajos se enfocan únicamente en el estudio dentro de áreas verdes. Con la finalidad de tener un sistema de referencia comparativo, en este trabajo se estudiaron y compararon las comunidades de aves en 12 áreas verdes urbanas de la ciudad de Santiago de Querétaro (referida como ciudad de Querétaro de aquí en adelante) y sitios urbanos adyacentes. Para ello, se muestrearon las comunidades de aves de las áreas verdes y sitios adyacentes con la finalidad de contrastar sus valores de riqueza y conocer cómo están relacionadas algunas de las

variables de hábitat con la riqueza de especies de aves. Se predijo que la riqueza de aves sería mayor en las áreas verdes urbanas en comparación con los sitios adyacentes, ya que cuentan con características de hábitat propicias para las aves, como lo es la estructura de la vegetación (Gavareski 1976, Chace y Walsh 2006 y Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2010).

MÉTODOS

Área de estudio. La ciudad de Santiago de Querétaro se encuentra ubicada en el Eje Neovolcánico Transversal (entre las longitudes 20° 30' y 20° 45' Norte y las latitudes 100° 20' y 100° 45' Oeste; ~1820 msnm) y alberga a aproximadamente 802,000 habitantes (INEGI 2010). El clima de la ciudad es seco y semicálido (BS1hw), con una temperatura media anual de 19°C y una precipitación promedio anual es de 558.2 mm, de los cuales el 90% se concentra en los meses de junio a septiembre (SMN-CNA 2012). La zona conurbada de la ciudad de Querétaro ha crecido de manera importante en las últimas décadas, incluyendo actualmente cuatro municipios: Querétaro, Corregidora, El Marqués y Huimilpan (INEGI 2005, PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ 2008).

La vegetación de las áreas verdes de la ciudad de Querétaro se compone de aproximadamente 77 especies de árboles, de las cuales ~70% son exóticas. Entre las especies arbóreas exóticas más comunes, destacan: el eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*), el pirul (*Schinus molle*), la casuarina, (*Casuarina equisetifolia*), el álamo blanco (*Populus alba*), el alamillo (*P. fremontii*) y la grevillea (*Grevillea robusta*). Entre los árboles nativos más comunes, sobresalen: el fresno (*Fraxinus uhdei*), la yuca (*Yucca filifera*), el mezquite (*Prosopis laevigata*), los huizaches (*Acacia farnesiana* y *A. shaffneri*), el palo bobo (*Ipomoea murucoides*), el palo de arco (*Lysiloma microphylla*), el órgano (*Stenocereus dumortieri*) y el garambullo (*Myrtillocactus geometrizans*) (PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ 2008).

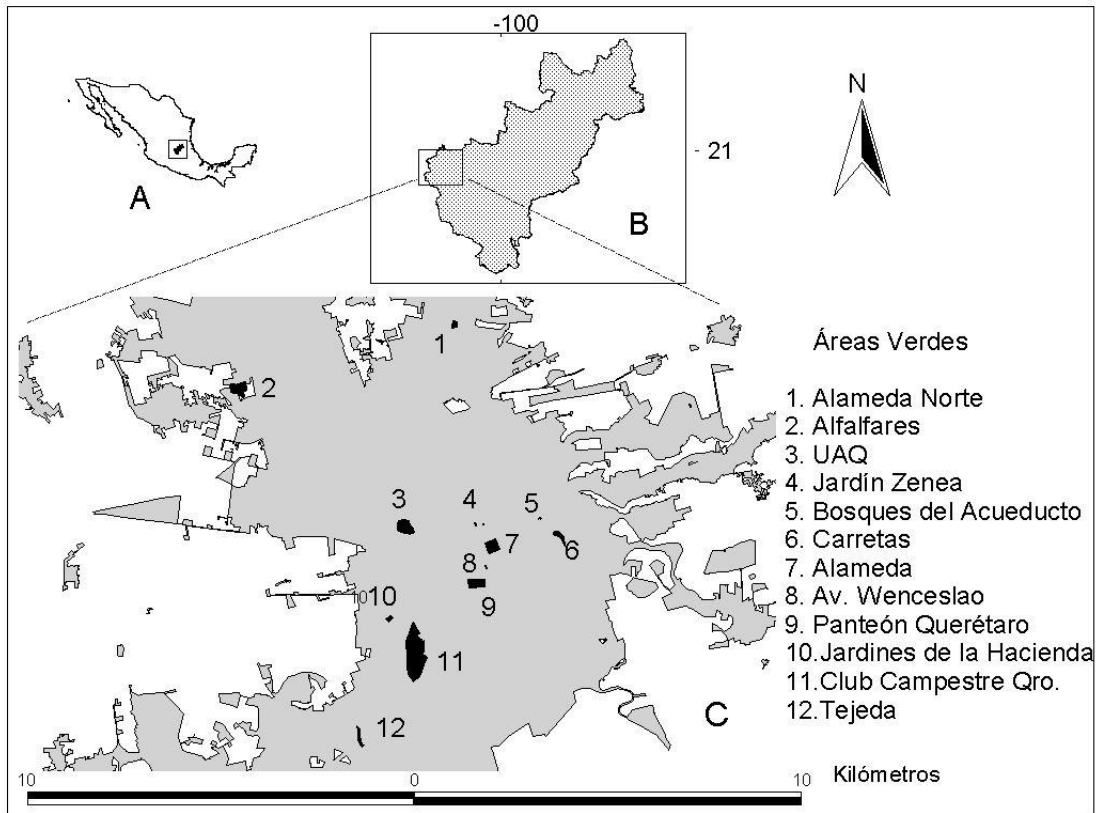


Fig. 1. Ubicación de las áreas verdes muestreadas en la ciudad de Querétaro (C), estado de Querétaro (B), México (A).

