



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

**INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
POSGRADO EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**INFLUENCIA DE LA URBANIZACIÓN SOBRE LA
AVIFAUNA EN LOTES BALDÍOS CON VEGETACIÓN
NATIVA EN LA ZONA METROPOLITANA DE PACHUCA**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

**MAESTRO EN CIENCIAS EN
BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

P R E S E N T A :

JESÚS ZUÑIGA PALACIOS

DIRECTORA: DRA. IRIANA L. ZURIA JORDAN

MINERAL DE LA REFORMA, HGO.

2018



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
Institute of Basic Sciences and Engineering
Dirección
Dean

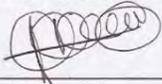
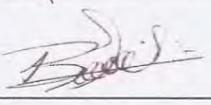
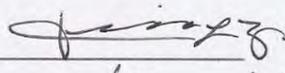
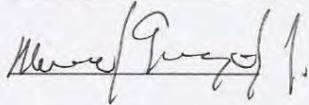
Mineral de la Reforma, Hgo., a 13 de marzo de 2018.

Número de control: ICBI-D/238/2018
Asunto: Votos aprobatorios

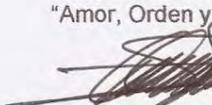
M. en C. Julio César Leines Medécigo
Director de Administración Escolar

Por este conducto le comunico que después de revisar el trabajo titulado **“Influencia de la urbanización sobre la avifauna en lotes baldíos con vegetación nativa en la zona metropolitana de Pachuca”**, que presenta el alumno de la Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación **Biól. Jesús Zuñiga Palacios**, el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor.

PRESIDENTE	Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega	
SECRETARIO	Dr. Roberto Carlos Almazán Núñez	
VOCAL	Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan	
SUPLENTE	M. en C. Manuel González Ledesma	

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE
 “Amor, Orden y Progreso”

 DR. ÓSCAR RODOLFO SUÁREZ CASTELL
 DIRECTOR DEL ICBI



Ciudad del Conocimiento
 Carretera Pachuca - Tulancingo km. 4.5
 Colonia Carboneras
 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184
 Tel. +52 771 7172000 exts 2231, Fax 2109
 direccion_icbi@uaeh.edu.mx



www.uaeh.edu.mx

*Si ya no puede ir peor
Haz un último esfuerzo
Espera que sople el viento a favor
Ya sólo puede ir mejor
Y está cerca el momento
Espera que sople el viento a favor*

*Otra vez te has vuelto a equivocar
Siempre piensas la culpa es de los demás
Y no tienes más remedio
Que de nuevo empezar*

*Otra vez lo has vuelto a fastidiar
Siempre tienes que quedarte atrás
Todavía te queda un buen trecho
Y les tienes que alcanzar*

*Si ya no puede ir peor
Haz un último esfuerzo
Espera que sople el viento a favor
Ya sólo puede ir mejor
Y está cerca el momento
Espera que sople el viento a favor*

*Otra vez fuera de lugar
Siempre estás donde no debes estar
Muy cerca o muy lejos
No estás atento y se vuelve a escapar*

*Otra vez perdiste tu oportunidad
Siempre enfrentándote y al final
Vencido por el miedo
Caes al suelo y te dejas pisar*

*Si ya no puede ir peor
Haz un último esfuerzo
Espera que sople el viento a favor
Ya sólo puede ir mejor
Y está cerca el momento
Espera que sople el viento a favor*

El viento a favor

ENRIQUE BUNBURY

Dedicatorias

A mis padres

Jesús Zuñiga López, que gracias a sus exigencias de cada día, sus fabulosas anécdotas y su enorme poder de visualización hoy pude culminar este trabajo.

Erika Palacios Zuñiga, que gracias a que corrigió mi camino cuando tome el equivocado hoy puedo afrontar mejor los desafíos de la vida.

A mis hermanos

José Carlos Zuñiga Palacios, (el próximo científico loco de la familia), por ese inmenso y amor puro de hermano que me ha ofrecido, a pesar de haber sido malvado con él.

Luis Daniel Zuñiga Palacios, (el señor pengüi), por ser con quién he compartido muchos de mis pasatiempos y ser un gran hermano.

María Sadaí Zuñiga Palacios, (¡Mariuken!) que por su competencia académica he tenido que volverme mejor que ella, aunque hasta ahora no ha funcionado mucho.

A mis sobrinos

Daniel y Karla Daniela, por hacerme ver la vida con otros ojos.

A el amor de mi vida

Cecilia Muñoz Larumbe, quién por su inmenso amor se convirtió en la inspiración necesaria para imprimir cada letra de este trabajo.

A las aves

A esos hermosos seres emplumados que embellecen los paisajes que hemos cubierto con asfalto.

¡Muchas gracias a todos, los amo! Este logro también es suyo.

Agradecimientos

*En primera instancia quisiera agradecer a la **Dra. Iriana Zuria** por haberme aceptado como su estudiante de posgrado y haber hecho mi sueño realidad de trabajar con ella, quién por supuesto creo que es de las mejores ecólogas urbanas de nuestro país (¡y no lo digo sólo porque fue mi directora de tesis!). Gracias por ser una excelente guía durante el desarrollo de este proyecto y por su enorme paciencia ante mis desatinos y errores.*

*A mis asesores, quienes con sus atinados comentarios enriquecieron notablemente la presente tesis, por lo que quisiera dar un agradecimiento personalizado a cada uno de ellos. A la **Dra. Claudia Moreno**, quién gracias a sus excelentes comentarios (algunas veces dolorosos ☹, pero enriquecedores) pude estructurar de mejor manera esta tesis. Al **Dr. Carlos Almazán**, por haber accedido nuevamente a ser mi guía en el fascinante mundo de la ciencia. Al **M. C. Manuel González** por su enorme colaboración en los aspectos botánicos de esta tesis. Fue un enorme honor que hayan accedido a formar parte de este documento, ¡Muchas Gracias!*

*A **Cecilia Muñoz**, quién merece un reconocimiento especial por su invaluable apoyo en el desarrollo del trabajo de campo. Ella, además de ser mi fuente de inspiración se convirtió en mi “chalana oficial” pues participo en todas las actividades de campo que se desarrollaron durante este proyecto. Asimismo, agradezco a **Manuel Ocampo** por su apoyo durante algunos de los muestreos de aves.*

*A **Araceli Rodríguez**, por su ayuda en la identificación de algunas especies de aves.*

*A **Jesús Zuñiga, María S. Zuñiga** y **Elizabeth Lezama** por su colaboración para la localización de los sitios de estudio.*

*A mis compañeros de generación (y ahora amigos) (**Manuel Ocampo, Ivan Montiel, Manuel Macedo, Elizabeth Lezama, Marisol Gutiérrez** y **Nancy**) por haber hecho que el transcurso de la maestría haya sido más llevadero.*

*A los **propietarios** de algunos de los sitios de estudio por permitirme el acceso y facilitarme el desarrollo de este trabajo.*

*A **CONACYT** por la beca de maestría que me otorgó.*

¡A todos ustedes muchas gracias!

Contenido

Resumen general	1
Introducción general	2
Capítulo 1. Potencial de conservación de lotes baldíos con vegetación nativa ubicados en zonas con diferente nivel de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca	6
Resumen	6
Introducción	7
Materiales y métodos	9
<i>Área de estudio</i>	9
<i>Selección de lotes baldíos</i>	11
<i>Descripción del hábitat a escala local</i>	14
<i>Descripción del hábitat a escala del paisaje</i>	15
Análisis de los datos	16
Resultados	18
Discusión	23
Conclusiones e implicaciones para la conservación	25
Capítulo 2. Caracterización de la respuesta poblacional de aves asociadas a lotes baldíos con vegetación nativa y su relación con variables a escala local y del paisaje	30
Resumen	30
Introducción	31
Materiales y métodos	33
<i>Descripción del hábitat a escala local y del paisaje</i>	33
<i>Muestreos de aves</i>	34
<i>Categorización de la respuesta de las aves</i>	34
Análisis de los datos	35
Resultados	40
Discusión	48
Conclusiones e implicaciones para la conservación	51

Capítulo 3. Influencia del hábitat a escala local y del paisaje sobre la diversidad y composición de la comunidad de aves en lotes baldíos con vegetación nativa en la zona metropolitana de Pachuca 55

 Resumen..... 55

 Introducción..... 56

 Materiales y métodos..... 57

Descripción del hábitat a escala local y del paisaje 57

Muestras de aves 58

 Análisis de los datos 59

 Resultados 60

 Discusión..... 68

 Conclusiones e implicaciones para la conservación 71

Discusión general 75

Conclusiones generales 77

Anexos.....78

Guía rápida para la identificación de las aves de los lotes baldíos de la zona metropolitana de Pachuca.....87

Resumen general

Actualmente el 80% de la población humana de América Latina habita en zonas urbanas y se estima que el crecimiento urbano de estas ciudades podría desencadenar una pérdida considerable de la diversidad de aves a escala global, debido a que estas ciudades están ubicadas en importantes reservorios de la diversidad avifaunística. El conocimiento acerca de los efectos de la urbanización sobre las poblaciones y comunidades de aves en esta región aún es incipiente, por lo que el objetivo general de esta tesis consistió en analizar la influencia de la urbanización sobre las aves asociadas a lotes baldíos con vegetación nativa (LBVN) en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, utilizando dos escalas espaciales (local y del paisaje) y dos niveles de estudio (poblaciones y comunidades). El trabajo se dividió en tres capítulos, en el primero se describe el hábitat que pueden proveer los LBVN a las aves, y se comparan los atributos del hábitat entre los LBVN y dos sitios control, que representan las condiciones más naturales del área de estudio. Se encontró que los lotes baldíos tienen un potencial de conservación alto debido a su similitud con los dos sitios control, en métricas sobre la estructura y composición de la vegetación, las perturbaciones a las que están sometidos y la composición del paisaje a su alrededor. En el segundo capítulo, se categorizó la respuesta poblacional de las diferentes especies de aves que se registraron en los LBVN, a diferentes niveles de urbanización y las aves se clasificaron en tres gremios de respuesta (evasoras urbanas, utilizadoras urbanas y habitantes urbanas). Se registraron 72 especies de aves, lo que representa cerca del 15% de toda la avifauna del estado de Hidalgo. La mayoría de las especies fueron clasificadas como utilizadoras urbanas y también se observó que los LBVN albergan un gran número de evasoras urbanas y pocas especies de habitantes urbanas. Se explora también cómo los atributos del hábitat, a escala local y del paisaje, pueden incrementar o disminuir la probabilidad de ocurrencia de cada gremio de respuesta. Tanto las evasoras urbanas como las habitantes urbanas fueron afectadas por los mismos atributos del hábitat, pero con una direccionalidad opuesta de los efectos. Finalmente, en el capítulo 3, se analiza cómo los atributos del hábitat medidos a ambas escalas, afectan la riqueza, diversidad, abundancia y composición de las comunidades de aves de los LBVN. Se observó que a nivel de comunidad, la riqueza de especies disminuye conforme se incrementa el nivel de urbanización, pero es mayor cuando la cobertura de vegetación nativa aumenta. También, se encontró que el nivel de urbanización no afecta la composición de las comunidades de aves y que tanto los atributos del hábitat a ambas escalas espaciales inciden sobre la distribución de toda la comunidad de aves residentes. Los resultados sugieren que los LBVN pueden tener un valor ecológico similar al de un Área Natural Protegida o un relicto de la vegetación nativa original, por la similitud de sus atributos del hábitat, la alta riqueza de aves y porque dan refugio a número considerable de especies que son sensibles a la urbanización. Por todo ello, se sugiere que LBVN sean incluidos en los esquemas de planeación urbana como una pequeña red de áreas verdes. Sin embargo, antes debe analizarse que su inclusión en dichos esquemas no atente con los intereses de la ciudadanía. Por último, se hacen recomendaciones para el manejo de los lotes baldíos que permitan potenciar la diversidad de aves y otros grupos afines en la zona metropolitana de Pachuca. El enfoque empleado en esta tesis puede ser aplicado al contexto de otras ciudades de América Latina.

Introducción general

El proceso de transformación de los ecosistemas naturales hacia ecosistemas artificiales dominados por el hombre ha sido denominado como urbanización (Gering y Blair, 1999). La causa de esta transformación está ligada a un aumento drástico de la población humana a nivel global (Wittemyer et al., 2008). Actualmente el 54% de la población mundial habita en zonas urbanas y se estima que para el 2050 el 66% será parte de la población urbana (UN, 2015). Ante este aumento de la población urbana se espera una mayor demanda de vivienda y por lo tanto una mayor superficie de ecosistemas naturales tendrá que ser desforestada y transformada en nuevos asentamientos humanos (Estrada-Castillón et al., 2012).

En América Latina el proceso de urbanización es aún mayor, ya que el 80% de su población vive en zonas urbanas (UN, 2015). Esta gran expansión urbana de las ciudades Latinoamericanas podría desencadenar una considerable pérdida de biodiversidad a nivel global, principalmente de la avifauna (MagGregor-Fors y Escobar-Ibáñez, 2017), ya que muchas de estas ciudades están ubicadas en sitios con alto valor biológico (*hot spots*) (Myers et al., 2000), tal y como es el caso de México (Martínez-Meyer et al., 2014). Por lo tanto, existe una urgente necesidad de generar una gran cantidad de evidencia, a través de estudios de ecología urbana, que permita crear estrategias para un mejor diseño, construcción y gestión de las zonas urbanas de América Latina y así sostener esa gran diversidad de aves e incluso de otros grupos de la vida silvestre. Desde luego que con la información que se genere, no se busca que las ciudades funcionen como áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad, si no que se busca que los impactos que ejercen las zonas urbanas sobre dicha biodiversidad sean minimizados, disminuyendo así las afectaciones globales que podrían darse en el futuro, mismas que podrían ser irreversibles (Alberti et al., 2003; Grimm et al., 2008). Wackernagel et al. (2006), mencionan que la capacidad de la Tierra para mantener la biodiversidad, que es esencial para la salud y estabilidad de la biosfera, depende directamente de la capacidad de los seres humanos para proporcionar espacios para otras especies, particularmente en los ambientes antropizados.

Los lotes baldíos son espacios de terreno muy comunes dentro de muchas ciudades de América Latina (Larangeira, 2003) y del mundo (Kremer y Hamstead, 2015). Por lo general, estos espacios se encuentran desocupados y desatendidos (Kremer y Hamstead, 2015), por lo que podrían representar una buena oportunidad de incluirlos como esos espacios que mencionan Wackernagel et al. (2006), para proporcionar hábitat a las diferentes especies de plantas y animales que viven en las ciudades de América Latina. Investigaciones recientes han demostrado que si los lotes baldíos son bien diseñados y manejados pueden llegar a tener un alto valor ecológico (e.g., Sanches y Pellegrino, 2016; Rega-Brodsky y Nilon, 2017) y al mismo tiempo mejorar la calidad de vida de la población humana (Kremer et al., 2013) a partir de obtener beneficios económicos (e.g., Yadav et al.,

2012; Kim, 2016) que se derivan de diferentes servicios ambientales que pueden proveer tales como el biocontrol (Yadav et al., 2012), retención de aguas pluviales durante las tormentas (Sanches y Pellegrino, 2016), provisión de hábitat, regulación climática y captura de carbón (Robinson y Lundholm, 2012). De la misma manera los lotes baldíos pueden ofrecer algunos beneficios sociales, como el mejoramiento de la red de áreas verdes que podrían resultar en una reducción de las tasas de crimen (Kondo et al., 2016). Sin embargo, en muchos casos los lotes baldíos son percibidos de manera negativa por los ciudadanos (Accordino y Johnson, 2000), porque están relacionados con valores de bienes raíces devaluados (Hoffman et al., 2012; Németh y Langhorst, 2014) y por ser sitios donde puede acumularse basura, atraer a criminales (Garvin et al., 2013) o albergar fauna indeseable como roedores o serpientes. Bajo un escenario de manejo inadecuado, los lotes baldíos podrían no llegar a ser una buena alternativa como espacios destinados para la conservación de la vida silvestre en las ciudades.

Particularmente las aves han sido el grupo biológico mejor estudiado a lo largo de diferentes zonas urbanas de todo el mundo (e.g., Chace y Walsh, 2006; McKinney, 2008; Aronson et al., 2014; Marzluff, 2016). Esto se debe a que: 1) las aves son un grupo diverso, 2) forman comunidades complejas dentro de las zonas urbanas, 3) son relativamente fáciles de muestrear y 4) responden a las modificaciones de sus hábitat (MacGregor-Fors y Escobar-Ibáñez, 2017). Estas características las convierten en un buen indicador biológico que puede ser utilizado para explorar los impactos de la expansión urbana y a su vez generar información que permita evaluar el valor ecológico de los lotes baldíos dentro de las zonas urbanas. Estudios que evalúen el efecto de la urbanización sobre las aves son especialmente deseables en ciudades latinoamericanas, ya que la mayor parte de los trabajos se han realizado en ciudades norteamericanas y europeas (MacGregor-Fors y Escobar-Ibáñez, 2017).

Por todo lo anterior, el objetivo general de esta tesis fue analizar cuál es la influencia de la urbanización sobre la avifauna asociada a lotes baldíos con vegetación nativa, dentro de la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, una de las zonas urbanas con los índices más altos de crecimiento urbano en México. Esto podría contribuir con información que permita definir si los lotes baldíos con vegetación nativa pueden llegar a ser importantes refugios para la avifauna dentro de las zonas urbanas. Además, permitirá conocer cuáles son las condiciones del hábitat que se requieren en los lotes baldíos para potenciar el mantenimiento de la diversidad de aves en las ciudades.

La presente tesis se conforma por tres capítulos. El Capítulo 1, denominado como *“Potencial de conservación de lotes baldíos con vegetación nativa en zonas con diferente nivel de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca”*, tuvo como objetivos describir los lotes baldíos a escala local y del paisaje, y a su vez se exploró su potencial de conservación como refugios para las aves. En el Capítulo 2, *“Caracterización de la respuesta poblacional de aves*

asociadas a lotes baldíos con vegetación nativa y su relación con variables a escala local y del paisaje”, se categorizó la respuesta poblacional a la urbanización de las especies de aves registradas en los LBVN y se exploró la influencia de las características del ambiente urbano a escala local y del paisaje sobre la ocurrencia de las especies sensibles a la urbanización (evasoras urbanas) y de las especies que toleran la urbanización (habitantes urbanas). Finalmente, en el Capítulo 3, “Influencia del hábitat urbano sobre la diversidad y composición de la comunidad de aves en lotes baldíos con vegetación nativa en la zona metropolitana de Pachuca”, se analiza el efecto de la urbanización sobre la riqueza de especies de aves de los LBVN y la relación de características del ambiente urbano a escala local y del paisaje sobre la diversidad, abundancia y composición de la comunidad de aves.

Literatura citada

- Accordino, J. y Johnson, G. T. (2000). Addressing the vacant and abandoned property problem. *Journal of Urban affairs*, 22:301-315.
- Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonell, M., Mörtberg, U., Pyšek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, P. y Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society* 281:1-8.
- Chace, J.F. y Walsh, J.J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74:46-69.
- Estrada-Castillón, E., Villareal-Quintanilla, J.A., Jurado-Ybarra, E., Cantú-Ayala, C., García-Aranda, M.A. Sánchez-Salas, J., Jiménez-Pérez, J. y Pando-Moreno. (2012). Clasificación, estructura y diversidad del matorral submontano adyacente a la planicie costera del Golfo Norte en el Noreste México. *Botanical Sciences* 90:37-52.
- Garvin, E., Branas, C., Keddem, S., Sellman, J. y Cannuscio, C. (2013). More than just eyesore: local insights and solutions on vacant land and urban health. *Journal of Urban Health*, 90:412-426.
- Gering, J.C. y Blair, R.B. (1999). Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography* 22:532-541.
- Hofmann, M., Westerman, J. W., Kowarik, I. y van der Mer, E. (2012). Perceptions of parkas and urban derelict land by landscape planners and residents. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11: 303-312.
- Kim, G. (2016). The Public Value of Urban Vacant Land: Social Responses and Ecological Value. *Sustainability (Switzerland)*, 8(5). <https://doi.org/10.3390/su8050486>
- Kondo, M., Hohl, B., Han, S., y Branas, C. (2016). Effects of greening and community reuse of vacant lots on crime. *Urban Studies*, 53:3279–3295.
- Kremer, P. y Hamstead, Z. (2015). Transformation of urban vacant lots for the common good: an introduction to the special issue. *Cities and the Environment*, 8:1-6.
- Kremer, P., Hamstead, Z. A., y McPhearson, T. (2013). A social-ecological assessment of vacant lots in New York City. *Landscape and Urban Planning*, 120: 218–233.
- Larangeira, A. A. (2003). *Vacant land in Latin America challenges and opportunities*. Lincoln Institute of Land Policy. 36 pp.