Muestreo de aves. Se llevaron a cabo muestreos de aves entre febrero y junio de 2011 en 12 áreas verdes urbanas de la ciudad de Querétaro con diferentes tamaños y estructura de la vegetación (Fig. 1, Cuadro 1). Se utilizó el método de conteos por punto de radio definido (25 m), separados a una distancia mínima de 200 m entre sí para asegurar la independencia de los datos (Bibby *et al.* 1998, Ralph *et al.* 1996). El número de conteos por área verde fue proporcional a su tamaño (Cuadro 1). Adicionalmente, se situaron puntos de conteo en la zona urbana adyacente (tratamiento de comparación), siempre ubicados a 200 m del perímetro del parque en dirección de los cuatro puntos cardinales (i.e., Norte, Sur, Este, Oeste) y sus puntos intermedios (e.g., Noroeste), hasta completar el mismo número de puntos que en el interior del parque con el fin de tener un diseño balanceado. De esta manera, se llevaron a cabo 76 puntos de conteo, 38 dentro de las áreas verdes urbanas y 38 en su zona urbana adyacente. Todos los

puntos fueron muestreados en cuatro ocasiones, dos veces durante el invierno (febrero-marzo) y dos veces durante la primavera (abril-junio) de 2011, resultando en 152 repeticiones en las áreas verdes y 152 en la zona urbana adyacente.

Caracterización de las áreas verdes urbanas y la zona urbana adyacente. Se utilizó el método de evaluación de las características de la vegetación propuesto por Ralph *et al.* (1996) dentro del área en la que se registraron las aves (radio definido de 25 m). Se cuantificaron las siguientes variables en cada sitio de muestreo: (1) abundancia arbórea, (2) riqueza arbórea, (3) diámetro a la altura del pecho arbóreo (DAP), (4) cobertura arbórea, (5) altura arbórea, (6) abundancia arbustiva, (7) riqueza arbustiva, (8) cobertura arbustiva, (9) cobertura de suelo desnudo (i.e., tierra), (10) cobertura de concreto, pavimento o construcción. Las coberturas se cuantificaron utilizando la escala de abundancia de cobertura de Braun-Blanquet (5 \geq 75%, 4 = 50-75%, 3 = 25-50%, 2 = 5-25%, 1 = <5%, 0 = ausente) (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974). Se registró la altura mínima y máxima arbórea y arbustiva, así como el DAP arbóreo mínimo y máximo para cada punto con el fin de obtener una representación de la varianza de estas características. Para cuantificar la superficie de cada área verde, se utilizó una imagen de satélite de alta resolución. Adicionalmente, se categorizó visualmente la cobertura de construcción en un radio de 100 m de cada punto, asignando un valor cada 20% de aumento de la siguiente forma: 0=0%, 1=1 a 20%, 2=21 a 40%, 3=41 a 60% 4=61 a 80% y 5= 81 a 100% (Cuadro 2).

Análisis de datos. Se categorizaron las áreas verdes urbanas estudiadas en relación con su tamaño utilizando un análisis de agrupación de enlace simple (*single linkage clustering*). Dicho análisis mostró que los tamaños de las áreas verdes muestreadas están congregados en tres grupos: (1) áreas verdes chicas (0.27-3.87 ha), (2) áreas verdes medianas (8.63-12 ha) y (3) áreas verdes grandes (22.04 ha; Cuadro 1). Para determinar la completitud del muestreo en cada categoría de tamaño de área verde, se utilizó el estimador no paramétrico Chao 2 utilizando el programa EstimateS (Colwell 2010), ya que el tamaño de muestra era pequeño. Adicionalmente, se calculó el porcentaje de riqueza observada en relación con la riqueza promedio obtenida del estimador no paramétrico para conocer el grado de completitud del muestreo.

Cuadro 1. Tamaño, ubicación, número de puntos y categoría de tamaño de las áreas verdes estudiadas

Nombre	Área (ha)	Latitud (N)	Longitud (O)	Número de puntos de conteo	Categoría de tamaño*
Av. Wenceslao	0.27	20° 34' 59.19"	100° 23' 21.34"	1	Chico
Bosques del Acueducto	0.49	20° 35' 40.35"	100° 22' 33.35"	1	Chico
Jardín Zenea	0.53	20° 35' 34.89"	100° 23' 31.56"	1	Chico
Jardines de la Hacienda	1.37	20° 34' 13.30"	100° 24' 47.35"	1	Chico
Alameda Norte	2.21	20° 38' 22.27"	100° 23' 51.25"	1	Chico
Tejeda	3.63	20° 32' 32.26"	100° 25' 12.66"	1	Chico
Carretas	3.85	20° 35' 26.06"	100° 22' 16.65"	2	Chico
Panteón Querétaro	8.63	20° 34' 44.80"	100° 23' 29.01"	3	Mediano
Alameda	8.82	20° 35' 16.25"	100° 23' 16.30"	4	Mediano
Alfalfares	11.01	20° 37' 25.67"	100° 27' 01.95"	4	Mediano
Ciudad universitaria UAQ y CC	12	20° 35' 29.45"	100° 24' 36.29"	4	Mediano
Club Campestre Qro.	22.04	20° 33' 45.90"	100° 24' 25.52"	8	Grande

* Clasificado con base en un análisis de agrupaciones (véase Análisis de datos para detalles).

Posteriormente, se calculó la riqueza de especies (Sobs Mao Tau) para cada categoría de tamaño de área verde (promedio \pm intervalos de confianza 84%) con el programa EstimateS (Colwell, 2010). Los valores de Sobs Mao Tau pueden ser comparados entre condiciones con distinto esfuerzo de muestreo, ya que permite la estandarización de un valor en relación con el esfuerzo de muestreo (Gotelli y Colwell 2001, Moreno, 2001; Magurran, 2004). En este trabajo utilizamos los intervalos de confianza de 84% debido a que un estudio reciente mostró que el traslape de dichos intervalos de confianza imitan robustamente pruebas estadísticas con un alfa = 0.05 (MacGregor-Fors y Payton 2013). Así, se consideraron diferencias estadísticas cuando los intervalos no se traslaparon, mientras que se asumió que los valores no eran estadísticamente distintos cuando los intervalos se traslaparon.

Cuadro 2. Riqueza y abundancia de árboles y arbustos dentro de las áreas verdes urbanas y valores promedio de las variables vegetales.

Área verde urbana	Abundancia arbórea	Riqueza arbórea	Altura arbórea promedio (m)	DAP arbóreo promedio (cm)	Abundancia arbustiva	Riqueza arbustiva	Altura arbustiva promedio (m)
Alameda	95	17	8	58.8	177	8	4.25
Alameda Norte	32	7	7.75	25.78	120	5	1.25
Alfalfares	57	7	22	12.05	20	1	0.3
Av. Wenceslao	23	6	12.25	46.63	35	4	0.75
Bosques del Acueducto	18	4	13.5	47.74	10	1	0.9
Carretas Club	47	9	24.5	38.51	68	3	3
Campestre Qro.	88	12	110.25	46.41	46	5	0.8
Jardín Zenea	5	3	8	49.65	85	3	0.32
Jardines de La Hacienda	13	3	16.5	69.073	60	2	1
Panteón Querétaro	87	17	25.5	18.88	27	5	3.6
Tejeda Ciudad	103	8	28.25	38.67	34	1	1.5
Universitaria UAQ-CC	158	26	51.5	39.78	177	18	5.8

Con la finalidad de relacionar las características de hábitat de los sitios muestreados con la riqueza de especies de las comunidades de aves estudiadas, se llevaron a cabo árboles de regresión con el programa R (R Development Core Team

2010). Los árboles de regresión permiten interpretar las relaciones lineales y no lineales entre un grupo de variables independientes y una variable dependiente, incluyendo variables continuas y categóricas combinadas (Deíath y Fabricius 2000). Este análisis realiza particiones binarias para identificar el umbral de valores de las variables predictivas, identificando los valores críticos de la variable predictiva de una forma dicotómica y jerárquica (Palomino y Carrascal 2007). Gráficamente, en los árboles se despliegan las variables independientes que mejor explican la variación en la variable dependiente de manera descendente jerárquica. Cada dicotomía está dada por un valor correspondiente al umbral de diferencia de una variable independiente dada, con los valores mayores al umbral identificados mostrados del lado derecho y los valores inferiores al umbral dispuestos del lado izquierdo. Con la finalidad de excluir las variables redundantes, se llevó a cabo una matriz de correlación y se eliminaron aquellas variables moderada a altamente relacionadas ($r > 0.5$, $P < 0.05$) y con valores bajos de varianza. Las variables que se utilizaron para realizar los árboles de regresión fueron: (1) abundancia arbórea, (2) riqueza arbórea, (3) diámetro a la altura del pecho arbóreo (DAP), (4) cobertura arbórea, (5) altura arbórea, (6) abundancia arbustiva, (7) riqueza arbustiva, (8) cobertura arbustiva, (9) cobertura de suelo desnudo (i.e., tierra), (10) cobertura de concreto (i.e., pavimento, construcción).

Para comparar la composición de especies de aves entre las áreas verdes urbanas y la zona urbana adyacente, se realizó un análisis multivariado de agrupaciones utilizando el índice de Bray–Curtis (Bray y Curtis 1957) y el método de enlace por grupos pareados (*paired group*) en el programa PAST (Hammer *et al.* 2001). Este análisis genera un dendrograma que muestra el grado de agrupación de las condiciones en cuestión de acuerdo con la similitud de composición de sus comunidades. Debido a la complejidad que representaría llevar a cabo un análisis que incluya todos los sitios de muestreo, el análisis se enfocó a la comparación entre áreas verdes chicas, medianas y grandes y sus áreas urbanas adyacentes correspondientes.