- MagGregor-Fors, I. y Escobar-Ibáñez, J. F. (eds.). (2017). *Avian Ecology in Latin American cityscapes*. Springer, pp.169.
- Martínez-Meyer, E., Sosa-Escalante, J. E. y Álvarez, F. (2014). El estudio de la biodiversidad en México: ¿una ruta con dirección? *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Supl. 85:1-9.
- Marzluff, J. M. (2016). A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* doi: 10.1111/ibi.12430.
- McKinney, M.L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11:161-176.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Németh, J. y Langhorst, J. (2014). Rethinking urban transformation: Temporary uses for vacant land. *Cities*, 40:143-150.
- Rega-Brodsky, C. C., y Nilon, C. H. (2017). Forest cover is important across multiple scales for bird communities in vacant lots. *Urban Ecosystems*, 20:561–571.
- Sanches, P. M., y Pellegrino, P. R. M. (2016). Greening potential of derelict and vacant lands in urban áreas. *Urban Forestry and Urban Greening*, 19:128–139.
- United Nations. (2015). *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*, (ST/ESA/SER.A/366). Department of Economic and Social Affairs, Population Division. pp. 493.
- Wackernagel, M., Kitzes, J., Moran, D., Goldfinger, S. y Thomas, M. (2006). The ecological footprint of cities and regions: comparing resource availability with resource demand. *Environment and Urbanization* 18:103-112.
- Wittemyer, G., Elsen, P., Bean, W. T., Coleman, O. A., Burton, O. y Brashares, J. S. (2008). Accelerated human population growth at protected areas edges. *Science* 321:123-126.
- Yadav, P., Duckworth, K., y Grewal, P. S. (2012). Habitat structure influences below ground biocontrol services: A comparison between urban gardens and vacant lots. *Landscape and Urban Planning*, 104:238–24.

Capítulo 1

Potencial de conservación de lotes baldíos con vegetación nativa ubicados en zonas con diferente nivel de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca

Resumen

El crecimiento urbano acelerado y mal planificado resulta en una gran cobertura de lotes baldíos en muchas ciudades del mundo. Estos espacios son percibidos de manera negativa por los habitantes de las zonas urbanas, debido a que están asociados con una devaluación de los bienes raíces o porque se cree que carecen de valor ecológico. Evidencia reciente apunta a que los lotes baldíos pueden potenciar la infraestructura verde de las zonas urbanas, pero poca información se ha generado en torno a su valor ecológico. En este trabajo se exploró el potencial de conservación de la biodiversidad que tienen los lotes baldíos con vegetación nativa (LBVN) en una zona metropolitana del centro de México. Esto se logró a partir de clasificar 15 LBVN en tres niveles de urbanización y luego describirlos a escala local y del paisaje, para posteriormente comparar las variables medidas con dos sitios control que representan sitios con vegetación original bien conservados. Se especula que, si las variables medidas en los lotes baldíos son similares a las de los sitios control, los lotes baldíos podrían llegar a tener un potencial de conservación alto dentro de las zonas urbanas. Se observó que los lotes baldíos analizados no presentan diferencias significativas con los sitios control en cuanto a la estructura y composición de la vegetación, los niveles de distintas perturbaciones antropogénicas y la proporción de algunas coberturas de diferentes usos de suelo alrededor de los lotes baldíos. Esto sugiere que los LBVN pueden tener un valor ecológico parecido al que presenta la vegetación nativa original, por lo que pueden ser importantes refugios para la conservación de la vida silvestre en nuestra zona de estudio. Se discuten las limitaciones y ventajas de los lotes baldíos como una herramienta de conservación y sus implicaciones para la conservación, así como también su aplicabilidad para otras ciudades de América Latina que presentan un contexto económico, demográfico y ecológico similar al del área de estudio.

Palabras clave: valor ecológico, lote baldío, vida silvestre, urbanización

Introducción

El crecimiento acelerado de la población mundial ha favorecido una considerable expansión de la mancha urbana de muchas ciudades (UN, 2015), lo que representa una constante amenaza para la vida silvestre (Czech et al., 2000; McKinney, 2008). En ciudades de crecimiento acelerado es común la aparición de lotes baldíos (Pagano y Bowman, 2000; Anderson y Minor, 2017) debido a que las localidades periurbanas se van anexando al núcleo urbano de una manera no planificada (Kremer et al., 2013), aunque también son comunes en ciudades que presentan áreas abandonadas, como consecuencia de su desindustrialización (Burkholder, 2012). Los lotes baldíos generalmente son percibidos de manera negativa por los ciudadanos (Accordino y Johnson, 2000), porque tienen una superficie reducida, se consideran con poco valor biológico (Pineda-López et al., 2010; Buxton y Benson, 2015) o están relacionados con valores de bienes raíces devaluados (Hoffman et al., 2012; Németh y Langhorst, 2014) por ser sitios donde puede acumularse basura o atraer a criminales (Garvin et al., 2013). Sin embargo, evidencia reciente sugiere que los lotes baldíos tienen un alto valor ecológico (e.g., Sanches y Pellegrino, 2016; Rega-Brodsky y Nilon, 2017), social (e.g., Kondo et al., 2016) y económico (e.g., Yadav et al., 2012; Kim, 2016), aunque aún queda mucho por estudiar en cuanto a las relaciones entre las condiciones sociales y ambientales, los usos y las prácticas de manejo y el tipo, cantidad y calidad de los lotes baldíos (Kremer et al., 2013; Anderson y Minor, 2017).

Rupprecht y Byrne (2014) describen a los lotes baldíos como espacios liminales; es decir, espacios ambiguos que son difíciles de definir y por lo tanto carecen de una definición universal. Esto se refleja en el hecho de que cada ciudad define de manera diferente a sus lotes baldíos con base en sus propios intereses (Pagano y Bowman, 2000; Kremer et al., 2013). De hecho, existen muchos sinónimos o connotaciones para los lotes baldíos tales como campos cafés (*brownfields*), yermos (*wastelands*), tierras abandonadas (*derelict land*) o espacios verdes informales (*Informal Green-Spaces IGS*) (Rupprecht y Byrne, 2014; Anderson y Minor, 2017). Establecer una definición para los lotes baldíos es primordial para identificar de qué manera deben ser dirigidos los esfuerzos de manejo por parte de los diseñadores y planificadores urbanos (Kim, 2016), al igual que para determinar su valor ecológico, económico o social. A este respecto se han propuesto algunos criterios que ayudan a definir los lotes baldíos (e.g., Northam, 1971; Rupprecht y Byrne, 2014; Kim, 2016), pero existen algunas discrepancias entre dichas propuestas, siendo la más importante quizá, el tipo de vegetación que cubren. Por ejemplo, Rupprecht y Byrne (2014) denominan a los lotes baldíos como IGS y argumentan que los sitios con vegetación nativa dentro de las zonas urbanas no deben ser considerados como lotes baldíos, debido a la forma en que son reconocidos, se administran y desarrollan (i.e., resultan de la intención del dueño de la propiedad por conservar la vegetación, si ésta es intencionalmente plantada o intencionalmente preservada). Sin embargo, esta definición no considera los procesos de sucesión natural que están implícitos en la regeneración de la vegetación nativa original una vez que algún predio ha sido abandonado, sin que necesariamente el hombre esté implicado en esta regeneración (Bonthoux et al., 2014). En la tipología propuesta por Kim (2016), los lotes baldíos pueden presentar cualquier tipo de

vegetación, incluso la nativa, independientemente de si ésta es intencionalmente plantada y mantenida o se ha desarrollado por procesos naturales.

Tomando en consideración los factores arriba mencionados y las propuestas hechas por otros autores (Northam, 1971; Kremer et al., 2013; Rupprecht y Byrne, 2014; Kim, 2016), podría definirse a los lotes baldíos como: espacios de terreno de una superficie indefinida que se encuentran inmersos dentro de zonas urbanas, que pueden o no presentar vestigios de construcciones y que se encuentran bajo una fuerte influencia de actividades humanas. Además, pueden presentar cualquier tipo de vegetación que eventualmente puede llegar a ser removida para el establecimiento de nuevas construcciones. Debido a que son elementos comunes en muchas ciudades es necesario entender su importancia ecológica y social, para potenciar la infraestructura verde en las zonas urbanas.

Los lotes baldíos pueden tener un gran valor ecológico, es decir, son sitios donde puede conservarse la vida silvestre dentro de las zonas urbanas (e.g., Gardiner et al., 2013; Buxton y Benson, 2015; Rega-Brodsky y Nilon, 2016, 2017) y que además proveen servicios ecosistémicos como el biocontrol (Yadav et al., 2012), servicios de retención de aguas pluviales (Sanches y Pellegrino, 2016), regulación del clima (Robinson y Lundholm, 2012) o secuestro de carbono (Kim, 2016). El valor ecológico de los lotes baldíos es afectado tanto por factores específicos de los sitios (e.g., tipo de vegetación, área, perturbaciones antrópicas), como por los diferentes usos de suelo en el paisaje adyacente (Anderson y Minor, 2017). Existen algunas propuestas que permiten establecer el valor ecológico de los lotes baldíos de las ciudades de una forma estandarizada (e.g., Herbst y Herbst, 2006; Kremer et al., 2013; Sanches y Pellegrino, 2016), en las cuales se retoman atributos de los diferentes tipos de coberturas alrededor de los lotes baldíos, así como también de su tamaño y el tipo de vegetación presente en el sitio. Si bien estas propuestas permiten evaluar de manera práctica y rápida el valor ecológico de los lotes baldíos, también presentan algunas limitaciones, pues no consideran la medición de algunas perturbaciones antropogénicas generadas por las actividades urbanas tales como la intensidad del tráfico peatonal o de automóviles, niveles de ruido, así como también de la estructura y composición de la vegetación, los cuales llegan a tener efectos tanto positivos como negativos sobre diferentes grupos de vida silvestre tales como las aves (e.g., Rodewald, 2012). Si estos factores no son considerados se podría asumir que algunos lotes baldíos son buenos refugios, cuando en realidad pueden funcionar como trampas ecológicas para la vida silvestre (e.g., Rodewald et al., 2010).

El objetivo principal de este trabajo fue describir los lotes baldíos con vegetación nativa en zonas con diferente nivel de urbanización en una zona urbana del centro de México considerando dos escalas espaciales, local y del paisaje, las cuales han sido utilizados para definir el valor ecológico de lotes baldíos en diferentes ciudades del mundo. Posteriormente se compararon los atributos de los lotes baldíos con los mismos atributos de dos sitios control, que en teoría funcionan como buenos refugios para diversos grupos de vida silvestre en la zona de estudio (e.g., Zuria y Rendón-Hernández, 2010; Gómez-Aiza y Zuria, 2010), ya que son sitios que presentan una vegetación continua original y están sometidos actualmente a bajos niveles de

perturbación antrópica. Bajo este enfoque se intentó dar respuesta a los siguientes cuestionamientos: ¿Los lotes baldíos pueden llegar a tener características similares a las que presenta la vegetación continúa original con baja perturbación, representando un valor ecológico similar? y ¿Cómo cambia el valor ecológico a lo largo de zonas con diferente nivel de urbanización? Todo ello con la intención de analizar el potencial de conservación que presentan los lotes baldíos, partiendo del punto de que, si estos sitios no difieren en su valor ecológico con los sitios control, los lotes baldíos podrían tener un potencial de conservación alto y por lo tanto deberían ser considerados en los esquemas de planeación urbana, en miras de mejorar la infraestructura verde de las zonas urbanas. Además, se discuten las limitaciones y ventajas de los lotes baldíos como una herramienta de conservación, así como también su aplicabilidad para otras ciudades de América Latina que presentan un contexto económico, demográfico y ecológico similar al de nuestra área de estudio (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2013).

Materiales y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la zona metropolitana de Pachuca (ZMP) ubicada en el estado de Hidalgo, México (Figura 1). La zona metropolitana está conformada principalmente por los municipios de Pachuca de Soto y Mineral de la Reforma, pero también incluye a los municipios de Epazoyucan, Mineral del Monte, San Agustín Tlaxiaca, Zapotlán de Juárez y Zempoala (SEDESOL, CONAPO e INEGI, 2010). La ZMP es la cuarta zona de mayor crecimiento en México de 59 zonas metropolitanas y tiene una población de 557,093 habitantes (INEGI, 2015). El clima de esta zona es semiárido templado con una temperatura media anual de 15.5°C y una precipitación media anual de 361.5 mm (INEGI, 2014).

La vegetación nativa de la zona está representada por remanentes de matorral xerófilo que se encuentran aislados por la matriz urbana, los cuales cubren cerca del 13.5% del área de la ciudad de Pachuca (Gómez-Aiza, 2013) y están conformados por especies como *Opuntia* spp., *Cylindropuntia imbricata*, *Mammillaria* spp., *Acacia* spp., *Agave salmiana*, *A. lechuguilla* y *Yucca filifera*, entre otras. El relicto más importante de este tipo de vegetación corresponde a una Área Natural Protegida, el Parque Ecológico Cubitos (PEC), el cual abarca una superficie de 84 ha (Zuria et al., 2009). También, hay una importante cobertura de áreas verdes (21.6%) que son manejadas (i.e., parques, jardines y camellones), y que incluyen principalmente especies de plantas introducidas como *Schinus molle*, *Eucalyptus* sp., *Pinus* sp., *Salix bonplandiana*, *Erythrina coralloides*, *Populus alba*, *Fraxinus uhdei*, *Araucaria heterophylla*, *Ligustrum lucidum*, *Jacaranda mimosifolia*, *Buxus sempervirens* y diversas especies de pastos (Carbó-Ramírez, 2008). En el área de estudio hay otros tipos de vegetación que cubren una menor extensión y que incluyen zonas agrícolas, cercos vivos, pastizales exóticos y vegetación secundaria. Las zonas agrícolas se concentran principalmente al sur de la ciudad de Pachuca y los principales cultivos son la cebada, nopales y tuna (i.e., nopaleras). En su mayoría, las parcelas de cultivo están delimitadas por algunos cercos vivos conformados tanto por especies nativas como exóticas. Los pastizales y la vegetación secundaria cubren zonas que han estado sujetas a incendios, lo cual ha generado una comunidad de plantas conformada tanto por especies exóticas (e.g., *Brassica rapa*; *Ambrosia*

psilostachya; *Eruca sativa*; *Pennisetum* sp.) como nativas (e.g., *Amaranthus hybridus*; *Aristida* spp.; *Leptochloa* sp.; *Nicotiana glauca*) que son comunes en zonas altamente perturbadas.

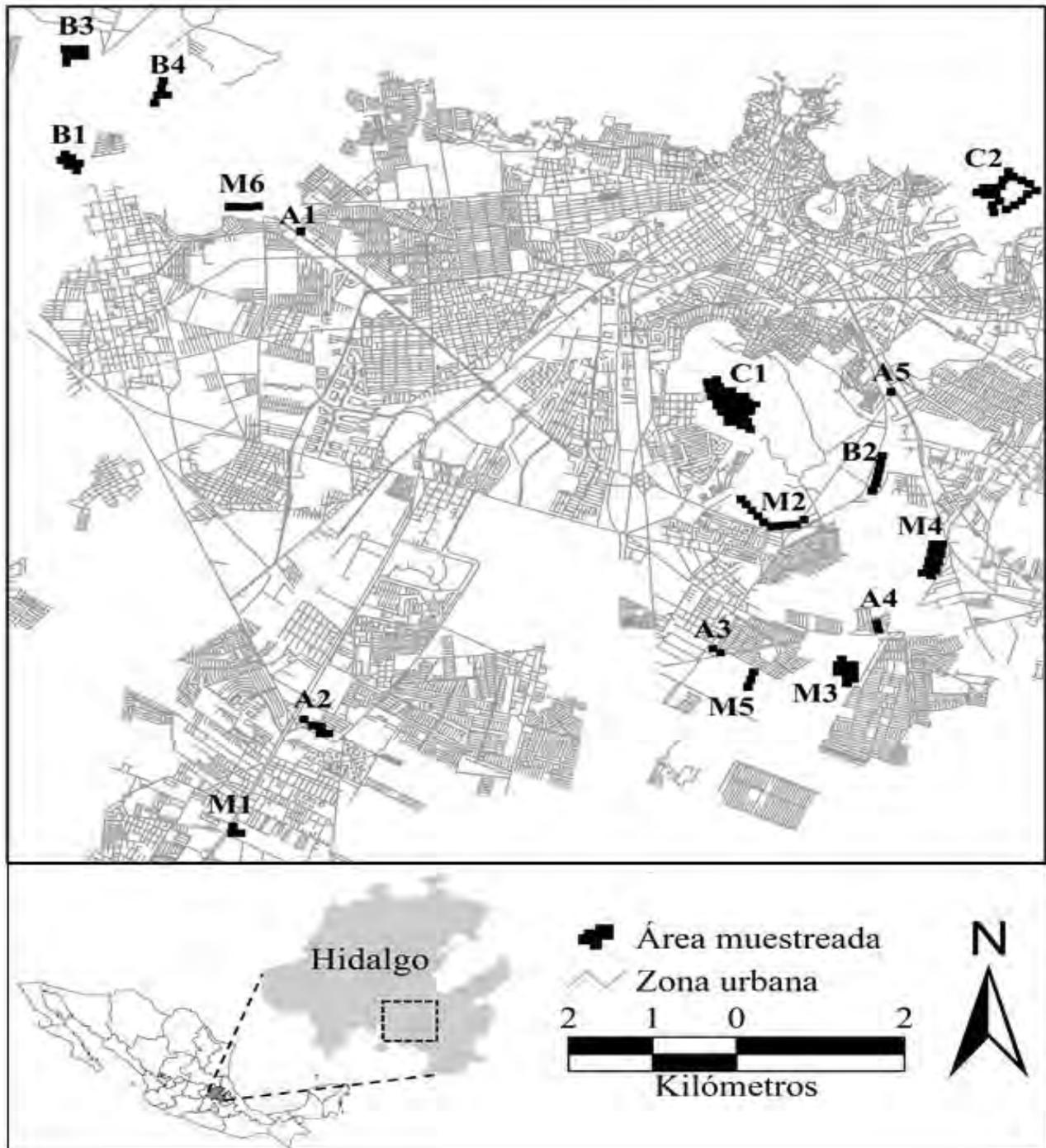


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los 15 lotes baldíos con vegetación nativa y los dos sitios control seleccionados a partir de una imagen de satélite de la zona metropolitana de Pachuca. Se muestra el área muestreada en cada sitio. Las letras representan el nivel de urbanización de cada sitio conforme al análisis clúster de la Figura 3. C: sitios control, B: baja, M: media y A: alta.

En la ZMP existe también una considerable cobertura de lotes baldíos, con cerca del 37.8% del área de estudio (Gómez-Aíza, 2013). Con base en la propuesta de Kim (2016), en la

ZMP podría haber al menos cinco categorías de lotes baldíos: 1) sitios post-industriales, 2) sitios abandonados, 3) sitios desatendidos con vegetación, 4) sitios naturales y 5) sitios relacionados al transporte. En el Cuadro 1 se presentan las características de cada una de estas categorías de lotes baldíos.

Cuadro 1. Descripción de las categorías de lotes baldíos que pueden encontrarse en la zona metropolitana de Pachuca con base en la tipología propuesta por Kim (2016).

Categoría	Descripción	Ejemplos en la ZMP
1. Sitios post-industriales	Sitios que han sido previamente desarrollados como producto de una rápida urbanización. Presentan algún nivel de contaminación derivado de actividades industriales.	Plantas eléctricas, plantas de tratamiento de aguas, parques industriales o jales mineros.
2. Sitios abandonados	Sitios con restos de edificios o casas que se encuentran deshabitadas o sin usar. Previamente desarrollados pero que ahora están vacantes y a menudo son usados como tiraderos clandestinos.	Haciendas, zonas agrícolas, fraccionamientos o edificios abandonados.
3. Sitios desatendidos con vegetación	Sitios vacantes que no han sido previamente desarrollados y están inactivos. Los lotes baldíos de este tipo deben contener vegetación, ya sea nativa o introducida y tener un alto potencial para urbanizarse, por lo que están sometidos a fuertes presiones del entorno urbano (e.g., como tiraderos de escombros o basura, incendios, etc.).	Parcelas colonizadas por vegetación o relictos de vegetación.
4. Sitios naturales	Presentan exclusivamente vegetación nativa y nunca han sido desarrollados.	Relictos de la vegetación nativa original
5. Sitios relacionados al transporte	Son espacios relacionados a los sistemas de transporte que actualmente se encuentran en desuso.	Vías ferroviarias

Selección de lotes baldíos

Se seleccionaron 15 lotes baldíos en la ZMP que cumplieran con los criterios descritos en el Cuadro 1 para las categorías 2 y 3. Se eligieron lotes baldíos de estas categorías ya que son los de más fácil acceso y con mayor distribución y cobertura en la ZMP. Adicionalmente, se verificó que todos los lotes baldíos que fueran seleccionados presentaran elementos característicos de la vegetación nativa original del área de estudio (i.e., matorral xerófilo), tales como *Acacia* spp., *Agave* spp., *Cylindropuntia* spp., *Opuntia* spp., *Mammillaria* spp., *Yucca* spp., entre otras. Adicionalmente se ubicaron dos sitios control que correspondieron a relictos de matorral xerófilo bien conservados con áreas mayores a 200 ha, que tuvieran bajos niveles de urbanización a su alrededor, poca perturbación en su interior y que estuvieran representados por la vegetación nativa original del área de estudio bien preservada (categoría 4 del Cuadro 1). Uno de estos sitios se ubicó en la zona periurbana de la ZMP y el otro fue el Parque Ecológico Cubitos (Figura 1). La inclusión de estos dos sitios permitió tener una línea base para analizar si los lotes baldíos pueden tener un valor ecológico similar al de la vegetación nativa original de la zona de estudio. Para la selección de los sitios se empleó una imagen de satélite actualizada de alta resolución de la zona metropolitana de Pachuca (WorldView-2 Standard con 4 bandas

multiespectrales y 0.5 m de resolución) y recorridos de campo. Se verificó que los sitios estuvieran separados por al menos 400 metros para asegurar la independencia de los datos.

Una vez ubicados los sitios, se realizó un análisis clúster de tipo jerárquico con el método de Ward para categorizar los niveles de urbanización alrededor de los sitios de estudio (baja, media y alta) basados en el porcentaje de la superficie impermeable (i.e., construcciones y caminos asfaltados) alrededor de los sitios en radios de 200 m. La clasificación de los sitios en diferentes niveles de urbanización permitió utilizar cada uno de los grupos como una variable categórica en análisis posteriores (McLaughlin et al., 2014). Con base en este análisis, el grupo de urbanización baja quedó conformado por cuatro sitios con una superficie impermeable de 9.92 a 15.02%, el grupo de urbanización media quedó conformado por seis sitios con superficies impermeables entre 17.14 y 37.37% y el grupo de urbanización alta quedó conformado por cinco sitios con una superficie impermeable entre 51.47 y 73.28%. Los dos sitios control presentaron entre 0.67 y 3.68% de coberturas de superficies impermeables y éstos se agruparon con los sitios de urbanización baja (Figura 2). Bajo esta clasificación, existen diferencias significativas entre los grupos ($F_{3, 13}=59.982$; $p<0.001$) en cuanto al porcentaje de superficies impermeables alrededor de los sitios.

En la figura 3 se muestran imágenes de cada uno de los sitios seleccionados mostrando el nivel de urbanización en el que fueron clasificados.

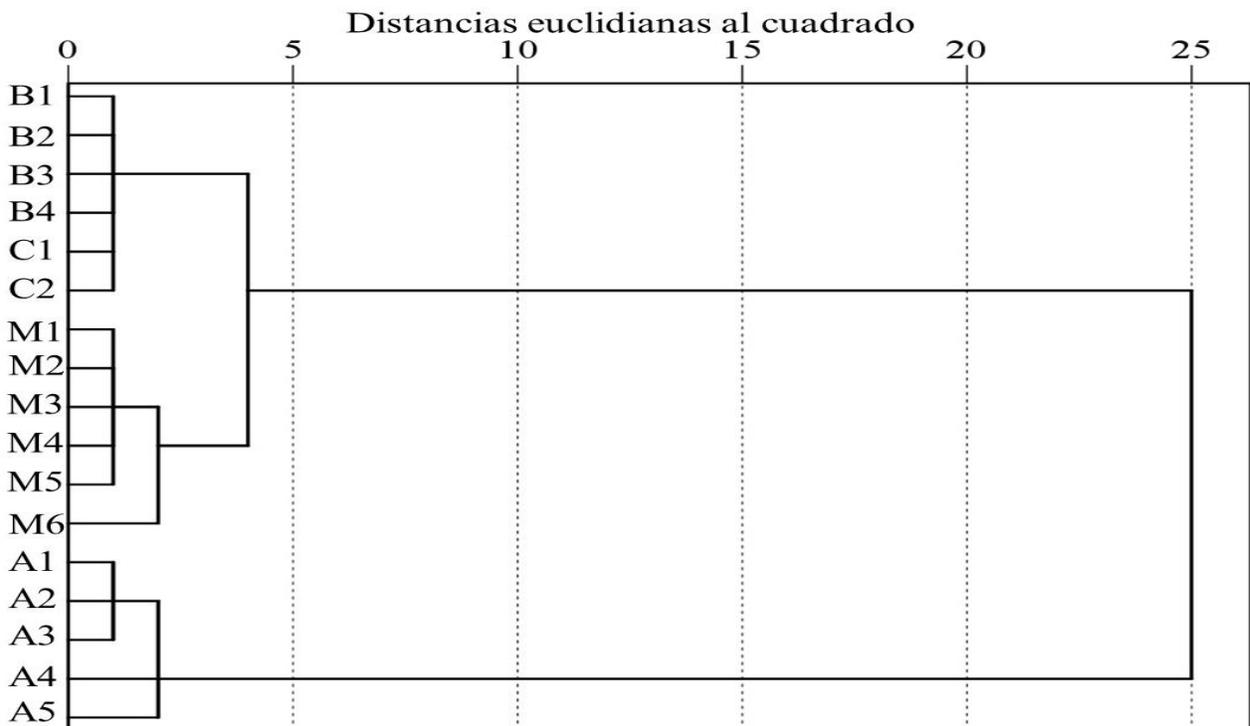


Figura 2. Dendrograma que muestra los resultados del análisis clúster para clasificar 15 lotes baldíos con vegetación nativa en la zona metropolitana de Pachuca en tres niveles de urbanización (baja, media y alta) con base en la cobertura de superficies impermeables (i.e., porcentaje de construcciones y caminos asfaltados) en un radio de 200 m alrededor de los sitios. C: sitios control, B: baja, M: media y A: alta.

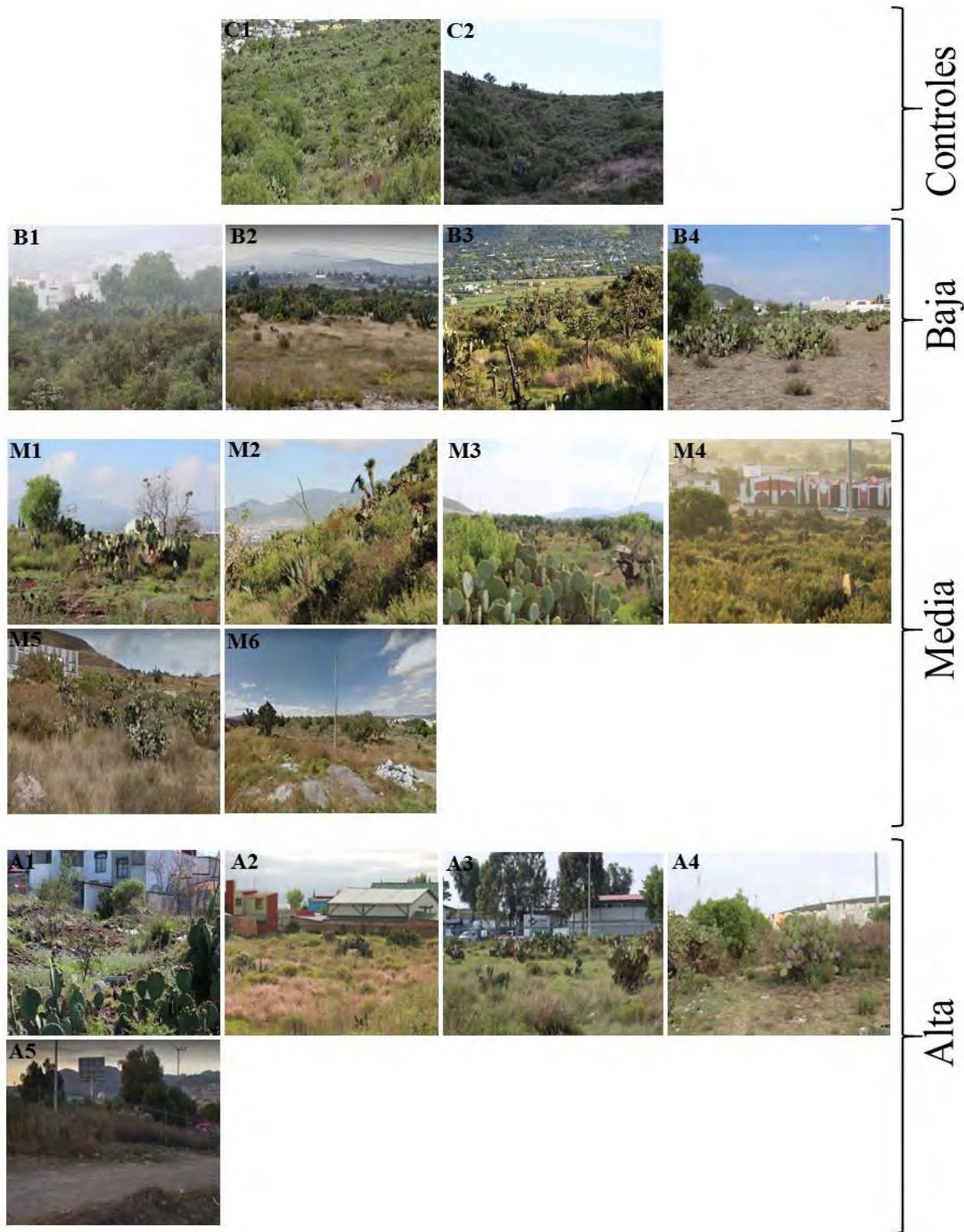


Figura 3. Imágenes de los 15 lotes baldíos y los dos sitios control seleccionados en la zona metropolitana de Pachuca. Los sitios M2, M4, M5 son relictos de la vegetación nativa original y entran en la categoría de sitios desatendidos con vegetación, el resto de los lotes baldíos se agrupan en la categoría sitios abandonados con base en la propuesta Kim (2016).

Descripción del hábitat a escala local

Se evaluó la forma de cada lote baldío mediante mediciones del área, el perímetro y la relación perímetro-área (RPA) con la ayuda de ArcGis 10.2 (ESRI). Al interior de cada sitio de estudio (15 lotes baldíos y 2 sitios control) se establecieron estaciones de muestreo para medir la estructura y composición de la vegetación. Cada estación de muestreo estuvo separada equidistantemente una de otra por 100 m. Las coordenadas de cada estación fueron obtenidas con la ayuda de la imagen de satélite y ArcGis 10.2 (ESRI) para verificar que la equidistancia establecida se cumpliera y posteriormente con un GPS fueron ubicadas en campo. El número de estaciones por sitio dependió de su área y en total se establecieron 80 estaciones de muestreo, variando entre una estación para los lotes pequeños y 10 para los lotes de mayor tamaño. En los dos sitios control se ubicaron ocho estaciones en cada uno, debido a su gran tamaño (>80 ha) y la homogeneidad de la vegetación. En cada estación se colocaron dos cuerdas (10 m cada una) dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales y todas las especies de plantas del estrato arbustivo y arbóreo que cruzaran con los ejes fueron identificadas. Las plantas del estrato herbáceo no fueron consideradas. Sobre los mismos ejes se registraron las siguientes mediciones cada dos metros: cobertura de la vegetación sobre el suelo, cobertura del dosel, altura del estrato herbáceo, altura del estrato arbóreo-arbustivo y la complejidad vertical de la vegetación (i.e., una medida de densidad del componente vertical de la cobertura en diferentes alturas), la cual fue medida con la ayuda de un tablero de densidad (Nudds, 1977). El tablero de densidad utilizado tuvo una altura de 2.5 m y 0.3 m de ancho y estaba dividido en cinco secciones de 0.5 m. Este se colocó sobre cada eje trazado y un observador a una distancia de 10 metros del tablero registró la proporción de cada sección cubierta por la vegetación (Zuria y Gates, 2013).

Se obtuvo la riqueza de especies de arbustos y árboles para cada sitio. La identificación de las plantas se realizó en el Herbario del Centro de Investigaciones Biológicas, a partir de fotografías que fueron tomadas durante la época de sequía. Algunas especies de arbustos no pudieron ser identificadas ya que durante esta época algunas plantas pierden estructuras que son importantes para su identificación (i.e., hojas, flores, frutos). Se decidió hacer la toma de fotografías para la identificación de las plantas y la medición de la estructura de la vegetación durante la época de sequía, ya que es la condición que prevalece mayormente a lo largo del año (8 meses) en la zona de estudio. De esta manera, se garantizó muestrear el escenario que principalmente perciben los distintos grupos de fauna.

Las perturbaciones antropogénicas que se midieron para cada sitio fueron el nivel de ruido y la intensidad del tráfico vehicular y peatonal. El ruido se midió con un sonómetro digital (Extech Instruments® modelo 407732; escala de frecuencia de 31.5 Hz a 8 kHz y una precisión de 1.5 dB) y las lecturas fueron tomadas desde el centro de cada estación de muestreo donde se midió la vegetación. El sonómetro se configuró para tomar lecturas en decibeles (dB), ponderación de frecuencia tipo A (i.e., la frecuencia que es similar a la respuesta del oído humano; 0-140 dB) y un tiempo de respuesta lento, el cual es útil para vigilar una fuente de ruido constante. El micrófono del sonómetro se dirigió hacia los cuatro puntos cardinales y hacia el cielo por encima de la cabeza del observador (1 minuto por orientación) y se registraron las

lecturas cada 15 segundos. Los niveles de ruido se presentan como el promedio de todas las lecturas para cada sitio. También se consideró el nivel de ruido máximo de cada período de observación, el cual fue medido con el mismo sonómetro. La intensidad de tránsito vehicular se midió contabilizando el número de autos que transitaban por la vialidad principal más cercana al sitio de estudio. Se efectuaron cinco conteos con una duración de 1 minuto cada uno (i.e., 5 minutos), dejando un espacio de por lo menos 60 segundos entre cada conteo. La intensidad del tráfico peatonal, se midió de la misma forma que la intensidad de tránsito vehicular, pero los conteos se realizaron desde el interior de cada sitio y todas las personas que fueron observadas cerca del sitio o dentro del lote baldío fueron contabilizadas. Tanto el conteo de autos como de peatones se realizó en tres ocasiones en días diferentes y ambos se efectuaron entre las 9:00 y 10:00 horas. Los valores de éstas dos últimas variables también se presentan como el promedio.

Las variables explicativas a escala local seleccionadas en este trabajo han sido sugeridas como importantes predictores de la asociación de diferentes grupos de vida silvestre con los lotes baldíos en diferentes zonas urbanas (Magle et al., 2010; Lowry et al., 2013; Rousseau et al., 2015; Sanches y Pellegrino, 2016; Rega-Brodsky y Nilon, 2017), por lo cual pueden ayudar a determinar el valor ecológico de los lotes baldíos, lo que permitiría en su momento diseñar mejores estrategias para su manejo.

Descripción del hábitat a escala del paisaje

Para describir el paisaje adyacente a los lotes baldíos, se delinearon buffers de 200 m de radio alrededor de cada lote baldío desde su borde y se cuantificó la superficie cubierta por las siguientes categorías de uso de suelo: vegetación nativa, vegetación introducida, zonas agrícolas, suelo desnudo, construcciones, caminos asfaltados y caminos de terracería. Las áreas se obtuvieron digitalizando la cobertura de cada categoría de uso de suelo con el software ArcGis 10.3 (ESRI) a partir de una imagen de satélite del 2015 de la ZMP (WorldView-2 Standard con 4 bandas multispectrales y 0.5 m de resolución). Los criterios que se siguieron para definir cada categoría de uso de suelo se muestran en el Cuadro 2, y en la Figura 4 se muestra un ejemplo de la digitalización de las categorías de uso de suelo. La identificación de cada categoría de uso de suelo se corroboró mediante una verificación en tierra o *ground truthing* (i.e., un estudio de terreno para verificar que todas las características del paisaje fueran las mismas que en las imágenes de satélite y que no se hayan producido cambios importantes desde que se tomaron las imágenes de satélite en el 2015).

Trabajos recientes han demostrado que la composición del paisaje alrededor de sitios que se quieren conservar tiene un impacto directo en la dinámica de las diferentes comunidades de vida silvestre (e.g., Rayner et al., 2015; Jokimäki et al., 2016). Por lo tanto, las variables que se seleccionaron pueden ser útiles para indicar el potencial de conservación de los lotes baldíos estudiados.

Cuadro 2. Criterios utilizados para definir los tipos de cobertura de las categorías de uso de suelo alrededor de 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control en la zona metropolitana de Pachuca.

Clave categoría	Categoría de uso de suelo	Características
VEG_NAT	Vegetación nativa	Zonas cubiertas por matorral xerófilo o nopaleras
VEG_INTR	Vegetación introducida	Incluye áreas verdes manejadas (jardines, camellones y parques de recreación). Además, se incluyó la cobertura por vegetación secundaria definida por zonas de pastizal y algunos arbustos indicadores de sucesión secundaria, zonas agrícolas abandonadas y cercos vivos.
ZON_AGR	Zona agrícola	Campos de cultivo en uso.
SUE_DES	Suelo desnudo	Zonas sin ninguna cobertura de vegetación arbustiva o arbórea y que tampoco están cubiertas por superficies impermeables.
COB_CON	Construcciones	Zonas cubiertas por cualquier tipo de estructura de origen antropogénico (incluye edificios, casas, fraccionamientos, haciendas, instalaciones deportivas, escuelas, hospitales, museos, parques industriales, centros comerciales, bodegas, aeropuertos y subestaciones eléctricas).
CAM_ASF	Camino asfaltado	Todas aquellas vialidades que son transitadas por vehículos y están cubiertas por asfalto o concreto.
CAM_TERR	Camino de terracería	Vialidades que son transitadas por vehículos que no están cubiertas por alguna superficie impermeable y están conformados por algunos materiales sueltos como tierra, arena o grava.

Análisis de los datos

Se emplearon modelos lineales generalizados con una distribución normal y función de enlace de identidad para evaluar las diferencias entre niveles de urbanización y los sitios control, en relación a las variables que fueron medidas a escala local y del paisaje. En caso de detectar diferencias significativas, se realizó una prueba post-hoc simple, la cual es una prueba similar a la de Dunnett donde todas las comparaciones múltiples se hacen contra un control o grupo de referencia. Esta prueba permitió establecer las diferencias de cada nivel de urbanización contra los dos sitios control. La ausencia de diferencias significativas indicaría que los lotes baldíos tendrían un potencial de conservación alto por ser similares a los dos sitios control. Para evitar inflar el error que conlleva hacer comparaciones múltiples, se aplicó una corrección de Bonferroni para un alfa de 0.01. Todos estos análisis fueron realizados en el paquete estadístico SPSS 20.0 (IBM Statistics).

Para evaluar las diferencias de la riqueza de especies de plantas entre cada nivel de urbanización se calcularon los intervalos de confianza al 84% de la riqueza acumulada, lo cual permite hacer comparaciones más robustas que cuando se emplean intervalos de confianza al

95% (MacGregor-Fors y Payton, 2013). Debido a las diferencias en el esfuerzo de muestreo aplicado para cada nivel de urbanización, se empleó un enfoque de extrapolación/interpolación para igualar el esfuerzo de muestreo entre los tres niveles de urbanización y los sitios control, procurando no extrapolar ni interpolar más de tres veces el esfuerzo de muestreo para cada nivel de urbanización (Colwell et al., 2012). Este análisis se realizó en el software EstimateS 9 (Colwell, 2013).

Además, se usó un análisis de varianza permutacional multivariante (PERMANOVA), con distancia de Bray-Curtis como una medida de disimilitud, para probar si existían diferencias significativas en la composición de especies de plantas entre niveles de urbanización. Para representar gráficamente la composición de las especies por nivel de urbanización se utilizó la técnica de ordenación del Escalamiento No Métrico Multidimensional (NMDS) con dos dimensiones. Estos dos análisis fueron realizados con funciones diferentes dentro del paquete vegan (Oksanen et al., 2011) para el software R 3.4.1. Se empleó la función adonis para el PERMANOVA y metaMDS para el NMDS.