RESULTADOS

Se registró un total de 40 especies de aves pertenecientes a 20 familias y seis órdenes, de las cuales 37 se registraron dentro de las áreas verdes y 29 en la zona urbana adyacente (Anexo). Las áreas verdes urbanas con mayor riqueza de especies de aves fueron el Club Campestre Querétaro (S = 29), el área verde más grande considerada en este trabajo; y la Alameda (S = 24), un área verde mediana. Los sitios con menor riqueza de especies de aves fueron dos áreas verdes pequeñas: Alameda Norte (S = 8) y Jardín Zenea (S = 9). Sólo se registraron dos especies presentes en todas las áreas verdes estudiadas: (1) el colibrí pico ancho (*Cynanthus latirostris*) y (2) el gorrión casero (*Passer domesticus*). En cambio, se registraron siete especies únicas de algunas áreas verdes: Club Campestre Querétaro: el chorlo tildío (*Charadrius vociferus*) y el bolsero calandria (*Icterus bullockii*); Alameda: la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) y el mulato azul (*Melanotis caerulescens*); Alfalfaes: el gorrión pálido (*Spizella pallida*) y el tordo cabeza café (*Molothrus ater*); Panteón Querétaro: el papamoscas cenizo (*Myiarchus cinerascens*). Las especies con mayores registros, tanto en las áreas verdes como en la zona urbana fueron, en orden descendente, el zanate mexicano (*Quiscalus mexicanus*), el gorrión casero, la tórtola colalarga (*Columbina inca*) y el pinzón mexicano (*Haemorhous mexicanus*).

Los análisis indican que el muestreo fue representativo para el tiempo y espacio muestreado, con valores de 92.5% para las áreas verdes chicas, 75.48% en áreas verdes medianas y 80.6% para el área verde grande. La riqueza de especies de aves no mostró ser significativamente diferente en relación con los tres grupos de tamaño de las áreas verdes estudiadas (chicas: 24 ± 2.25 especies calculadas, medianas: 25.3 ± 4.1 especies calculadas, grandes: 27.5 ± 3.5 especies calculadas). En cuanto a la riqueza de especies de aves en áreas urbanas adyacentes, se encontró menor riqueza de especies en áreas relacionadas con áreas verdes grandes (18.1 ± 3.9), mientras que no se encontraron diferencias significativas entre las áreas relacionadas con áreas verdes medianas (19.2 ± 2.6) y chicas (21.8 ± 3.3). Los cálculos de Mao Tao fueron estandarizados, en todos los casos, a 27 repeticiones en áreas verdes y áreas urbanas adyacentes con fines comparativos.

Los árboles de regresión mostraron que las variables asociadas con la riqueza de especies de aves en las áreas verdes y las zonas urbanas adyacentes difirieron (Fig. 2). Por un lado, en las áreas verdes, las variables que mostraron mayor relación con la riqueza de especies de aves fueron: la cobertura de suelo desnudo, la abundancia y el DAP máximo arbóreo y la abundancia arbustiva. El mayor número promedio de especies de aves ($S = 13.7$) resultó en el escenario con baja cobertura de suelo y alta abundancia arbórea, mientras que el valor promedio menor ($S = 4.6$) fue calculado para el escenario con alta cobertura de suelo desnudo, DAP máximo arbóreo menor y baja abundancia arbustiva (Fig. 2A). En cambio, en las áreas urbanas adyacentes, las variables que mostraron mayor relación con la riqueza de especies de aves fueron: el DAP máximo arbóreo, la altura arbustiva mínima y la abundancia arbórea. El mayor número promedio de especies ($S = 11.5$) fue calculado en escenarios con altos valores de DAP máximo arbóreo y abundancia arbórea, mientras que el valor promedio menor (4.6) se mostró en el escenario con valores menores de DAP máximo arbóreo y valores mayores de altura mínima arbustiva (Fig. 2B). El análisis multivariado de agrupaciones de Bray-Curtis mostró una dicotomía clara entre las áreas verdes y las áreas urbanas adyacentes ($\sim 50\%$ similitud; Fig. 3). Sin embargo, fue mayor la similitud entre las áreas urbanas adyacentes relacionadas con áreas verdes chicas, medianas y grandes ($\sim 70\%$ de similitud) que entre áreas verdes chicas, medianas y grandes ($\sim 55\%$ de similitud).

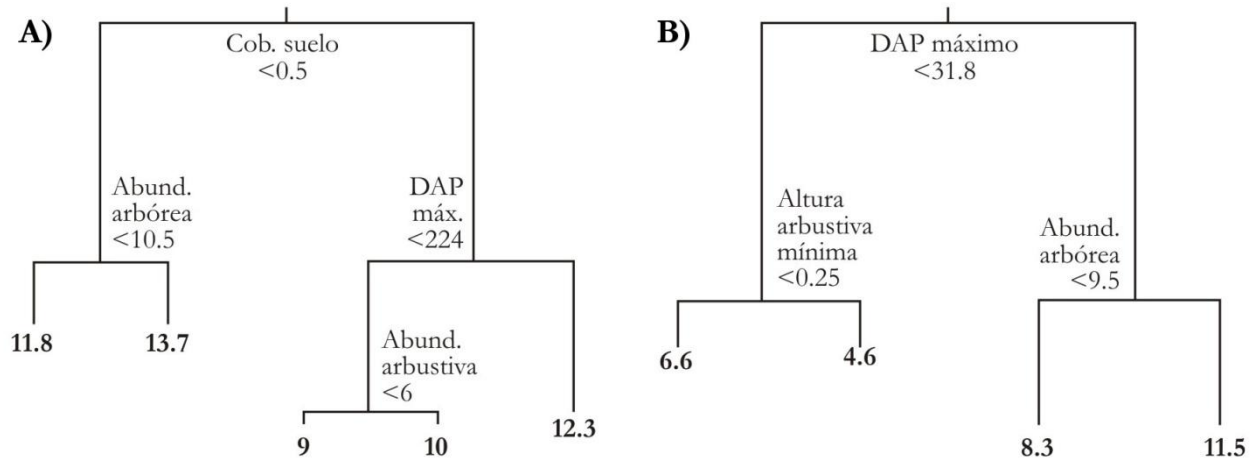


Figura 2. Árboles de regresión mostrando la relación entre las variables físicas y de la vegetación con la riqueza de aves en las áreas verdes urbanas (A) y áreas urbanas adyacentes (B).

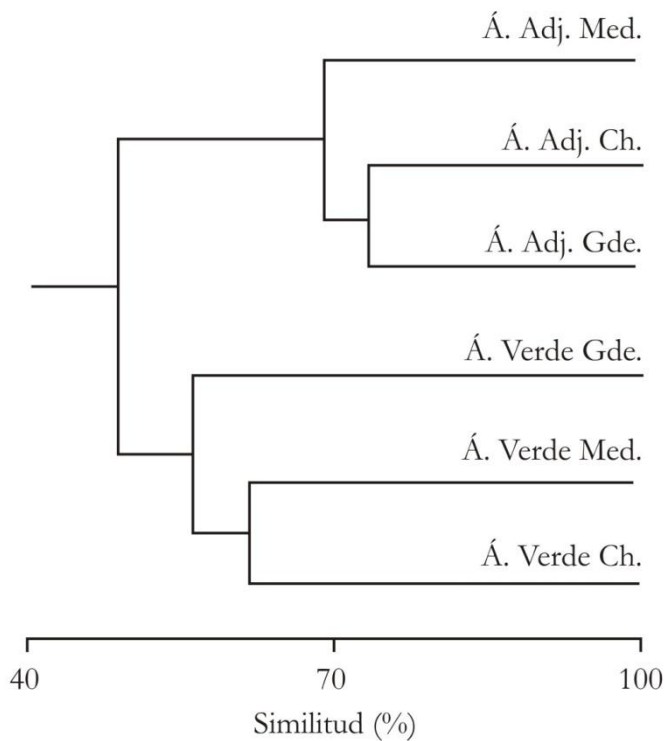


Figura 3. Dendrograma obtenido de un análisis multivariado de agrupaciones utilizando el índice de Bray-Curtis para comparar la similitud entre los tres tamaños de parques y las áreas adyacentes correspondientes. Á. Verde = área verde, Á. Adj. = área adyacente, Ch. = chica, Med. = mediana, Gde. = grande.)

DISCUSIÓN

Estudios previos de comunidades de aves en áreas verdes urbanas han mostrado que estos sitios albergan una mayor riqueza de especies de aves en comparación con otros hábitats urbanos (Chace y Walsh 2006, Evans *et al.* 2009), patrón que fue corroborado en este trabajo, incluso cuando los tratamientos estudiados se encuentran únicamente a 200 m de distancia entre sí. Los resultados de este trabajo muestran que, cuando se controla por esfuerzo de muestreo, representando la densidad de la riqueza de especies, no existen diferencias en la riqueza de especies de aves en áreas verdes con diferentes tamaños (0.27-22.04 ha). Sin embargo, al analizar los datos sin controlar por el esfuerzo de muestreo, la riqueza de especies de aves mostró una relación positiva y significativa con el tamaño de las áreas verdes urbanas ($r_s = 0.76$, $P = 0.004$), de manera similar a los resultados de estudios previos (Gavareski 1976, Chan-Ryul y Woo-Shin 2000, Murgui 2007). De acuerdo con lo anterior, el Club Campestre Querétaro, que es el área verde urbana estudiada de mayor tamaño, fue en la que se registró el mayor número de especies de aves (Anexo). Esta área es un campo de golf, que incluye elementos heteorgeneos de vegetación que ofrece una gran cantidad de recursos y condiciones para las aves (Burgin y Wotherspoon 2009, Hudson y Bird 2009). Sin embargo, la creación y el mantenimiento de un campo de golf implica una serie de efectos negativos, incluyendo cambios en ciclos biogeoquímicos y la introducción de especies exóticas (Hudson y Bird 2009, Pineda-López y Malagamba 2011). Así, estudios posteriores son necesarios para conocer el efecto relativo que tienen tanto el tamaño de las áreas verdes y la heterogeneidad, entre otras variables, como predictores de la riqueza de especies de aves en áreas verdes urbana de la ciudad de Querétaro.