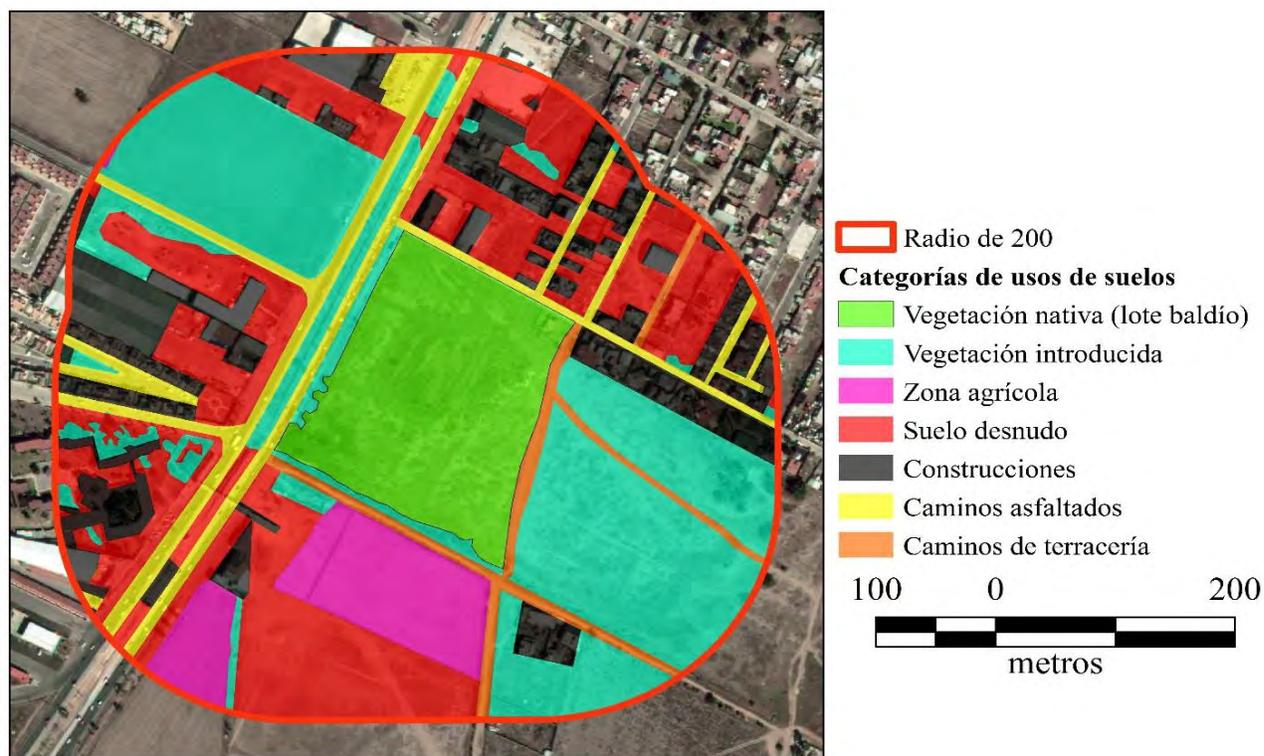


Figura 4. Ejemplo de la digitalización de la cobertura de las diferentes categorías de usos de suelo alrededor de los lotes baldíos con vegetación nativa y sitios control en radios de 200 m a partir de una imagen satelital de alta resolución (2015) de la zona metropolitana de Pachuca.

Resultados

Descripción del hábitat a escala local

Algunos de los sitios seleccionados (M2, M4 y M5) y los sitios control están representados por grandes cerros que pueden llegar a cubrir más de 265 ha, en algunos casos. Para compensar las grandes diferencias en tamaño con los otros sitios de estudio, las mediciones del área el perímetro y la RPA fueron tomadas sólo dentro del buffer con radio de 200 m que fue digitalizado alrededor de los sitios de estudio, es decir toda la superficie que formará parte del cerro que se encontrará dentro del buffer fue la que se consideró. Para el resto de los lotes baldíos fue posible definir bien sus límites, ya que estaban delimitados por calles o cercos vivos. De esta manera, la superficie de los lotes baldíos varió entre 0.21 ha y 34 ha, mientras que para los sitios control el área varió entre 78 ha y 82 ha. El perímetro de los lotes baldíos varió entre 193.03 m y 2885 m, y para los sitios control rondó entre 4234 m y 5915 m. La RPA de los lotes baldíos varió entre 75 y 925, mientras que para los sitios control estuvo entre 53 y 72 (Anexo 1).

Se registraron 29 especies de plantas (arbustos y árboles) que se agrupan en 8 órdenes, 8 familias y 20 géneros (Anexo 2). La familia Cactaceae es la mejor representada en los sitios de estudio con 12 especies. La mayoría de las especies registradas son nativas de México con excepción del pirúl (*Schinus molle*) que es una especie exótica naturalizada.

Con relación a la estructura de la vegetación se observó que todos los sitios, incluyendo los controles, presentan una elevada cobertura de la vegetación a nivel del suelo (entre 58.1 ± 6.7 y 100%) (promedio \pm E. E), una baja cobertura de dosel (entre 0 y $25 \pm 7.1\%$), con árboles y arbustos entre 1.1 ± 0.1 y 2.8 ± 1.1 m de altura, una altura del estrato herbáceo que va desde 25.9 ± 6.1 cm a 80.9 ± 4.0 cm y una complejidad vertical de la vegetación que varió desde sitios con una baja complejidad (95.6 ± 24.9) a sitios con complejidad elevada (325.3 ± 18.8) (Anexo 1). Las perturbaciones antropogénicas resultaron ser poco variables entre los diferentes sitios (Anexo 1). Por ejemplo, los niveles de ruido promedio rondaron entre 39.7 db y 58.7 db, los niveles de ruido máximo registrados variaron entre 47.2 db y 64.4 db y el tránsito de peatones varió entre 0.2 y 2 personas/min. Sólo en el caso de la intensidad del tránsito vehicular se observaron valores más contrastantes (entre 0.4 y 62.8 autos/min.).

Descripción del hábitat a escala del paisaje

La cobertura de vegetación nativa ($33.09 \pm 5.87\%$) (promedio \pm E.E) fue la categoría de uso de suelo que mejor estuvo representado alrededor de los sitios de estudio, seguido de la cobertura de construcciones ($16.78 \pm 3.04\%$), suelo desnudo ($15.27 \pm 2.47\%$), vegetación introducida ($14.42 \pm 2.26\%$), caminos asfaltados ($10.73 \pm 1.96\%$), zonas agrícolas ($7.49 \pm 3.64\%$) y caminos de terracería ($1.87 \pm 0.33\%$). La proporción de cada uso de suelo es muy variable para cada sitio de estudio y estuvo en función del nivel de urbanización (Anexo 3).

Comparación entre niveles de urbanización

Cuando se comparó la forma de los lotes baldíos entre los niveles de urbanización y los sitios control se encontraron las mayores diferencias a escala local. Por ejemplo, en cuanto al área ($X^2=206.812$, $gl=3$, $p<0.0001$) y el perímetro ($X^2=74.505$, $gl=3$, $p<0.0001$) los sitios de urbanización baja, media y alta resultaron ser de mucho menor tamaño que los sitios control (Figura 5A-B). La relación del perímetro/área presentó un patrón inverso ya que los sitios de urbanización alta tienen valores de RPA significativamente mayores que los demás sitios ($X^2=16.451$, $gl=3$, $p=0.001$) (Figura 5C), lo cual sugiere que los lotes inmersos en zonas con alta urbanización son de formas más irregulares.

La riqueza de especies de plantas fue mayor en los sitios de urbanización media ($S=25$, $EE=0.89$, $IC_{84\%}=23.77-25.89$) que la riqueza en los sitios control ($S=23$, $EE=0.50$, $IC_{84\%}=22.31-23.50$), baja ($S=15$, $EE=0.44$, $IC_{84\%}=14.39-15.44$) y alta ($S=14$, $EE=0.53$, $IC_{84\%}=13.44-14.70$) con base en los intervalos de confianza al 84% aún después de extrapolar/interpolarse el número de individuos para cada nivel de urbanización (Figura 6).

No se encontraron diferencias significativas en la composición de especies de plantas entre los tres niveles de urbanización y los dos sitios de control (Pseudo- $F_{3, 13}=1.250$; $R^2=0.2239$; $p=0.2871$). Los sitios control y los sitios de urbanización baja parecen tener una composición de especies similar (Figura 7) y a su vez los sitios de urbanización alta y media se encuentran más dispersos en el gráfico, lo que sugiere que presentan especies de plantas de todos los niveles de urbanización.

Se observó que todos los sitios presentan una estructura de la vegetación similar pues no se encontraron diferencias significativas entre los sitios de los tres niveles de urbanización y los sitios control en cuanto a la cobertura de la vegetación sobre el suelo ($X^2=6.14$, $gl=3$, $p=0.105$), cobertura del dosel ($X^2=6.354$, $gl=3$, $p=0.096$) y la complejidad vertical de la vegetación ($X^2=6.073$, $gl=3$, $p=0.108$) (Figura 5 D, E, H). Sólo se encontraron diferencias significativas cuando se analizó la altura de las herbáceas ($X^2=13.336$, $gl=3$, $p<0.004$) y la altura del estrato arbóreo-arbustivo ($X^2=15.916$, $gl=3$, $p<0.002$). Las herbáceas de los sitios control fueron más altas que las herbáceas de los lotes baldíos (Figura 5E), mientras que la altura del estrato arbóreo-arbustivo fue menor en los sitios de urbanización media y alta que la de los sitios control, pero no así con la altura de los sitios de urbanización baja (Figura 5G).

Independientemente del nivel de urbanización los sitios parecen estar sometidos con la misma intensidad a las mismas perturbaciones antropogénicas (Figura 5), pues no se encontraron diferencias significativas entre los sitios control con los tres niveles de urbanización en cuanto a los niveles de ruido promedio ($X^2=5.872$, $gl=3$, $p=0.118$) y máximos ($X^2=8.442$, $gl=3$, $p=0.038$) y tránsito vehicular ($X^2=10.885$, $gl=3$, $p=0.012$). Sin embargo, si se encontraron diferencias significativas en el tránsito peatonal entre los sitios de los tres niveles de urbanización y los sitios control ($X^2=23.077$, $gl=3$, $p<0.0001$) (Figura 5L).

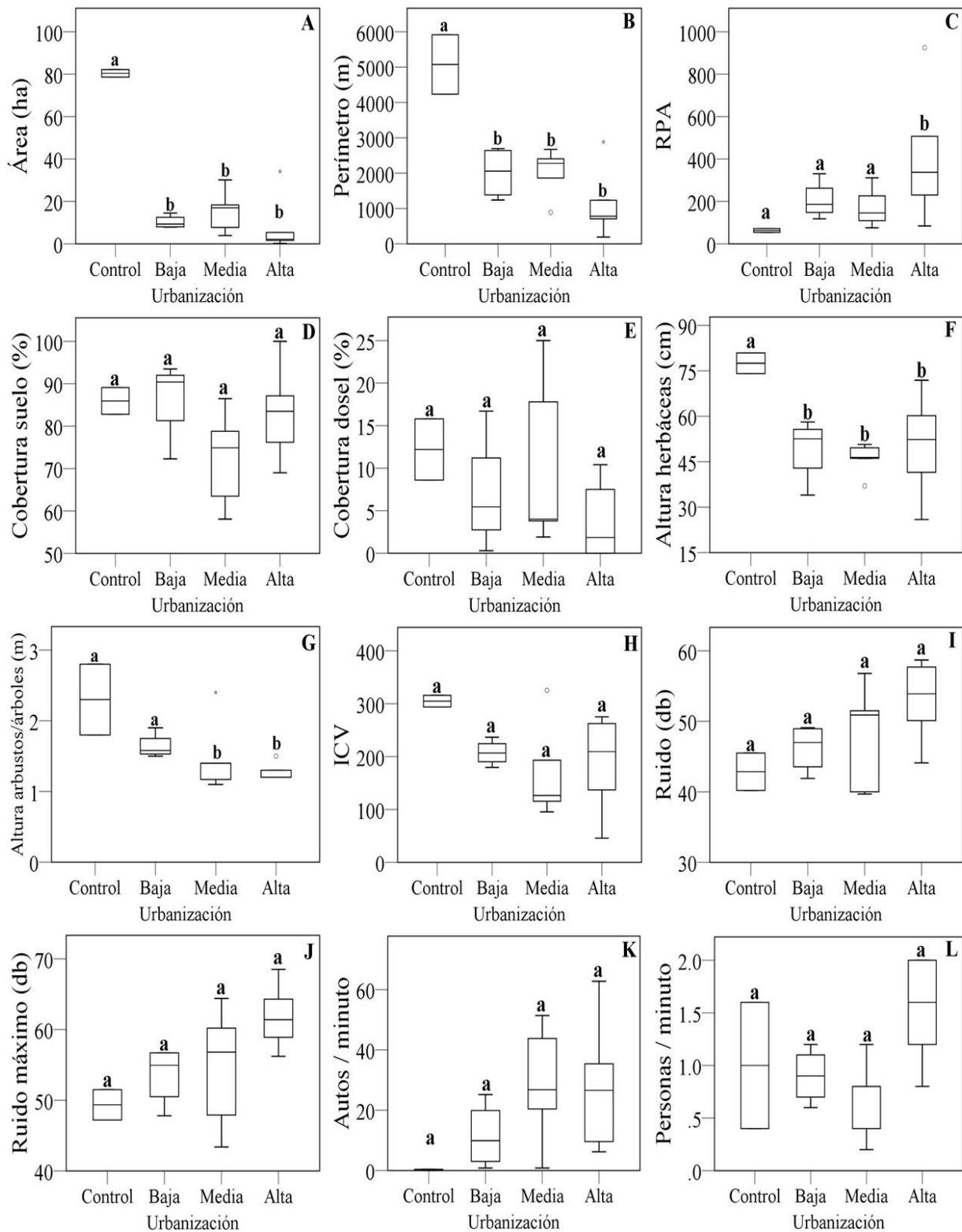


Figura 5. Comparación de variables del hábitat a escala local de 15 lotes baldíos con vegetación nativa en zonas con diferentes niveles de urbanización y dos sitios control en la zona metropolitana de Pachuca. Letras diferentes denotan diferencias significativas con base en pruebas post-hoc de Dunnett y una corrección de Bonferroni $p=0.01$.

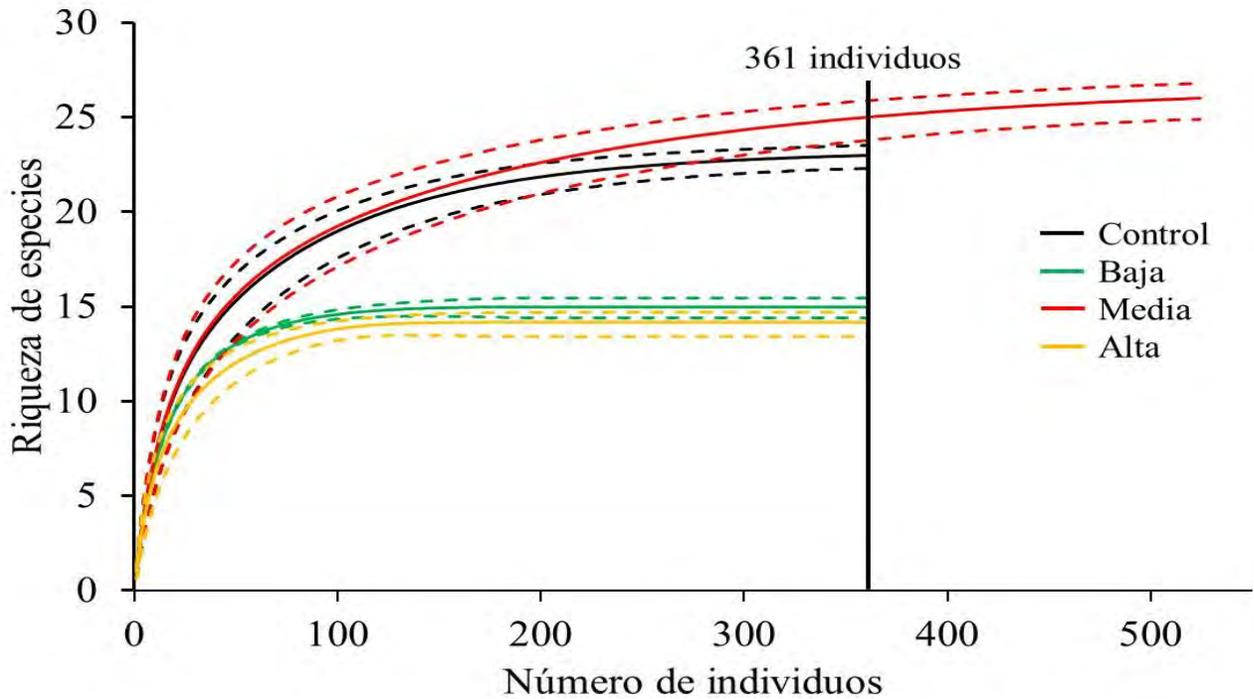


Figura 6. Comparación de la riqueza de especies de plantas a un mismo esfuerzo de muestreo (361 individuos; línea vertical) entre tres niveles de urbanización y sitios control en la zona metropolitana de Pachuca. Las líneas sólidas representan la riqueza acumulada y líneas punteadas representan sus intervalos de confianza al 84%.

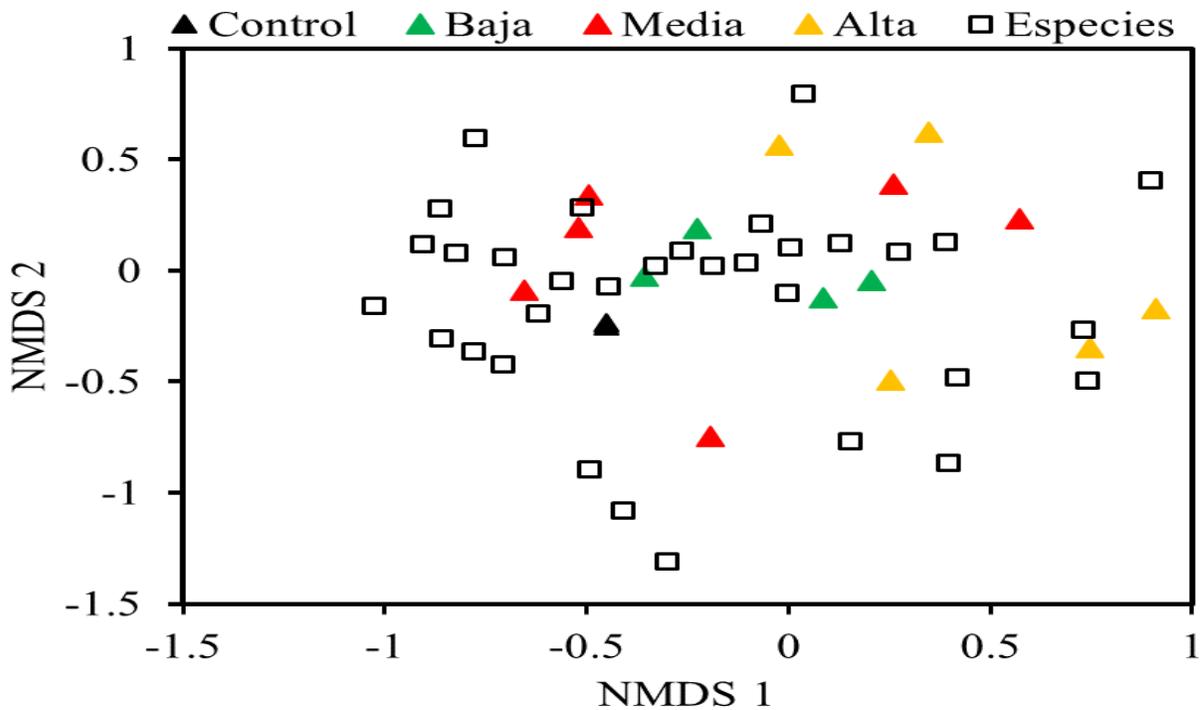


Figura 7. NMDS para representar la composición de las comunidades de especies plantas y la similitud entre 15 lotes baldíos y dos sitios control con diferentes niveles de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca.