El análisis de la relación entre las variables de hábitat que se midieron en campo y la riqueza de especies de aves mostró patrones diferentes para las áreas verdes y las áreas urbanas adyacentes. El árbol de regresión referente a la riqueza de especies de aves en áreas verdes mostró mayor riqueza de aves en escenarios con pocas áreas abiertas (baja cobertura de suelo) y gran abundancia de árboles, resultado que concuerda con estudios previos que muestran la importancia del componente vegetal

como uno de los mejores predictores de riqueza en áreas verdes urbanas, principalmente los árboles (Gavareski 1976, Sandström et al. 2006, Munyenyembe et al. 1989, MacGregor-Fors 2008, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2010). Por otro lado, el escenario en el que se obtuvo una menor riqueza de especies de aves es aquel con mayor número de áreas abiertas, árboles más delgados y baja abundancia arbustiva. Dichas características de hábitat reflejan que estos sitios tienen menor complejidad de la estructura vegetal, características contrarias a las que favorecen el aumento de especies de aves en ambientes urbanos (DeGraaf y Wentworth 1986, Pavlik y Pavlik 2000, White et al. 2005). El árbol de regresión referente a la riqueza de especies de aves en áreas adyacentes a las áreas verdes mostró varios escenarios (Fig. 2b). El escenario con mayor riqueza de aves fue aquel con árboles con mayor diámetro y gran abundancia arbórea, de nuevo, un resultado relacionado con la preferencia de las aves a sitios con gran cantidad de árboles viejos, mientras que en el escenario que se registró la menor riqueza de aves consta de árboles más delgados y arbustos de baja altura, al menos de 25 cm de alto. Con excepción de las áreas abiertas, ambos escenarios son similares a los encontrados en las áreas verdes: mayor número de especies de aves en sitios con alta complejidad vegetal.

De manera similar que los resultados referentes a las variaciones de la riqueza de especies de aves, los análisis de la composición de especies aves registradas en áreas verdes y áreas urbanas adyacentes mostraron diferencias importantes (Fig. 3), a pesar de encontrarse a poca distancia entre sí (200 m). Del total de especies de aves registradas en el estudio, 27.5% se registraron únicamente dentro de las áreas verdes, mientras que sólo tres especies se encontraron exclusivamente en las zonas urbanas adyacentes (i.e., *Campylorhynchus brunneicapillus*, *Mimus polyglottos* y *Sporophila torqueola*; Anexo). De las especies exclusivas de las áreas verdes, la mayoría son de requerimientos de hábitat muy específicos y es raro encontrarlas en la zona urbana, inclusive en las áreas verdes (obs. pers.), esta notoria diferencia en la composición de especies de aves entre las áreas verdes urbanas y las áreas urbanas adyacentes se ha reportado en otros estudios (White et al. 2005, Sandström et al. 2006, Simon et al. 2006). Este aspecto muestra que las áreas verdes urbanas tienen ciertas características que les permiten albergar algunas aves con requerimientos más

especializados de hábitat, las cuales evitan zonas urbanizadas ya que no cumplen con sus requerimientos de hábitat.

En resumen, los resultados de este trabajo muestran la importancia de las áreas verdes urbanas de la ciudad de Querétaro, incluso aquellas de tamaño pequeño. Sin embargo, es importante considerar que este trabajo se basó únicamente en datos de observación de aves, no de individuos de especies necesariamente establecidas con poblaciones estables en el área de estudio. Además, existen estudios que muestran efectos negativos en algunos procesos ecológicos, como la depredación de nidos de aves, en áreas verdes urbanas de menor tamaño (Jokimäki 1999, Goddard et al. 2010). Con sus limitaciones, los resultados de este trabajo muestran la importancia de las características de las áreas verdes para ofrecer hábitat de una cantidad considerable de especies que no están presentes en la matriz urbana adyacente. En suma a las sugerencias de planeación y manejo de áreas verdes urbanas subrayadas en estudios previos, (Marzluff y Rodewald 2008, MacGregor-Fors 2008, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2010), se propone promover la creación y la permanencia de áreas verdes urbanas con complejidad vegetal, incluyendo arbustos y árboles maduros inmersos en una matriz heterogénea con la finalidad de promover la diversidad de aves en áreas urbanas.

LITERATURA CITADA

Bibby, C., M. Jones., y S. Marsden. 1998. Expedition Field Techniques bird surveys.

Expedition Advisory Centre. Pp. 134.

Bray, J.R. y J.T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27:325–349.

Burgin, S. y D. Wotherspoon. 2009. The potential for golf courses to support restoration of biodiversity for BioBanking offsets. *Urban Ecosystems* 12(2): 145-155.

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 en

Ciencias en Diversidad y Conservación. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Chace, J.F., y Walsh, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning*. 74:46–69.

Chan-Ryu, P y Woo-Shin. 2000. Relationships between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and urban planning*. 51:29-36.