A escala de paisaje, los sitios control presentaron significativamente una mayor cobertura de vegetación nativa que los sitios de urbanización baja, media y alta ($X^2=50.98$, $gl=3$, $p<0.0001$) (Figura 8A). Por el contrario, los sitios control presentaron significativamente una menor cobertura de construcciones ($X^2=205.42$, $gl=3$, $p<0.0001$) que los sitios de urbanización media y alta, pero similar con los de urbanización baja (Figura 8E). La cobertura de caminos asfaltados ($X^2=40.566$, $gl=3$, $p<0.0001$) también fue significativamente mayor en los sitios de urbanización alta que los sitios control, mientras que los sitios de urbanización baja y media presentan una proporción de caminos asfaltados similar a la de los sitios control (Figura 8F). No se encontraron diferencias significativas cuando se comparó la cobertura de vegetación introducida ($X^2=2.811$, $gl=3$, $p=0.422$), zonas agrícolas ($X^2=9.72$, $gl=3$, $p=0.021$), suelo desnudo ($X^2=6.664$, $gl=3$, $p=0.084$) y caminos de terracería ($X^2=1.637$, $gl=3$, $p=0.651$) (Figura 8).

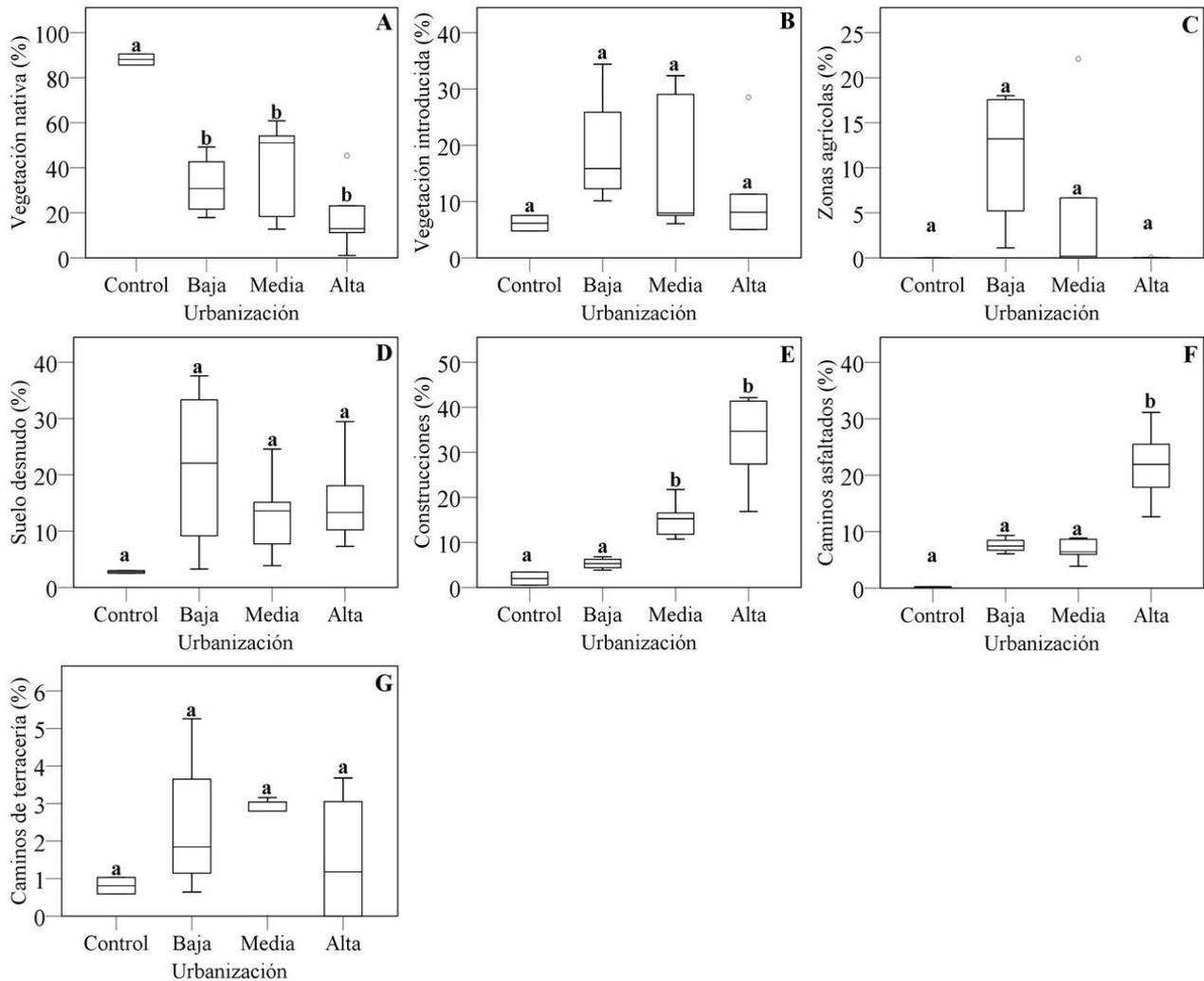


Figura 5. Comparación de la composición del paisaje alrededor de 15 lotes baldíos con vegetación nativa en zonas con diferentes niveles de urbanización y dos sitios control en la zona metropolitana de Pachuca. Letras diferentes denotan diferencias significativas con base en pruebas post-hoc de Dunnett y una corrección de Bonferroni $p=0.01$.

Discusión

Los lotes baldíos en zonas urbanizadas se han catalogado como espacios que carecen de valor ecológico (Pineda-López et al., 2010; Buxton y Benson, 2015). Sin embargo, a pesar de ser de tamaños relativamente pequeños, pueden llegar a presentar características muy similares a las de relictos o reservas naturales con vegetación nativa. Por ejemplo, en este trabajo se encontró que los lotes baldíos, independientemente del nivel de urbanización que los rodea y su forma, son muy similares a los sitios control en cuanto a su estructura y composición de la vegetación, a la intensidad de las perturbaciones antropógenicas a las que están sometidos y la composición del paisaje a su alrededor.

La urbanización parece ser un factor que incide directamente sobre la forma de los lotes baldíos dentro de las ciudades, pues se observó que tanto el área y perímetro de los lotes baldíos disminuye significativamente hacia las zonas de mayor urbanización, lo cual favorece que la RPA de los sitios con niveles de urbanización alta se incremente. Esto puede llegar a tener implicaciones importantes sobre el valor ecológico de los lotes baldíos, ya que la riqueza de especies generalmente tiende a disminuir conforme el área de un sitio también disminuye (MacArthur y Wilson, 1963). Además, las especies que lleguen a establecerse en estos lotes baldíos pequeños y en niveles de urbanización alta podrían estar sometidas a las presiones del entorno urbano en el que se encuentran por el efecto de borde, que tienden a ser mayores en sitios con un RPA alto (Santos y Tellería, 2006). Sin embargo, estos pequeños lotes baldíos que tienen una composición de especies de plantas similar a la de los sitios control, más que sitios de refugio para la vida silvestre podrían ser considerados como *stepping stones* para incrementar la conectividad con otro tipo de áreas verdes (e.g., Kremer et al., 2013). Por lo tanto, se sugiere que se conserve la mayor cantidad posible de lotes baldíos, por muy pequeños que sean, en las zonas de mayor urbanización, para que las especies puedan desplazarse fuera de la “selva de concreto”. Sin embargo, se debe garantizar que su inclusión como una herramienta de conservación de la vida silvestre en las zonas urbanas, no vaya en contra de los intereses de los habitantes.

Por otra parte, cuando se comparó la estructura de la vegetación y las perturbaciones antropogénicas, no se encontraron diferencias significativas importantes entre los tres niveles de urbanización con los sitios control. Esto sugiere que los lotes baldíos independientemente de su forma y el nivel de urbanización a su alrededor, podrían proveer buenos refugios para la vida silvestre, estructuralmente similares a los que pueden encontrarse en los remanentes de vegetación nativa original, que tienen una estructura de la vegetación compleja y bajos niveles de perturbación antrópica (e.g., niveles de ruido, tráfico peatonal y de autos). Todo ello podría incrementar la probabilidad de atraer y mantener las poblaciones de vida silvestre dentro de las zonas urbanas. Trabajos recientes han sugerido que, si los lotes baldíos presentan las condiciones descritas arriba, las oportunidades de mantener la vida silvestre (principalmente las aves) en las zonas urbanas son mayores (Rega-Brodsky y Nilon, 2016, 2017). Particularmente, para el área de estudio se ha observado que la estructura y composición de plantas en el Parque Ecológico Cubitos, que fue uno de los sitios control, provee sitios

apropiados para la anidación de aves (Zuria y Rendón-Hernández, 2010), lo que lleva a pensar que la similitud estructural de los lotes baldíos con este parque debe proveer buenos sitios de anidación para este grupo de organismos. Sin embargo, antes debe analizarse si los lotes baldíos podrían llegar a ser trampas ecológicas para las especies de aves que anidan allí.

La riqueza de especies y composición de la comunidad de plantas es también un aspecto importante que debe considerarse al explorar el valor ecológico de los lotes baldíos dentro de las ciudades. En este trabajo se encontró que la riqueza de especies de plantas de los lotes baldíos de urbanización media fue mayor a la riqueza de los lotes baldíos de urbanización baja y alta, y marginalmente superior de los sitios control. Esto puede deberse a que algunos de los lotes baldíos de urbanización media son relictos de la vegetación nativa original a diferencia de los lotes baldíos de urbanización baja y alta, que corresponden mayormente a sitios abandonados que han sido colonizados sólo por algunas especies de plantas nativas. Por lo tanto, es posible pensar que los relictos de vegetación presenten los mismos elementos florísticos que los sitios control, y de aquí que la riqueza de plantas haya sido mayor que en los sitios de urbanización baja y alta. Además, la combinación de diferentes elementos del paisaje alrededor de los sitios de urbanización media (e.g., construcciones, zonas agrícolas y vegetación introducida) podría favorecer una mezcla de elementos florísticos tanto de los relictos de vegetación como de sitios más perturbados, lo que origina que la riqueza de plantas en estos sitios de urbanización media, pueda ser incluso mayor que la riqueza de plantas que se registró en los sitios control, los cuales carecen de las especies que crecen en sitios más urbanizados. Este fenómeno es conocido como la teoría del disturbio intermedio y ha sido observado con cierta frecuencia en algunas otras ciudades (McKinney, 2008; Aronson et al., 2014).

Por otra parte, encontramos que los sitios de urbanización baja y alta, tuvieron una riqueza de especies de plantas muy baja. En el caso de los sitios de urbanización alta es posible que la proporción elevada de superficies impermeables que rodea estos sitios sea la causa de esta baja riqueza. Los sitios con una gran proporción de superficies impermeables tienden a tener una menor retención y percolación del agua de lluvia en el subsuelo, una mayor velocidad de escorrentía, una menor humedad local y una mayor temperatura del aire, que los sitios sin este tipo de superficies (Herbst y Herbst, 2006). Todos éstos factores son muy importantes para el establecimiento y persistencia de las especies de plantas dentro de las zonas urbanas (Renton et al., 2014). A su vez, la baja riqueza de plantas registrada en los sitios de urbanización baja puede ser explicada por una alta cobertura de zonas agrícolas alrededor de estos sitios. Las zonas agrícolas son continuamente sometidas a labores de desmonte por lo que el pool de especies que pudiera llegar a colonizar a los lotes baldíos no es muy diverso y por ello quizás se encontró una baja riqueza de especies de plantas en este tipo de lotes baldíos.

A pesar de las diferencias encontradas en la riqueza de especies de plantas entre los tres niveles de urbanización y los sitios control, no se observaron diferencias en la composición de especies entre los diferentes sitios de estudio. Esto sugiere que los lotes baldíos tienen especies de la comunidad original de plantas, como las que presentan los dos sitios control (i.e., matorral

xerófilo). Dicha similitud en la composición de las especies de plantas se debe a que los lotes baldíos que se eligieron cuentan con la presencia de especies de la vegetación original, además de que los sitios no son manejados, al menos de manera frecuente, y ello favorece la persistencia de las especies de plantas nativas que han llegado a colonizar estos lotes baldíos. Sin duda alguna, lo anterior denota un alto valor ecológico de los lotes baldíos estudiados, porque aun en niveles de urbanización alta se mantiene parte de las especies de plantas de la comunidad original y podrían funcionar como buenos refugios para la vida silvestre, por proveer una gama de recursos similares a la de los sitios control. Otros trabajos recientes han encontrado que los lotes baldíos, aun sin vegetación nativa o inmersos en zonas con niveles de urbanización elevados, pueden llegar a tener un alto valor ecológico, si son bien manejados (Kremer et al., 2013; Kim et al., 2016; Sanches y Pellegrino, 2016; Anderson y Minor, 2017).

En otras ciudades de Europa, Norteamérica y América Latina se ha demostrado que los lotes baldíos proveen de manera similar o mayor a otro tipo de áreas verdes y áreas naturales, servicios ecosistémicos tales como el biocontrol (Yadav et al., 2012), retención de aguas pluviales durante las tormentas (Sanches y Pellegrino, 2016), provisión de hábitat, regulación climática y captura de carbón (Robinson y Lundholm, 2012). La similitud que se encontró entre los lotes baldíos de los tres niveles de urbanización con los dos sitios control puede llevar a pensar que los servicios ecosistémicos que proveen serían similares a los que se estarían dando en los sitios control, aunque esto no haya sido evaluado para los sitios control que se utilizaron en este estudio. La obtención de los servicios ecosistémicos dependerá del paisaje adyacente a los lotes baldíos, ya que ello impacta directamente en el valor ecológico que les pueda ser asignado (Anderson y Minor, 2017). Por ejemplo, Sanches y Pellegrino (2016) evaluaron la viabilidad de restaurar ciertos lotes baldíos, basándose en el porcentaje de superficie impermeable a su alrededor. Argumentan, que la viabilidad ecológica y económica de restaurar lotes baldíos rodeados por una alta cobertura de superficies impermeables es baja, debido a las numerosas perturbaciones a las que estarían sujetos los sitios. Entonces bajo este escenario, los lotes inmersos en áreas de alta urbanización, podrían resultar inviables para ser considerados dentro de una red de pequeñas áreas verdes, debido a que presentaron significativamente una mayor cobertura de construcciones y caminos asfaltados que los sitios de urbanización baja y media. No obstante, si estos lotes baldíos de urbanización alta son mantenidos y son poco manejados es muy probable que aún puedan funcionar como sitios de paso para algunos organismos, por la similitud mencionada anteriormente en cuanto a la estructura de su vegetación.

Conclusiones e implicaciones para la conservación

Los resultados de este trabajo indican que los lotes baldíos con vegetación nativa son estructuralmente similares a relictos de la vegetación nativa original, lo que les suma mucho valor ecológico y por lo tanto tienen un potencial de conservación alto dentro del área estudiada. Esto denota una gran oportunidad para considerarlos dentro de los esquemas de planeación urbana, que podría resultar en una nueva red de pequeñas áreas verdes en las zonas urbanas y así mitigar los impactos de la huella ecológica de las ciudades (Anderson y Minor, 2017; Sanches

y Pellegrino, 2016). Además, los lotes baldíos pueden ser utilizados como pequeños laboratorios naturales en los que puedan experimentarse diversas técnicas de manejo con la finalidad de mejorar la infraestructura verde de las ciudades.

Particularmente en el área de estudio, hasta el 2005 el 21.6% de su superficie estaba representada por áreas verdes formales, lo que equivalía a 23.80 m² de dichos espacios por cada habitante (Gómez-Aiza, 2013). Sin embargo, recientemente la zona metropolitana de Pachuca ha experimentado un considerable incremento poblacional y por ende una mayor expansión urbana. Bajo este escenario y considerando la proporción de áreas verdes hasta el 2005, hoy en día a cada habitante le corresponderían 13.68 m² de áreas verdes, lo cual es una superficie cercana a la recomendada por la Organización de las Naciones Unidas (ONU) de 16 m² de área verde por habitante. El problema es que no toda la población tiene las mismas oportunidades de acceso a dichos espacios como consecuencia de las diferencias socioeconómicas (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2013). La inclusión de pequeños lotes baldíos como una nueva red de áreas verdes, incrementaría las oportunidades de acceso a los habitantes por su amplia distribución espacial en el área de estudio, además de que la superficie de área verde que le correspondería a cada habitante se incrementaría (37.63 m²/habitante). Para lograr el establecimiento de una red de áreas verdes será necesario crear estrategias que permitan identificar aquellos lotes baldíos que puedan ser utilizados como sitios de esparcimiento o provean algún servicio ecosistémico. Para conseguir lo anterior, varios autores sugieren analizar la percepción de los habitantes sobre esta estrategia, evaluar la composición del paisaje y tomar en cuenta la relación costo-beneficio a corto, mediano y largo plazo (Sanchez y Pellegrino, 2016; Anderson y Minor, 2017), variables que no fueron abordadas en este estudio.

Finalmente, el enfoque desarrollado en esta tesis podría ser aplicado a otras ciudades de América Latina para obtener de manera práctica y rápida una valoración del valor ecológico de sus lotes baldíos para considerarlos dentro de sus esquemas de planeación urbana. Las ciudades Latinoamericanas son importantes reservorios de la diversidad mundial (Myers et al., 2000), por lo que los procesos acelerados de urbanización atentan contra esta gran diversidad (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2013). Por lo tanto, la identificación y la valoración ecológica de lotes baldíos que han sido colonizados por vegetación nativa, y en algunos casos los relictos de la vegetación nativa original, pueden ayudar significativamente a mantener las poblaciones de la vida silvestre en las zonas urbanas. Byrne et al. (2010), argumentan que los espacios verdes formales de las ciudades (i.e., parques, jardines y camellones) son inviables en ambientes construidos muy densos y, en última instancia, podrían no satisfacer las diversas necesidades de la población urbana, por lo que es necesario encontrar otro tipo de estrategias para planificar ciudades más inteligentes. El manejo de los lotes baldíos podría ser una buena solución si se empieza a generar la información apropiada.

Literatura citada

- Accordino, J. y Johnson, G. T. (2000). Addressing the vacant and abandoned property problem. *Journal of Urban affairs*, 22:301-315.
- Anderson, E. C., y Minor, E. S. (2017). Vacant lots: An underexplored resource for ecological and social benefits in cities. *Urban Forestry and Urban Greening*, 21:146-152.
- Angelier, F., Meillère, A., Grace, J. K., Trouvé, C., y Brischoux, F. (2016). No evidence for an effect of traffic noise on the development of the corticosterone stress response in an urban exploiter. *General and Comparative Endocrinology*, 232:43-50.
- Aronson, M. F. M., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, S. G. N., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., Pyšek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, P. y Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on birds and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of The Royal Society B*, 281:1-8.
- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., y Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning*, 132:79-88.
- Burkholder, S. (2012). The New Ecology of Vacancy: Rethinking Land Use in Shrinking Cities. *Sustainability*, 4:1154-1172.
- Buxton, V. L., y Benson, T. J. (2015). Do natural áreas in urban landscapes support successful reproduction by a group of conservation priority birds? *Animal Conservation*, 18:471-479.
- Byrne, J., Sipe, N. y Searle, G. (2010). Green around the gills? The challenge of density for urban greenspace planning in SEQ. *Australian Planner*, 47:162-177.
- 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. Mineral de la Reforma, Hidalgo. pp. 94.
- Carbó-Ramírez, P., y Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100:213-222.
- Colwell, R. K. 2013. *EstimateS*: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. URL<purl.oclc.org/estimates>.
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S.-Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon, and J. T. Longino. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5:3-21.
- Czech, B., Krausman, P. R., y Devers, P. K. (2000). Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience*, 50:593-601.
- Fischer, J. D., Schneider, S. C., Ahlers, A. A., y Miller, J. R. (2015). Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology*, 29:1246-1248.
- Gardiner, M. M., Burkman, C. E., y Prajzner, S. P. (2013). The Value of Urban Vacant Land to Support Arthropod Biodiversity and Ecosystem Services. *Environmental Entomology*, 42:1123-1136.
- Garvin, E., Branas, C., Keddem, S., Sellman, J. y Cannuscio, C. (2013). More than just eyesore: local insights and solutions on vacant land and urban health. *Journal of Urban Health*, 90:412-426.
- Gómez-Aiza, L. (2013). Variabilidad de hábitats en la ciudad de Pachuca y su efecto en la diversidad, distribución y comportamientos de aves que visitan las flores de *Agave salmiana*. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Mineral de la Reforma, Hidalgo. pp. 110.
- Herbst, H., y Herbst, V. (2006). The development of an evaluation method using a geographic information system to determine the importance of wasteland sites as urban wildlife áreas. *Landscape and Urban Planning*, 77:178-195.

- Hofmann, M., Westerman, J. W., Kowarik, I. y van der Mer, E. (2012). Perceptions of parkas and urban derelict land by landscape planners and residents. *Urban Forestry and Urban Greening*, 11: 303-312.
- INEGI. (2014). Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo. Ciudad de México, México.
- INEGI. (2015). Encuesta intercensal 2015. Ciudad de México, México.
- Jokimäki, J., Suhonen, J., Jokimäki-Kaisanlahti, M. L., y Carbó-Ramírez, P. (2016). Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits. *Urban Ecosystems*, 19:1565–1577.
- Kim, G. (2016). The Public Value of Urban Vacant Land: Social Responses and Ecological Value. *Sustainability (Switzerland)*, 8(5). <https://doi.org/10.3390/su8050486>
- Kondo, M., Hohl, B., Han, S., y Branas, C. (2016). Effects of greening and community reuse of vacant lots on crime. *Urban Studies*, 53:3279–3295.
- Kremer, P., Hamstead, Z. A., y McPhearson, T. (2013). A social-ecological assessment of vacant lots in New York City. *Landscape and Urban Planning*, 120: 218–233.
- Lowry, H., Lill, A., y Wong, B. B. M. (2013). Behavioural responses of wildlife to urban environments. *Biological Reviews*, 88:537–549.
- MacGregor-Fors, I. y Payton, M. E. (2013). Contrasting diversity values: statistical inferences based on overlapping confidence intervals. *PLOS ONE*, 8:1-4.
- MacGregor-Fors, I. y Ortega-Álvarez, R. (eds.). (2013). *Ecología Urbana: Experiencias en América Latina*. 130 pp. Obtenido de www.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana.
- Magle, S. B., Reyes, P., Zhu, J., y Crooks, K. R. (2010). Extirpation, colonization, and habitat dynamics of a keystone species along an urban gradient. *Biological Conservation*, 143:2146–2155.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11:161–176.
- Mclaughlin, M. E., Janousek, W. M., Mccarty, J. P., y Wolfenbarger, L. L. (2014). Effects of urbanization on site occupancy and density of grassland birds in tallgrass prairie fragments. *Journal of Field Ornithology*, 85:258–273.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853-858.
- Németh, J. y Langhorst, J. (2014). Rethinking urban transformation: Temporary uses for vacan land. *Cities*, 40:143-150.
- Northam, R. M. (1971). Vacan turban land in the American city. *Land Economies*, 47:345-355.
- Nudds, T. (1977). Quantifying the Vegetative Structure of Wildlife Cover. *Wildlife Society Bulletin*, 5:113-117.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B. et al. (2011). Vegan: Community Ecology Package. R package versión 2.0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pagano, M. A., y Bowman, A. O. (2000). Vacant Land in Cities : An Urban Resource. *Center on Urban y Metropolitan Policy*, 1–9.
- Pineda-lópez, R., Febvre, N., y Martínez, M. (2010). Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística : el caso de Mompaní , Querétaro. *Huitzil*, 11:69–80.
- Rayner, L., Ikin, K., Evans, M. J., Gibbons, P., Lindenmayer, D. B., y Manning, A. D. (2015). Avifauna and urban encroachment in time and space. *Diversity and Distributions*, 21:428–440.
- Rega-Brodsky, C. C., y Nilon, C. H. (2016). Vacant lots as a habitat resource: Nesting success and body condition of songbirds. *Ecosphere*, 7:1–11.
- Rega-Brodsky, C. C., y Nilon, C. H. (2017). Forest cover is important across multiple scales for bird communities in vacant lots. *Urban Ecosystems*, 20:561–571.

- Renton, M., Shackelford, N., y Standish, R. J. (2014). How will climate variability interact with long-term climate change to affect the persistence of plant species in fragmented landscapes? *Environmental Conservation*, 41:110–121.
- Robinson, S. L. y Lundholm, J. T. (2012). Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystems*, 15:545-557.
- Rodewald, A. (2012). Evaluating Factors That Influence Avian Community Response to Urbanization. En Lepczyk C. y Warren P. (Eds.), *Urban Bird Ecology and Conservation* (pp. 71-92). University of California Press.
- Rodewald, A. D., Shustack, D. P y Hitchcock, L. E. (2010). Exotic shrubs as ephemeral ecological traps for nesting birds. *Biological Invasions*, 12:33-39.
- Rousseau, J. S., Savard, J. P. L., y Titman, R. (2015). Shrub-nesting birds in urban habitats: their abundance and association with vegetation. *Urban Ecosystems*, 18:871–884.
- Rupprecht, C. D. D., y Byrne, J. A. (2014). Informal urban greenspace: A typology and trilingual systematic review of its role for urban residents and trends in the literature. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13:597–611.
- Sanches, P. M., y Pellegrino, P. R. M. (2016). Greening potential of derelict and vacant lands in urban areas. *Urban Forestry and Urban Greening*, 19:128–139.
- Santos, T. y Tellería, J. L. (2006). Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre a conservación de las especies. *Ecosistemas*, 15:3-12.
- SEDESOL, CONAPO y INEGI. (2010). Delimitación de las zonas metropolitanas de México. México, D.F. obtenido en http://www.conapo.gob.mx/en/CONAPO/Zonas_metropolitanas_2010
- Sperandelli, D. I., Dupas, F. A., y Dias Pons, N. A. (2013). Dynamics of Urban Sprawl, Vacant Land, and Green Spaces on the Metropolitan Fringe of São Paulo, Brazil. *Journal of Urban Planning and Development*, 139:274–279.
- Suarez-Rubio, M., y Thomlinson, J. R. (2009). Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. *Biological Conservation*, 142:1311–1321.
- United Nations. 2015. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, (ST/ESA/SER.A/366). Department of Economic and Social Affairs, Population Division. pp. 493.
- Yadav, P., Duckworth, K., y Grewal, P. S. (2012). Habitat structure influences below ground biocontrol services: A comparison between urban gardens and vacant lots. *Landscape and Urban Planning*, 104:238–244.
- Zuria, I. Bravo-Cadena, J. y Caballero-Quiroz, H. (2009). Guía de aves del Parque Ecológico Cubitos. UAEH. Pachuca. Hidalgo. México. pp 27.
- Zuria, I., y Gates, J. E. (2013). Community composition, species richness, and abundance of birds in field margins of central Mexico: Local and landscape-scale effects. *Agroforestry Systems*, 87:377–393.
- Zuria, I. y Rendón-Hernández, G. (2010). Notes on the breeding biology of common resident birds in an urbanized area of Hidalgo, Mexico. *Huitzil*, 11:35-41.

Capítulo 2

Caracterización de la respuesta poblacional de aves asociadas a lotes baldíos con vegetación nativa y su relación con variables a escala local y del paisaje

Resumen

Los lotes baldíos son espacios verdes informales comunes en muchas ciudades del mundo con tasas aceleradas de crecimiento urbano. Algunos autores sugieren que estos espacios son un recurso necesario para muchas especies de vida silvestre en las zonas urbanas, pero existe muy poca información para validar esta idea. En este trabajo se exploró la contribución de lotes baldíos con vegetación nativa (LBVN) para el mantenimiento de las poblaciones de aves residentes en una zona urbana del centro de México. En primer lugar, se clasificó a cada una de las especies de aves que se registraron, en tres gremios de respuesta (evasoras, utilizadoras y habitantes urbanas) empleando sus densidades a lo largo de un gradiente de urbanización. Posteriormente, se empleó un Enfoque de Información Teórica (ITC) e Inferencia Multi-modelo para explorar cómo las evasoras urbanas y habitantes urbanas responden al hábitat tanto a escala local como del paisaje alrededor de los LBVN. Se registraron 46 especies de aves residentes asociadas a los LBVN de las cuales el 19.5% fueron evasoras urbanas, 73.9% utilizadoras urbanas y el 6.6% habitantes urbanas. Las evasoras urbanas y las habitantes urbanas en general fueron afectadas por el hábitat a ambas escalas espaciales, pero con una direccionalidad de los efectos opuesta para cada grupo. Los resultados sugieren que los LBVN pueden llegar a mantener las poblaciones de aves que son sensibles a la urbanización y actuar como un filtro para las que toleran la urbanización. Además, se hacen recomendaciones para el manejo de LBVN, así como su inclusión en esquemas de planeación urbana, para incrementar la probabilidad de manejar las poblaciones de aves según el tipo de respuesta que presenten ante la urbanización.

Palabras clave: Urbanización, poblaciones de aves, multi-modelo, centro de México.

Introducción

En ciudades con tasas elevadas de crecimiento urbano se generan paisajes en los que se aprecia una matriz urbana entre mezclada con lotes baldíos aislados y dispersos (Pagano y Bowman, 2000). Los lotes baldíos a menudo son considerados parcelas insignificantes de tierra debido a que son de un tamaño pequeño o se consideran con poco valor biológico por ser sitios alterados o degradados (Pineda-López et al., 2010). Sin embargo, estos espacios verdes informales son un recurso tanto ecológico como social poco explorado (Anderson y Minor, 2017), a pesar de que son un recurso necesario para muchas especies de vida silvestre en las zonas urbanas (Kremer et al., 2013). Existen pocos trabajos que hayan explorado la importancia de los lotes baldíos para el mantenimiento de las poblaciones de aves en zonas urbanas (e.g., Rega-Brodsky y Nilon, 2016; 2017), por lo que existe una falta de conocimiento importante que permitiría incluir a los lotes baldíos en los esquemas de planeación urbana como una estrategia para sostener la vida silvestre en la ciudades.

Las aves son uno de los grupos biológicos que mejor logran adaptarse a los ecosistemas urbanos al aprovechar la gran variedad de recursos presentes en estos sitios (Sih et al., 2011; Sol et al., 2014), por ello pueden ser utilizadas como buenos indicadores para evaluar y determinar la importancia de los lotes baldíos para el mantenimiento de poblaciones de fauna silvestre. Bajo este escenario la clasificación de las especies en gremios funcionales (Leveau, 2013) o de respuesta (Blair, 1996; Fischer et al., 2015) con base en su tolerancia a la urbanización puede ser útil para identificar y predecir la naturaleza de los cambios en las poblaciones de las aves urbanas (Conole y Kirkpatrick, 2011) o revelar el estado general de la comunidad de las mismas (Sol et al., 2014).

Para entender cómo las diferentes especies de aves responden a la urbanización, se han hecho algunas propuestas que permiten clasificar a las especies con base en su adaptabilidad a las zonas urbanas (Blair, 1996; Fischer et al., 2015). Estas categorizaciones abarcan de manera general tres tipos de respuestas de las especies a la urbanización: (1) especies que no se encuentran o raramente se observan en áreas urbanizadas (*evasoras urbanas*), (2) especies que se encuentran en áreas urbanizadas, pero dependen de áreas no urbanizadas cercanas para mantener sus poblaciones (*utilizadoras urbanas*) y 3) especies que se encuentran en áreas urbanizadas y tienen una alta persistencia en estas áreas (*habitantes urbanas*).

Para asignar cada especie en un gremio de respuesta se pueden seguir criterios de densidad o de rasgos biológicos de las especies (Blair, 1996; Fischer et al., 2015). Por ejemplo, las especies de aves con una respuesta negativa a la urbanización (i.e., *evasoras urbanas*) suelen ser especies de hábitos especialistas (nectarívoros o insectívoros) que requieren de sustratos arbóreos o arbustivos bien preservados para poder anidar y además son de envergadura generalmente pequeña (Conole y Kirkpatrick, 2011; Leveau, 2013). En el lado extremo de la gama de respuestas, las habitantes urbanas suelen ser de hábitos generalistas en las que se incluyen especies exóticas, omnívoras, sedentarias, anidan en cavidades o construcciones, son de gran tamaño, presentan altas tasas de reproducción, lo que las hace muy abundantes en las

zonas urbanas (Kark et al., 2007; Croci et al., 2008; Leveau, 2013; Guetté et al., 2017). Para las utilizadoras urbanas, los rasgos que las definen son altamente variables llegando a ser una combinación de los rasgos presentes en las evasoras urbanas y las habitantes urbanas.

En general las evasoras urbanas son las que presentan una mayor prioridad de conservación por ser especies nativas, sensibles a la urbanización y que además sus poblaciones se encuentran amenazadas (Kowarih, 2011), mientras que las habitantes urbanas son poco deseables en las zonas urbanas por ser especies exóticas con altas tasas de reproducción que pueden ocasionar problemas de salud o económicos (Romero et al., 2008) y favorecer los procesos de homogenización biótica por el desplazamiento de las especies nativas (McKinney, 2006; Marzluff y Rodewald, 2008; MacGregor-Fors et al., 2009; Silva et al., 2016).

Cada gremio de respuesta es afectado por el hábitat a dos escalas espaciales, local y del paisaje (Croci et al., 2008). Si se identifican cuáles variables del hábitat influyen significativamente sobre cada gremio de respuesta se podrían proponer mejores recomendaciones para el manejo y la planeación urbana de áreas verdes, incluyendo lotes baldíos, favoreciendo así la permanencia de algunas poblaciones de aves con prioridad para su conservación o limitar el tamaño de la población de aquellas especies que son consideradas como indeseables (Marzluff y Rodewald, 2008; Conole y Kirkpatrick, 2011; Fischer et al., 2015). Por ejemplo, Ikin et al. (2013) reportan para Australia que si se incrementa la complejidad de la vegetación en calles arboladas, la probabilidad de encontrar evasoras urbanas se incrementaría, pero si en estas calles arboladas se incluyen sólo especies de plantas exóticas se incrementará la probabilidad de encontrar especies de aves exóticas. Otros trabajos han demostrado cómo diversas variables del hábitat urbano (e.g., cobertura de construcciones, cobertura de vegetación nativa o los niveles de ruido) suelen tener un efecto similar sobre las poblaciones de los diferentes grupos de aves (Rodewald, 2012; Rousseau et al., 2015; Angelier et al., 2016; Jokimäki et al., 2016), es decir algunas influyen positivamente sobre las evasoras urbanas y a la vez influyen negativamente sobre las habitantes urbanas o viceversa. Derivado de esta separación en las respuestas de cada grupo de especies es que se puede sacar ventaja para mantener o controlar las poblaciones de aves que son deseables o indeseables en las zonas urbanas. Sin embargo, la manera en que responde cada especie podría cambiar conforme al contexto de cada ciudad y por lo tanto es importante que se identifiquen de manera particular las variables del hábitat que afectan o benefician a las especies de aves de cada ciudad y así generar estrategias de manejo específicas.

En este trabajo se estudió la ocurrencia y densidad de las poblaciones de aves asociadas a lotes baldíos con vegetación nativa dispuestos en zonas con diferentes niveles de urbanización, e incluyendo dos sitios control con bajos niveles de urbanización. El objetivo fue categorizar la respuesta de cada una de las especies de aves registradas en los lotes baldíos y explorar el efecto del hábitat a dos escalas espaciales, local y del paisaje, sobre la ocurrencia de aves según su gremio de respuesta (i.e., evasoras o habitantes urbanas). Todo esto con la intención de generar información que permita justificar la importancia de los lotes baldíos con

vegetación nativa para el mantenimiento de las poblaciones de aves en las zonas urbanas del centro de México. Si los lotes baldíos representan un buen hábitat para las aves en las zonas urbanas, se esperaría registrar un considerable número de especies sensibles a la urbanización (evasoras urbanas), así como también, que las condiciones del hábitat (medidas a escala local y del paisaje) que prevalecen en los LBVN, puedan llegar a incidir de manera diferente en la ocurrencia de cada gremio de respuesta de las aves urbanas (Leveau, 2013), ya sea beneficiando o afectando a cada gremio.

Materiales y métodos

Descripción del hábitat a escala local y del paisaje

El estudio se realizó en los mismos 15 lotes baldíos y dos sitios control descritos en el Capítulo 1. A escala local se evaluó la forma de cada lote baldío mediante mediciones del área, el perímetro y el RPA con la ayuda de ArcGis 10.2 (ESRI). Además, se establecieron estaciones de muestreo al interior de cada sitio de estudio para medir la estructura de la vegetación. Cada estación de muestreo estuvo separada equidistantemente una de otra por 100 m. Las coordenadas de cada estación fueron obtenidas con la ayuda de una imagen de satélite de alta resolución y ArcGis 10.2 (ESRI) para verificar que la equidistancia establecida se cumpliera y posteriormente con un GPS fueron ubicadas en campo. El número de estaciones por sitio dependió de su área y en total se establecieron 80 estaciones de muestreo, variando entre una estación para los lotes pequeños y 10 para los lotes de mayor tamaño. En los dos sitios control se ubicaron ocho estaciones en cada uno, debido a su gran tamaño (>80 ha) y la homogeneidad de la vegetación. En cada estación se colocaron dos cuerdas (10 m cada una) dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales y a todas las plantas del estrato arbustivo y arbóreo que cruzaran con estas cuerdas se les registró su altura. También sobre los mismos ejes se registraron las siguientes mediciones cada dos metros: cobertura de la vegetación sobre el suelo, cobertura del dosel, altura del estrato herbáceo, altura del estrato arbóreo-arbustivo y la complejidad vertical de la vegetación. Finalmente, a escala local también se midieron algunas perturbaciones antropogénicas, tales como los niveles de ruido y la intensidad del tráfico vehicular y peatonal (ver Capítulo 1 para detalles en la metodología).

A escala de paisaje se delinearon buffers de 200 m de radio alrededor de cada lote baldío y se cuantificó la superficie cubierta por las siguientes categorías de uso de suelo dentro de este radio: vegetación nativa, vegetación introducida, zonas agrícolas, suelo desnudo, construcciones, caminos asfaltados y caminos de terracería. Las áreas se obtuvieron digitalizando la cobertura de cada categoría de uso de suelo con el software ArcGis 10.3 (ESRI) a partir de una imagen de satélite del 2015 de la ZMP (WorldView-2 Standard con 4 bandas multispectrales y 0.5 m de resolución). Los criterios que se siguieron para definir cada categoría de uso de suelo se muestran en el Cuadro 2 y en la Figura 4 se muestra un ejemplo de la digitalización de las categorías de uso de suelo.

En el Capítulo 1 se presenta una descripción más detallada de cómo se midió cada una de las variables tanto a escala local como del paisaje.

Muestreos de aves

Se establecieron puntos de conteo de radio fijo (50 m de radio) para el muestreo de aves. Los puntos de conteo corresponden a las mismas estaciones de muestreo en las que se realizó la descripción del hábitat a escala local. En el caso de los sitios control, se establecieron 20 puntos de conteo en cada uno, esto para tener un muestreo más representativo dado su gran superficie (>80 ha). Se realizaron seis visitas matutinas a cada sitio (abril, junio, agosto y diciembre del 2016, enero y febrero del 2017) entre las 07:00 y 10:00 horas. Cada día se visitó un sitio diferente para que los conteos de aves se realizaran a la misma hora en todos los sitios. De esta manera, se realizaron 118 puntos de conteo en total por cada mes de muestreo.

En cada punto de conteo se permaneció 10 minutos para registrar a todas las especies de aves vistas o escuchadas. Este período de tiempo es lo suficientemente corto para evitar duplicar registros y es, a su vez, suficientemente largo para registrar a todas las especies en el punto, incluyendo algunas especies raras (Hutto et al., 1986). Adicionalmente la altura de la vegetación en los sitios permitió una buena visibilidad aun a grandes distancias. Todas las aves que se observaron sobrevolando no fueron registradas y tampoco se hicieron muestreos en días lluviosos o muy ventosos. Se utilizaron binoculares (8 x 42) y guías de campo (Howell y Webb, 1995; Van Perlo, 2005; Zuria et al., 2009; Arizmendi y Berlanga, 2014) para la identificación de las especies, así como también la biblioteca digital de cantos de xeno-canto (<http://www.xeno-canto.org/>).

Para cada especie se registró el número de individuos avistados, teniendo cuidado de no volver a incluir a los ya registrados. Con el fin de evitar sobreestimar la abundancia de cada especie, se obtuvo la abundancia máxima (de aquí en adelante sólo será llamada abundancia), la cual corresponde al número más alto de individuos avistados después de haber realizado todos los muestreos.

Categorización de la respuesta de las aves

Se utilizaron los resultados del análisis clúster del Capítulo 1 para clasificar a los sitios en tres niveles de urbanización (baja, media y alta) y los dos sitios control, con la intención de facilitar la categorización de la respuesta poblacional de cada una de las especies de aves registradas en los sitios de estudio.