Chao, A. 1984. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*. 11:265-270.

Clergeau, P., Jökimaki, J., Savard, J., 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *J. Appl. Ecol.* 38:1122–1134.

Colwell, R.K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Available at <http://purl.oclc.org/estimates>

Czech, B., Krausman, P.R., Devers, P.K., 2000. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *Bioscience*. 50:593–601.

Davis, A.M. y T.F. Glick. 1978. Urban ecosystem and Island Biogeography. *Environmental Conservation*. 5:299–304.

DeGraaf, R.M. y Wentworth, J.M. 1986. Avian guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Urban Ecol.* 9: 399–412.

Deíath, G. y K.E. Fabricius. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*. 81:3178–3192.

Evans, K. L., S. E. Newson, y K. J. Gaston. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*. 151:19–39.

- Gavareski, C.A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor*. 78:375–382.
- Garza, G. 2002. Evolución de las ciudades mexicanas en el siglo XX. *Revista de Información y Análisis*. 19:7-16.
- Goddard, M.A., A.J. Dougill y T.G. Benton. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution*. 30:1-9.
- Gotelli, N.J. y R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4:379–391.
- Grajales-Tam, K.M. 2009. Efecto de la urbanización sobre la estructura de las comunidades de aves en la ciudad de Durango, Durango. Tesis de Maestría en Ciencias en Gestion Ambiental. Instituto Politécnico Nacional y Centro Interdisciplinario de investigación para el desarrollo Integral Regional, Unidad Durango.
- Grimm, N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X. y Briggs J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*. 756–60.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hudson, M.A.R. y D.M. Bird. Recommendations for design and management of golf courses and green spaces based on surveys of breeding bird communities in Montreal. *Landscape and Urban Planning*. 92:335–346.
- INEGI. 2005. Instituto nacional de estadística y geografía. II Censo de Población y Vivienda 2005. Tabulados Básicos de los Estados Unidos Mexicanos Tomo I. Pp. 661.

INEGI. 2010. Instituto nacional de estadística y geografía.

<http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?ent=22> (Consultado el 31 de mayo del 2011).

Jokimäki, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems*. 3:21–34.

MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez, J. Quesada, J.E. Schondube. 2010. Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biol Invasions*. 12:87–96.

MacGregor-Fors, I. Ortega-Álvarez, R. y Schondube, J.E. 2009. On the ecological quality of urban systems: An ornithological perspective. In: Graber DS, Birmingham KA (eds.), [Urban Planning in the 21st Century](#). Nova Science Publishers, Pp. 51-66.

MacGregor-Fors, I. 2005. Primer registro de urraca-hermosa cara negra (*Calocitta colliei*) en el municipio de Tecomán, Colima, México. *Huitzil*. 6:9-10.

MacGregor-Fors, I. 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: Redefining 'peri-urban' areas. *Ecological Research*. 25:883-887.

MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*. 84:92–98.

MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J.E. Schondube. 2011. Does size really matter? Species–area relationships in human settlements. *Biodiversity Research*. 17:112-121.

MacGregor-Fors, I. 2011. Misconceptions or misunderstandings? On the standardization of basic terms and definitions in urban ecology. *Landscape and Urban Planning*. 100:347–349.

- MacGregor-Fors, I. y Ortega-Álvarez R. 2011. Fading from the forest: Shifts in urban park bird communities in relation to their site-specific and landscape traits. *Urban Forestry & Urban Greening*. 10:239-246.
- MacGregor-Fors, I. y J.E. Schondube. 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*. 12:372–381.
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J.E. Schondube. 2010. Migrating to the city: responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *The Condor*. 112:711–711.
- Marzluff, J.M. 2005. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. College of Forest Resources, University of Washington. Springer Science + Business Media, Inc. *Urban Ecosystems*. 8:157–177.
- Marzluff, J.M. y A.D Rodewald. 2008. Conserving Biodiversity in Urbanizing Areas: Nontraditional Views from a Bird's Perspective. *Cities and the Environment*. 1(2):1-27.
- Marzluff, J.M., B. Bowman y R. Donnelly. 2001. A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. En J. M. Marzluff, R. Bowman, & R. Donnelly (Eds.). *Avian conservation and ecology in an urbanizing world*. Boston: Kluwer Academic. pp. 1–17.
- Marzluff, J. M., E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, C. ZumBrunnen, y U. Simon, editors. 2008. *Urban ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York, USA.

- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52. pp. 883–890.
- Mueller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York, NY: John Wiley and Sons, Inc. pp. 547.
- Murgui, E. 2007. Effects of seasonality on the species–area relationship: a case study with birds in urban parks. *Global Ecology and Biogeography*. 16:319–329.
- Munyenembe, F., J. Harris y J. Hone. 1989. Determinants of bird populations in an urban area. *Australian Journal of Ecology* 14:549-557.
- Ortega-Álvarez, R. y I. MacGregor-Fors. 2010. What matters most? Relative effect of urban habitat traits and hazards on urban park birds. *Ornitología Neotropical*. 21:519-533.
- Ortega-Álvarez, R. y I. MacGregor-Fors. 2011. Distinguishing-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning*. 101:1-10.
- Pablo-López, R.E. 2009. Primer registro del perico argentino (*Myiopsitta monachus*) en Oaxaca México. *Huitzil*. 10(2):48-51.
- Palomino, D. y L.M. Carrascal. 2007. Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biol. Conserv.* 140: 100–109.
- Pavlik, J. y Pavlik, S. 2000. Some relationships between human impact, vegetation, and birds in urban environment. *Ekol. Bratislava* 19: 392–408.
- Pineda-López, R. y A. Malagamba-Rubio. 2009. Primeros registros de presencia y reproducción del mirlo dorso rufo (*Turdus rufopalliatus*) en la ciudad de Querétaro, Querétaro, México. *Huitzil*. 10(2):66-70.

- Pineda-López, R. y A. Malagamba-Rubio. 2011. Nuevos registros de aves exóticas en la ciudad de Querétaro, México. *Huitzil*. 12(2):22-27.
- PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ. 2008. Perspectivas del medio ambiente urbano: GEO zona metropolitana Querétaro. Publicado por PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), SEDESU (Secretaría de Desarrollo Sustentable) y CONCYTEQ (Centro Queretano de Recursos Naturales del Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Querétaro).
- R Development Core Team. 2010. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T. Martin, D.F. DeSante y B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Pp. 46.
- Rubio, J. M. 1995. Ambiente urbano y fauna beneficiada por el mismo. *Anales de Geografía de la Universidad Computense*. 15:619-624.
- Ruelas, I.E. y Aguilar R.S. 2010. La avifauna urbana del parque ecológico Macuiltépetl en xalapa, Veracruz, México. *Ornitología Neotropical*. 21:87–103.
- Sandström, U.G., P. Angelstam y G. Mikusiński. 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*. 77:39–53.
- Shwartz, A., S. Shirley, y S. Kark. 2008. How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park? *Landscape Urban Plan*. 84: 219–229.

Simon, U., S. Kübler y J. Böhner. 2006. Analysis of breeding bird communities along an urban-rural gradient in Berlin, Germany, by Hasse Diagram Technique. *Urban Ecosyst.* 10:17–28.

United Nations. 2011. *World Urbanization Prospects: The 2011 Revision, Data Tables and Highlights*. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs, New York.

White, J.G., M.J. Antos, J.A. Fitzsimons y G.C. Palmer. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning.* 71:123–135.

Zuria, I. y G. Rendón-Hernández. 2010. Notes on the breeding biology of common resident birds in an urbanized area of Hidalgo, Mexico. *Huitzil.* 11(1): 35-41.

Anexo. Lista de especies de aves registradas en las áreas verdes (AV) y las áreas urbanas adyacentes (AUA).

Orden	Familia	Especie	Alameda		Alameda Norte		Alfalfares		Bosques del acueducto		Caretas		Club Campestre		Jardines de la hacienda		Panteon Querétaro		Tejeda		UAQ-CC		Wenceslao		Zenea			
			AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA	AV	AUA
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius vociferus</i>																										
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>		•				•	•		•		•	•	•	•	•	•					•		•	•	•	
		<i>Streptopelia decaocto</i>	•	•				•						•										•				
		<i>Zenaida asiatica</i>	•	•					•	•	•	•	•									•	•		•	•		
		<i>Zenaida macroura</i>																				•	•		•	•		
		<i>Columbina inca</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona autumnalis</i>						•																		•		
Apodiformes	Trochilidae	<i>Cyanthus latirostris</i>	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
		<i>Amazilia violiceps</i>	•							•																	•	
Piciformes	Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	•	•			•	•			•	•	•	•					•	•	•	•	•	•	•	•	•	
		<i>Sphyrapicus varius</i>	•									•	•											•				
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonax sp.</i>						•																			•	
		<i>Pyrocephalus rubinus</i>	•		•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
		<i>Myiarchus cinerascens</i>																										•
		<i>Tyrannus vociferans</i>	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
	Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i>					•																					
	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	Remizidae	<i>Auriparus flaviceps</i>																										
	Troglodytidae	<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>						•																				
		<i>Thryomanes bewickii</i>	•		•			•			•	•		•				•	•		•	•						
	Poliptilidae	<i>Poliptila caerulea</i>	•																									
	Turdidae	<i>Turdus rufopalliatu</i>	•																									
	Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>																										
		<i>Toxostoma curvirostre</i>																										
		<i>Melanotis caerulescens</i>	•																									
	Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i>	•	•			•	•	•			•	•															
	Parulidae	<i>Oreothypis ruficapilla</i>																										
		<i>Setophaga coronata</i>	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
		<i>Cardellina pusilla</i>	•																									
	Emberizidae	<i>Sporophila torqueola</i>																										
		<i>Melospiza fusca</i>																										
		<i>Spizella pallida</i>																										
	Cardinalidae	<i>Piranga ludoviciana</i>	•																									
	Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	•	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
		<i>Molothrus aeneus</i>																										
		<i>Molothrus ater</i>																										
		<i>Icterus bullockii</i>																										
	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
		<i>Spinus psaltria</i>	•																									
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	