Para categorizar y asignar un gremio de respuesta a cada una de las especies de aves registradas, se siguió la propuesta de Fischer et al. (2015), quienes clasifican a las especies en tres grupos con base en su nivel de tolerancia a la urbanización. En el primer grupo se encuentran aquellas especies que raramente se encuentran en zonas con algún tipo de desarrollo urbano, pero que suelen encontrarse en ambientes más naturales, por esta razón se conocen como evasores urbanos o *urban avoiders*. Al segundo grupo se le ha denominado como utilizadores urbanos o *urban utilizers* y está conformado por especies que hacen uso de los ambientes naturales pero que también pueden adecuarse y hacer uso de los recursos de zonas con niveles de urbanización moderada, media y alta. Finalmente, en el tercer grupo se encuentran las especies que tienen una persistencia alta en zonas con un alto grado de

urbanización debido a su gran habilidad para aprovechar los recursos que ofrecen las zonas urbanas y por ello han sido denominados como habitantes urbanos o *urban dwellers*.

Se utilizó la densidad de cada especie de aves (n° de ind/ha) en cada uno de los niveles de urbanización y los sitios control como el criterio para categorizar su respuesta a la urbanización (e.g., Blair, 1996). Se ha observado que los valores de densidad están correlacionados con los rasgos biológicos de las especies (e.g., dieta, hábitos de anidación y comportamiento) que han sido utilizados para definir la respuesta de las aves a la urbanización (Crocì et al., 2008; Evans et al., 2011; Leveau, 2017), por lo que es posible que la densidad sea una medida representativa para categorizar las respuestas de las aves a la urbanización y clasificarlas en gremios de respuesta (Evans et al., 2011).

Con base en lo anterior, las especies que obtuvieran sus densidades más altas en los sitios control y de urbanización baja fueron clasificadas como evasoras urbanas, las especies cuyas densidades fueron homogéneas y continuas en todos los niveles de urbanización se clasificaron como utilizadoras urbanas y finalmente aquellas especies que presentaron densidades más altas en los sitios de urbanización media y alta fueron clasificadas como habitantes urbanas. No se categorizó la respuesta de aquellas especies de las que se obtuvo un sólo registro después de las seis visitas a los sitios.

Análisis de los datos

Se utilizó un enfoque de selección de modelos e inferencia de multi-modelos (*inference multimodel*; Burnham y Anderson, 2002; Burnham et al., 2011) para determinar el efecto de las variables a escala local y del paisaje, sobre la probabilidad de ocurrencia de las poblaciones de aves que fueron clasificadas como evasoras urbanas y habitantes urbanas. No se exploró lo anterior para la categoría de utilizadores urbanos ya que este grupo de aves estuvo presente en casi todos los sitios y es probable que no tengan una relación directa con estas variables. A continuación, se resume el fondo teórico de esta metodología para facilitar su entendimiento.

La base de esta metodología se sustenta en el enfoque de Información de Kulback-Leiber (K-L) el cual hoy en día es conocido como criterios de Información Teórica (I-T) (Burnham y Anderson, 2002). El principio del enfoque K-L consiste en calcular las distancias de varios modelos hacia un modelo denominado como la realidad completa (*full reality*), que es el modelo que explica al 100% cualquier fenómeno que sea estudiado. Entre más corta sea la distancia de los x modelos al de la realidad completa, menor será la información que se pierde en relación a esa realidad y, por lo tanto, son los modelos que explican de mejor forma el fenómeno estudiado. Sin embargo, en el estudio de cualquier fenómeno resulta imposible determinar cuál es la realidad completa. Para solventar esta desventaja se propuso el enfoque de Información Teórica (I-T), en el cual a partir de un conjunto de modelos (hipótesis) se busca el modelo que mejor explique el fenómeno a estudiar (la realidad completa) y las distancias de los otros modelos son calculadas contra este mejor modelo. De manera similar al enfoque K-L, los modelos con las distancias más cortas, es decir los más cercanos al mejor modelo, son los que explican de mejor forma el fenómeno estudiado, porque pierden una menor cantidad de información. Para calcular

la información aportada por cada modelo y las distancias entre modelos, se han propuesto diversos algoritmos (e.g., AIC, AICc, QAICc, BIC) y cada uno se aplica de manera diferente dependiendo de la naturaleza de los datos (Grueber et al., 2011).

Por otra parte, es probable que más de un modelo se encuentre muy cercano al mejor modelo o a la “realidad completa” y por lo tanto la incertidumbre de saber cuál es el más apropiado para explicar nuestros resultados crece. En estos casos es necesario utilizar el enfoque de inferencia multi-modelo, en el cual el fenómeno estudiado se explica a partir de todos los modelos que estuvieron más cercanos de la realidad. Para conseguir esto es necesario hacer una ponderación de todos los modelos, lo cual se consigue a partir de promediar las variables incluidas en cada uno de los modelos (Burnham y Anderson, 2002; Symonds y Moussli, 2011; Burnham et al., 2011). Al aplicar este método, se incrementa la precisión para realizar predicciones sobre algún fenómeno sin perder aquella información que no considera el mejor modelo (Grueber et al., 2011; Fieberg y Johnson, 2015).

Para desarrollar la metodología de la selección de modelos e inferencia de multi-modelos, se siguieron una serie de etapas en las que se van calculando diferentes valores que miden la fuerza de evidencia (*strength of evidence*) de cada uno de los modelos (Burnham, et al., 2011). En primer lugar, se preparó una matriz de datos de presencia-ausencia en la que se anotó en cuáles de los 17 sitios de estudio estuvieron presentes o ausentes, tanto las evasoras urbanas como las habitantes urbanas. A continuación, se detalla cada una de las etapas que se desarrollaron.

Etapas 1: *Ajustar un modelo global.* Se ajustaron dos tipos de modelos globales, el primero con todas las variables del hábitat a escala local (i.e., área + perímetro + RPA+ cobertura de la vegetación sobre el suelo + cobertura del dosel + altura de las herbáceas + altura del estrato arbóreo-arbustivo + ICV + ruido promedio + picos de ruido máximo + tránsito vehicular + tránsito peatonal) y el segundo con todas las variables de la composición del paisaje alrededor de los sitios (i.e., vegetación nativa + vegetación introducida + zonas agrícolas + suelo desnudo + construcciones + caminos asfaltados + caminos de terracería), así se evitó mezclar variables de diferentes escalas espaciales. Las variables de respuesta para cada tipo de modelo fueron la presencia-ausencia de las evasoras urbanas y la presencia-ausencia de las habitantes urbanas. Los modelos globales fueron construidos con regresiones logísticas y una función de enlace tipo “logit” usando la función glm del paquete stats de R software 3.4.0 (R Core Team, 2017). Se requirió una previa estandarización de las variables a escala local al $\log(x+1)$ y $\sqrt{\arccoseno(x/100)}$ para las variables a escala del paisaje, para mejorar la convergencia de los modelos.

Etapas 2: *Generar subconjuntos de modelos.* A partir de los modelos globales, se generan submodelos al combinar las variables incluidas en los modelos globales. Es decir, se pueden generar submodelos sin ninguna variable (modelo nulo) hasta submodelos con todas las variables que fueron ingresadas cuando se ajustó el modelo global, pasando por todas las combinaciones posibles de las variables. En este caso el modelo global a escala local tuvo 12

variables y por lo tanto se generaron 2048 submodelos. A su vez el modelo global a escala del paisaje tuvo siete variables, por lo que se generaron 128 submodelos. Para ambos conjuntos de submodelos se incluyó el modelo global y un modelo nulo sólo con el intercepto. Estos submodelos fueron generados con la función dredge implementada en el paquete MuMIn (Bartoń, 2016) de R software 3.4.0. (R Core Team, 2017).

Para cada uno de estos submodelos se calculó el Criterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas (AICc) (Sugira, 1978; Hurvich y Tsai, 1989), que como su nombre lo indica es útil cuando se tienen muestras pequeñas, como en nuestro estudio (17 sitios). El AICc se calcula con la siguiente fórmula:

$$AICc = AIC + (2K(K + 1)) / (n-K-1)$$

donde AIC es el Criterio de Información de Akaike ($AIC = -2\log(L) + 2K$) (Akaike, 1973) y K el número de parámetros en el modelo.

Etapas 3: *Dragado o rechazo de modelos.* En este proceso se obtiene un top de los mejores submodelos con base en su AICc. Todos los submodelos son ordenados en orden creciente, es decir desde el AICc más bajo hasta el AICc más alto. El primer modelo que quede en esta lista corresponde al mejor modelo para explicar el fenómeno estudiado. Para seleccionar un top de los mejores modelos es necesario eliminar aquellos que no cumplan con ciertos criterios (ver Burnham et al., 2011; Symonds et al., 2011). En este estudio, se eliminaron todos los modelos que estuvieran por debajo del modelo nulo, es decir los que obtuvieron valores AICc más altos que el del modelo nulo, esto por ser modelos poco informativos. Se decidió este criterio ya que el modelo nulo indica la ausencia de un efecto sobre la variable independiente y, por lo tanto, submodelos con AICc más alto que el del modelo nulo carecerían de un efecto sobre la variable de respuesta.

Se realizó un segundo proceso de dragado de los submodelos, el cual consistió en eliminar los submodelos que tuvieran dos o más variables independientes correlacionadas, para evitar problemas de multicolinealidad y reducir la redundancia de las variables independientes (Grueber et al., 2011).

Etapas 4: *Medidas de la fuerza de evidencia de los modelos.* Una vez que ya se obtuvo el “top” de submodelos se procedió a calcular las siguientes medidas a cada uno de ellos para evaluar su “fuerza de evidencia” sobre la variable de respuesta:

(1) Diferencia de Akaike (**$\Delta AICc$**): Se utilizó la siguiente fórmula para calcular el (**$\Delta AICc$**)

$$\Delta AICc_i = AICc_i - AICc_{min} \quad \text{para } i = 1, 2, \dots, R \text{ modelos.}$$

donde $AICc_{min}$ denota el submodelo con el AICc más bajo de todo el top de submodelos (i.e., mejor modelo aproximado). $AICc_i$ denota el AICc de cada uno de los modelos que le siguen al mejor submodelo.

El $\Delta AICc$ es análogo a una medida de distancia, que sirve para evaluar cuánto es mejor el primer submodelo en el top con respecto a los siguientes modelos (Symonds et al., 2011). Esta medida también indica la cantidad de información que pierde un modelo bajo el enfoque de K-L (Burnham et al., 2011), es decir entre mayor sea el $\Delta AICc$ de un modelo, estaría indicando que se aleja de la realidad completa y por lo tanto pierde mucha información. Existen varias propuestas para saber cuándo un modelo ha perdido suficiente información como para no ser considerado para las predicciones. Por ejemplo, Burnham y Anderson (2002) indican que modelos con $\Delta AICc$ mayores que 2 unidades con respecto al mejor modelo aproximado tienen poco soporte. Burnham et al. (2011) sugieren entre 4 y 7 unidades y Richards (2008) 6 unidades. Uno mismo puede definir qué valores utilizar cuando un modelo pierde la suficiente información para ser considerado como con modelo con poco soporte.

- (2) Peso de Akaike (w_i): El peso de Akaike para cada uno de los modelos, se calcula a partir de los valores de $\Delta AICc$ como sigue

$$w_i = \frac{\exp(-\frac{1}{2} \Delta AICc_i)}{\sum_{r=1}^R \exp(-\frac{1}{2} \Delta AICc_r)}$$

El peso de Akaike toma valores entre 0 y 1, siendo la suma de los pesos de Akaike de todos los modelos del top de 1, y puede considerarse como análoga a la probabilidad de que un modelo dado sea el mejor modelo aproximado. En este caso el submodelo del top tendrá siempre un peso de Akaike mayor. Por ejemplo, si el modelo del top tiene un peso de Akaike de 0.30, quiere decir que ese modelo tiene el 30% de posibilidades de ser la “realidad completa” y si el siguiente modelo tiene 0.03 este tendrá el 3% de posibilidades de ser la “realidad completa” bajo el enfoque de K-L.

- (3) Peso de Akaike acumulado ($w_{i acc}$): El $w_{i acc}$ no es más que la suma de los pesos de Akaike de cada uno de los submodelos dentro del top. Esta medida es utilizada para generar conjuntos de confianza de modelos, cuando el mejor modelo obtiene un w_i bajo y por lo tanto los resultados son explicados por más de un modelo. Burnham y Anderson (2002), sugieren que cuando el mejor modelo aproximado tiene $w_i > 0.9$ no es necesario generar un conjunto de confianza, ya que ese modelo tiene el suficiente soporte para explicar el fenómeno estudiado. Para generar este conjunto de confianza, cuando el mejor modelo no cumple con el criterio anterior, se deben sumar los pesos de Akaike de todos los modelos que le siguen al mejor modelo aproximado hasta completar un valor de ≤ 0.95 como recomiendan Burnham y Anderson (2002) o cualquier otro valor que el investigador defina. Aquí se siguió la propuesta de Burnham y Anderson (2002), ya que no se obtuvo algún modelo con $w_i > 0.9$.

Etapas 5: Inferencia Multi-Modelo (promediado de modelos). Cuando se generan conjuntos de confianza es necesario aplicar el enfoque de Inferencia Multi-Modelo a partir de promediar

los coeficientes de las variables independientes que aparecen en el conjunto de confianza. En este estudio se aplicó un promediado natural (Burnham y Anderson, 2002) de los coeficientes de las variables del hábitat que aparecen en el conjunto de confianza de modelos con un $w_i \leq 0.95$. El promediado de los coeficientes estimados fue calculado como sigue:

$$\hat{\beta} = \frac{\sum_{i=1}^R w_i \hat{\beta}_i}{\sum_{i=1}^R w_i}$$

donde $\hat{\beta}$ es el coeficiente estimado ponderado, $\hat{\beta}_i$ es el coeficiente estimado para el predictor en un modelo dado i , y w_i es el peso de Akaike del modelo. En este caso, $\hat{\beta}_i$ es promediado sólo sobre los modelos en los cuales aparece la variable de interés. Por ejemplo, si el área aparece en 3 modelos del conjunto de confianza, se promedia el coeficiente del área para esos 3 modelos con base en la fórmula de arriba. También se calculó la varianza incondicional (como una medida de dispersión de los coeficientes ponderados) con la siguiente fórmula:

$$\widehat{var}(\hat{\beta}) = \left[\sum w_i \sqrt{\widehat{var}(\hat{\beta}_i) + (\hat{\beta}_i - \hat{\beta})^2} \right]^2$$

donde $\widehat{var}(\hat{\beta}_i)$ es la varianza del coeficiente estimado en el modelo i , y $\hat{\beta}_i$ y $\hat{\beta}$ son como se definió arriba. Para el cálculo del error estándar $\widehat{se}(\hat{\beta})$, uno simplemente omite el término del cuadrado total de la ecuación de arriba.

Antes de promediar los coeficientes de las variables, se verificó que las variables entre modelos dentro del conjunto de confianza no estuvieran correlacionadas (Grueber et al., 2011), si fue el caso se dejó a la variable con el w_i más alto. Además, se descartaron aquellas variables que fueron incluidas una sola vez en todo el conjunto de confianza, debido a que no se podrían realizar los cálculos del promedio.

Etap 6: *Utilización de los modelos ponderados para la predicción.* Una vez que se obtuvieron los submodelos con los coeficientes ponderados para todas las variables que estuvieron dentro del conjunto de confianza de submodelos, se procede a realizar las predicciones de cada una de ellas sobre la variable de respuesta. Como los modelos fueron construidos a través de regresiones logísticas, se utilizó la función logística que se muestra abajo para obtener la probabilidad de ocurrencia de las evasoras urbanas en función de cada uno de los coeficientes de las variables independientes que fueron ponderados

$$p_i = \frac{1}{1 + \exp^{-(\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_{x1})}}$$

donde $\hat{\beta}_0$ es el coeficiente ponderado del intercepto del modelo y $\hat{\beta}_{x1}$ el coeficiente ponderado de la variable independiente en el modelo final.

Resultados

Descripción del hábitat

A escala local, la superficie de los lotes baldíos varió entre 0.21 ha y 82 ha, el perímetro varió entre 193.03 m y 5915.55 m y del RPA varió entre 53 y 925. En cuanto a la estructura de la vegetación se observó que los sitios presentan una elevada cobertura de vegetación sobre el suelo (entre 58.1 ± 6.7 y 100%) (promedio \pm E.E), una baja cobertura de dosel (entre 0 y $25 \pm 7.1\%$), con árboles y arbustos entre 1.1 ± 0.1 y 2.8 ± 1.1 m de altura, una altura del estrato herbáceo que va desde 25.9 ± 6.1 cm a 80.9 ± 4.0 cm y complejidad vertical de la vegetación que varió desde sitios con una baja complejidad (95.6 ± 24.9) a sitios con complejidad elevada (325.3 ± 18.8). Las perturbaciones antropogénicas resultaron ser poco variables entre los diferentes sitios. Por ejemplo, los niveles de ruido rondaron entre 39.7 db y 58.7 db, los niveles de ruido máximo registrados variaron entre 47.2 db y 64.4 db y el tránsito de peatones varió entre 0.2 y 2 personas/min. Sólo en el caso de la intensidad del tránsito vehicular se observaron valores más contrastantes (entre 0.4 y 62.8 autos/min.) (ver Anexo 1 para más información).

A escala del paisaje, la cobertura por vegetación nativa ($33.09 \pm 5.87\%$) (promedio \pm E.E) fue la categoría de uso de suelo que mejor estuvo representado alrededor de los sitios de estudio, seguido de la cobertura de construcciones ($16.78 \pm 3.04\%$), suelo desnudo ($15.27 \pm 2.47\%$), vegetación introducida ($14.42 \pm 2.26\%$), caminos asfaltados ($10.73 \pm 1.96\%$), zonas agrícolas ($7.49 \pm 3.64\%$) y caminos de terracería ($1.87 \pm 0.33\%$). La proporción de cada uso de suelo es muy variable para cada sitio de estudio y estuvo en función del nivel de urbanización (ver Anexo 3 para más información).

Respuesta de las aves a la urbanización

Se registraron 46 especies de aves residentes en los LBVN (Anexo 4), de las cuales nueve especies fueron clasificadas como “evasoras urbanas”, 34 especies como “utilizadoras urbanas” y tres especies como “habitantes urbanas” (Figura 9).

La densidad de las evasoras urbanas en general fue baja (entre 0.02 y 0.64 ind/ha) y sólo fueron observadas en los sitios control y en sitios de urbanización baja. Las habitantes urbanas obtuvieron sus densidades más altas (i.e., entre 0.16 y 3.54 ind/ha) en sitios de urbanización media y alta, aunque también se observaron algunos individuos en sitios de urbanización baja, pero con una densidad baja (0.25 y 0.45 ind/ha). A su vez, las utilizadoras urbanas presentaron densidades muy variables (entre 0 hasta 5.18 ind/ha) y casi siempre se encontraron en todos los sitios independientemente del nivel de urbanización alrededor de los lotes baldíos y los sitios control (Figura 9).

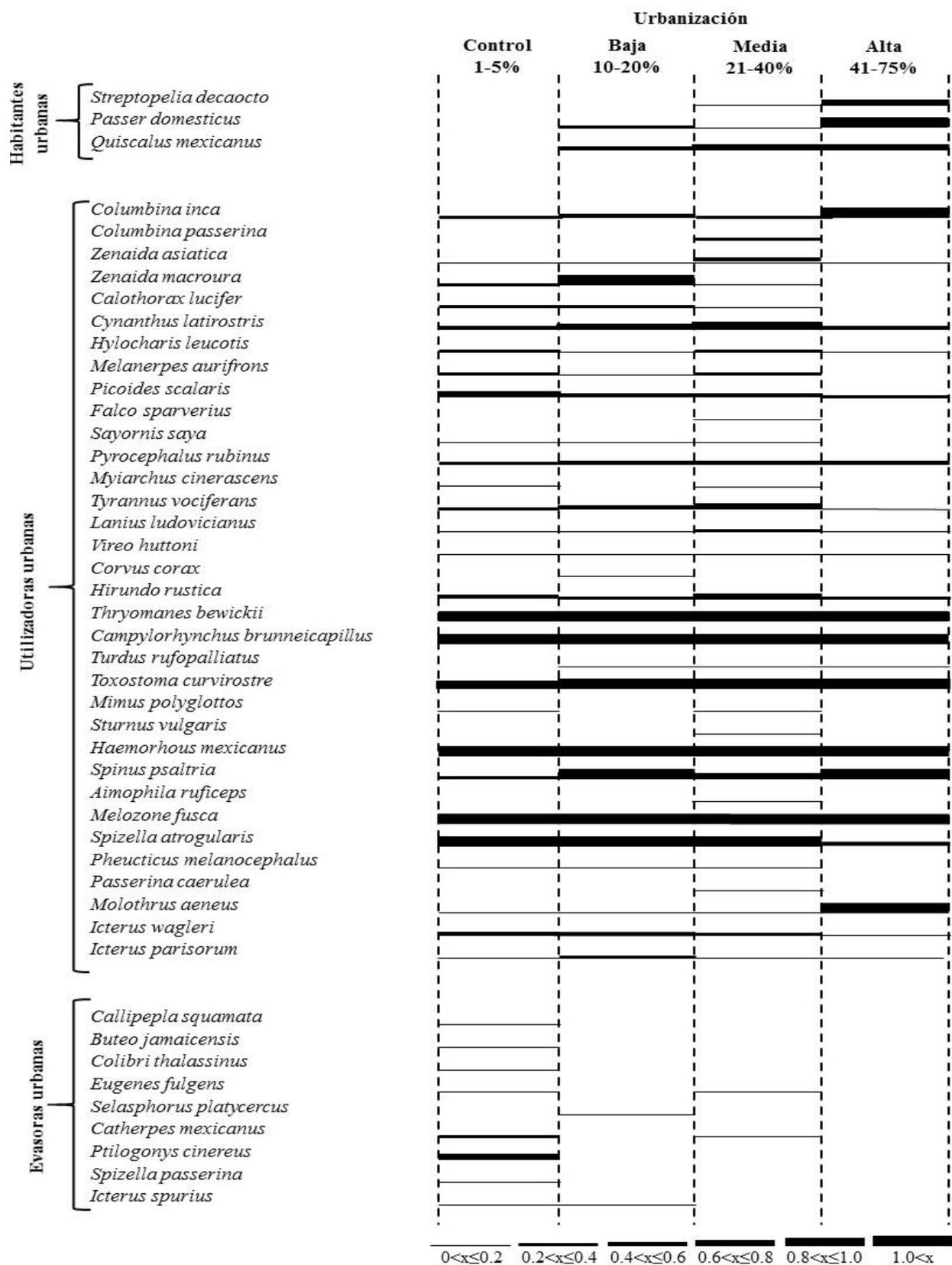


Figura 6. Categorización de la respuesta poblacional de las especies de aves residentes a diferentes niveles de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca. Las barras negras representan el n° de individuos por hectárea de cada especie y cambia según su grosor. Representación de Blair (1996).

Efecto del hábitat a escala local sobre la ocurrencia de evasoras urbanas

Después de realizar el dragado de los 2048 submodelos que se generaron a partir del modelo global con todas las variables a escala local, sólo 12 submodelos, incluyendo el modelo nulo fueron seleccionados para explicar la probabilidad de ocurrencia de las evasoras urbanas (Cuadro 3). Siete de las 12 variables a escala local, fueron incluidas dentro de estos 12 submodelos (6 veces el área, 4 veces el ICV, 3 veces la altura de las herbáceas, 2 veces el tránsito vehicular, 2 veces los picos de ruido máximo, 1 vez la altura de la vegetación y 1 vez la cobertura de la vegetación sobre el suelo) (Cuadro 3).

El mejor modelo aproximado (i.e., con el valor de AICc más bajo), incluyó sólo a el área de los sitios de estudio (AICc = 17.35) y tuvo un $w_i = 0.37$. La distancia entre este modelo y el siguiente modelo, mejor posicionado en el top fue de $\Delta AICc = 2.85$ unidades y contra el modelo nulo de $\Delta AICc = 5.51$ unidades, lo que sugiere que todos los modelos incluidos en el top tienen un buen soporte para explicar la ocurrencia de las evasoras urbanas. El conjunto de confianza de submodelos ($w_{iacc} \leq 0.95$) quedó conformado por 11 de los 12 modelos.

Después de hacer las correcciones de las variables que estuvieron correlacionadas entre modelos (i.e., picos de ruido máximo y tránsito vehicular) y las que sólo aparecieron una vez en todo el conjunto de confianza (i.e., altura de la vegetación y cobertura de la vegetación sobre el suelo), cuatro de las 12 variables a escala local (i.e., área, altura de las herbáceas, ICV y picos de ruido máximo) fueron consideradas para calcular sus coeficientes ponderados.

El área de los sitios ($\beta = 4.4 \pm 0.11$) (promedio \pm E.E), el ICV ($\beta = 9.49 \pm 0.16$) y la altura de las herbáceas ($\beta = 4.54 \pm 0.14$) tuvieron un efecto positivo sobre la ocurrencia de las evasoras urbanas (Figura 10A-C), mientras que los picos de ruido máximo tuvieron un efecto negativo sobre este grupo de aves ($\beta = -1.67 \pm 1.87$) (Figura 10D). La altura de las herbáceas fue la única variable que tuvo un bajo poder para predecir la ocurrencia de las evasoras urbanas (Figura 10C).

Efecto del hábitat a escala local sobre la ocurrencia de habitantes urbanas

Se obtuvieron 13 submodelos después del dragado de los 2048 submodelos. Siete de las 12 variables a escala local fueron incluidas dentro de estos 13 submodelos (4 veces el ruido promedio, 3 veces el área, 3 veces los picos de ruido máximo, 3 veces el RPA, 2 veces la cobertura del dosel, 1 vez la cobertura de la vegetación sobre el suelo y 1 vez el ICV) (Cuadro 3).

El mejor modelo aproximado, incluyó nuevamente sólo a el área de los sitios de estudio (AICc = 18.54) y tuvo un $w_i = 0.37$. La distancia entre este modelo y el siguiente modelo, mejor posicionado en el top de submodelos fue de $\Delta AICc = 0.96$ unidades y contra el modelo nulo de $\Delta AICc = 5.80$ unidades, lo que sugiere que el top de modelos tiene un buen soporte para explicar la ocurrencia de las evasoras urbanas.

El conjunto de confianza de submodelos ($w_{iacc} \leq 0.95$) quedó conformado por 12 de los 13 submodelos. Después de hacer las correcciones de las variables que estuvieron correlacionadas (i.e., ruido promedio-picos de ruido máximo, área-RPA) y las que sólo

aparecieron una vez en todo el conjunto de confianza (i.e., cobertura de la vegetación sobre el suelo y cobertura del dosel), dos de las 12 variables a escala local (área y ruido promedio) fueron consideradas para calcular sus coeficientes ponderados.

El área ($\beta = -1.69 \pm 0.42$) tuvo un efecto negativo sobre la ocurrencia de las habitantes urbanas (Figura 10E), mientras que el ruido promedio ($\beta = 20.71 \pm 0.22$) tuvo un efecto positivo sobre este grupo de aves (Figura 10F).

Cuadro 3. Resultados de la selección de modelos para evaluar el efecto de las variables del hábitat a escala local sobre la ocurrencia de evasoras urbanas y habitantes urbanas en lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control dentro de la zona metropolitana de Pachuca.

	K^a	AICc^b	ΔAICc^c	w_i^d	w_i acc^e
<i>Evasoras urbanas</i>					
Área	2	17.35	0.00	0.37	0.37
Área + Alt HB	3	20.20	2.85	0.09	0.46
Área + Cobertura del suelo	3	20.24	2.89	0.09	0.55
Área + Ruido máximo	3	20.28	2.93	0.09	0.63
Área + Altura de la vegetación	3	20.33	2.98	0.08	0.72
Área + Tránsito vehicular	3	20.34	2.99	0.08	0.80
ICV	2	20.75	3.40	0.07	0.87
Ruido máximo + ICV	3	22.41	5.06	0.03	0.90
Alt HB	2	22.61	5.26	0.03	0.92
<u>ICV + Alt HB</u>	<u>3</u>	<u>22.62</u>	<u>5.27</u>	<u>0.03</u>	<u>0.95</u>
ICV + Tránsito vehicular	3	22.64	5.29	0.03	0.98
Nulo	1	22.86	5.51	0.02	1.00
<i>Habitantes urbanas</i>					
Área	2	18.54	0.00	0.37	0.37
Área + Ruido	3	19.50	0.96	0.23	0.60
Área + Cobertura del suelo	3	21.03	2.49	0.11	0.70
RPA	2	22.43	3.89	0.05	0.75
RPA + Ruido	3	22.93	4.39	0.04	0.80
Ruido máximo	2	23.05	4.50	0.04	0.83
Ruido	2	23.36	4.81	0.03	0.87
RPA + Ruido máximo	3	23.61	5.07	0.03	0.90
Cobertura del dosel + Ruido máximo	3	23.64	5.09	0.03	0.93
<u>ICV</u>	<u>2</u>	<u>23.66</u>	<u>5.11</u>	<u>0.03</u>	<u>0.95</u>
Cobertura del dosel	2	23.86	5.31	0.03	0.98
Nulo	1	24.34	5.80	0.02	1.00

^aNúmero de parámetros.

^bCriterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas.

^cLa diferencia en los valores de AICc entre el valor AICc del modelo actual y el mejor clasificado.

^dPeso de la evidencia que apoya el modelo (pesos de Akaike).

^ePesos acumulados.

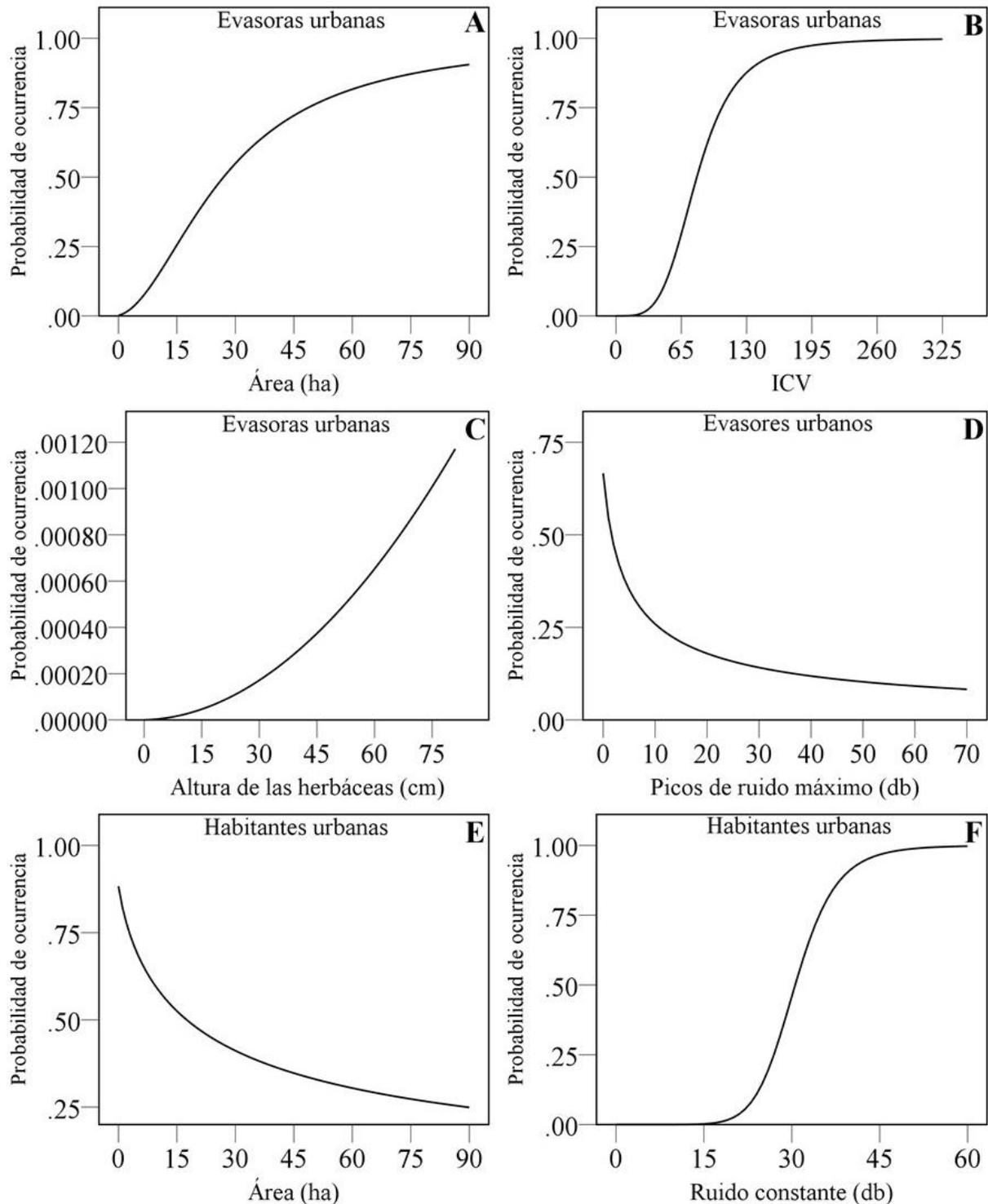


Figura 7. Efecto de las variables a escala local sobre la probabilidad de ocurrencia de las evasoras urbanas y las habitantes urbanas en lotes baldíos con vegetación nativa y sitios control en la zona metropolitana de Pachuca. La línea sólida representa la probabilidad de ocurrencia predicha por los coeficientes ponderados.

Efecto del hábitat a escala del paisaje sobre la ocurrencia de evasoras urbanas

Se obtuvieron 16 submodelos después del dragado de los 128 submodelos que fueron generados para analizar el efecto de las variables a escala de paisaje sobre la ocurrencia de las evasoras urbanas. Seis de las 7 variables, fueron incluidas dentro de estos 16 submodelos (7 veces la vegetación introducida, 6 veces los caminos asfaltados, 6 veces las construcciones, 5 veces los caminos de terracería, 4 veces el suelo desnudo y 3 veces la vegetación nativa) (Cuadro 4).

El mejor modelo aproximado, incluyó sólo la cobertura de vegetación nativa ($AICc = 18.54$; $w_i = 0.21$). La distancia entre este modelo y el siguiente modelo, mejor posicionado en el top fue de $\Delta AICc = 0.71$ unidades y contra el modelo nulo de $\Delta AICc = 5.09$ unidades, lo que sugiere que todos los modelos incluidos en el top tienen un buen soporte para explicar la ocurrencia de las evasoras urbanas.

El conjunto de confianza de submodelos ($w_{iacc} \leq 0.95$) quedó conformado por 13 de los 16 submodelos. Después de hacer las correcciones de las variables que estuvieron correlacionadas (i.e., vegetación nativa-caminos asfaltados-construcciones), 5 de las 7 variables a escala del paisaje (vegetación nativa, vegetación introducida, caminos asfaltados, caminos de terracería y suelo desnudo) fueron consideradas para calcular sus coeficientes ponderados. Se decidió incluir la vegetación nativa, a pesar de que estaba correlacionada con los caminos asfaltados, para demostrar la importancia de mantener zonas con vegetación nativa en las zonas urbanas para el mantenimiento de las poblaciones de aves que son sensibles a la urbanización.

La cobertura de vegetación nativa ($\beta = 8.11 \pm 0.18$) y caminos de terracería ($\beta = 2.60 \pm 0.78$) se relacionaron positivamente con la probabilidad de ocurrencia de las evasoras urbanas (Figura 11A-B). La cobertura de caminos asfaltados ($\beta = -16.27 \pm 0.77$), vegetación introducida ($\beta = -9.25 \pm 1.69$) y suelo desnudo ($\beta = -0.98 \pm 0.38$) tuvieron un efecto negativo sobre las evasoras urbanas (Figura 11 C-E).

Efecto del hábitat a escala del paisaje sobre la ocurrencia de habitantes urbanas

Se obtuvieron 15 submodelos después del dragado de los 128 submodelos que se generaron. Seis de las 7 variables, fueron incluidas dentro de estos 15 submodelos (6 veces los caminos de terracería, 5 veces el suelo desnudo, 5 veces la vegetación introducida, 4 veces las construcciones, 4 veces los caminos asfaltados y 2 veces la vegetación nativa) (Cuadro 4).

El mejor modelo aproximado, incluyó la cobertura de construcciones y la cobertura de suelo desnudo ($AICc = 12.55$; $w_i = 0.41$). La distancia entre este modelo y el siguiente modelo mejor posicionado en el top fue de $\Delta AICc = 1.85$ unidades y contra el modelo nulo de $\Delta AICc = 11.79$ unidades.

El conjunto de confianza de submodelos ($w_{iacc} \leq 0.95$) quedó conformado por 8 de los 15 submodelos. Después de hacer las correcciones de las variables que estuvieron correlacionadas (i.e., vegetación nativa-caminos asfaltados-construcciones), 4 de las 7 variables del paisaje

(vegetación nativa, caminos asfaltados, caminos de terracería y suelo desnudo) fueron consideradas para calcular sus coeficientes ponderados.

La cobertura de suelo desnudo ($\beta = 39.86 \pm 10.60$) y caminos asfaltados ($\beta = 41.10 \pm 1.46$) tienen un efecto positivo sobre las habitantes urbanas (Figura 11 F-G). La cobertura de vegetación nativa ($\beta = -11.88 \pm 0.30$) y caminos de terracería ($\beta = -16.37 \pm 1.19$) tuvieron un efecto negativo sobre este grupo de aves (Figura 11 H-I).

Cuadro 4. Resultados de la selección de modelos para evaluar el efecto de las variables a escala del paisaje sobre la ocurrencia de evasoras urbanas y habitantes urbanas en lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control dentro de la zona metropolitana de Pachuca.

	K^a	AICc^b	ΔAICc^c	w_i^d	w_i acc^e
<i>Evasoras urbanas</i>					
Veg. Nativa	2	17.78	0.00	0.21	0.21
Cam. asfaltados	2	18.48	0.71	0.15	0.36
Cam. asfaltados + Veg. introducida	3	19.13	1.35	0.11	0.47
Construcciones	2	19.23	1.46	0.10	0.58
Construcciones + Veg. introducida	3	19.32	1.54	0.10	0.67
Veg. nativa + Cam. terracería	3	20.38	2.60	0.06	0.73
Veg. nativa + Veg. introducida	3	20.69	2.91	0.05	0.78
Cam. asfaltados + Suelo desnudo	3	21.30	3.52	0.04	0.82
Cam. asfaltados + Cam. terracería	3	21.47	3.69	0.03	0.85
Construcciones + Suelo desnudo	3	22.00	4.22	0.03	0.88
Construcciones + Cam. terracería	3	22.12	4.34	0.02	0.90
Construcciones + Veg. introducida+ Suelo desnudo	4	22.17	4.39	0.02	0.93
<u>Cam. asfaltados + Veg. Introducida + Cam. terracería</u>	<u>4</u>	<u>22.45</u>	<u>4.67</u>	<u>0.02</u>	<u>0.95</u>
Cam. asfaltados + Veg. Introducida + Suelo desnudo	4	22.62	4.84	0.02	0.97
Construcciones + Veg. introducida + Cam. Terracería	4	22.80	5.03	0.02	0.98
Nulo	1	22.86	5.09	0.02	1.00
<i>Habitantes urbanas</i>					
Construcciones + Suelo desnudo	3	12.55	0.00	0.41	0.41
Suelo desnudo	2	14.40	1.85	0.16	0.57
Cam. asfaltados	2	15.21	2.66	0.11	0.68
Suelo desnudo + Veg. introducida	3	15.98	3.43	0.07	0.75
Cam. asfaltados + Cam. terracería	3	16.58	4.04	0.05	0.81
Suelo desnudo + Cam. terracería	3	16.86	4.32	0.05	0.85
Cam. terracería + Veg. nativa	3	16.90	4.35	0.05	0.90
<u>Veg. Nativa</u>	<u>2</u>	<u>17.65</u>	<u>5.11</u>	<u>0.03</u>	<u>0.93</u>
Cam. asfaltados + Veg. introducida	3	18.16	5.61	0.02	0.96
Suelo desnudo+ Cam. terracería+ Veg. introducida	4	18.38	5.84	0.02	0.98
Cam. asfaltados + Cam. terracería + Veg. introducida	4	20.07	7.52	0.01	0.99
Construcciones	2	20.78	8.23	0.01	1.00
Construcciones + Cam. terracería	3	23.13	10.58	0.00	1.00
Construcciones+ Veg. introducida	3	23.61	11.06	0.00	1.00
Nulo	1	24.34	11.79	0.00	1.00

^aNúmero de parámetros.

^bCriterio de Información de Akaike corregido para muestras pequeñas.

^cLa diferencia en los valores de AICc entre el valor AICc del modelo actual y el mejor clasificado.

^dPeso de la evidencia que apoya el modelo (pesos de Akaike).

^ePesos acumulados.

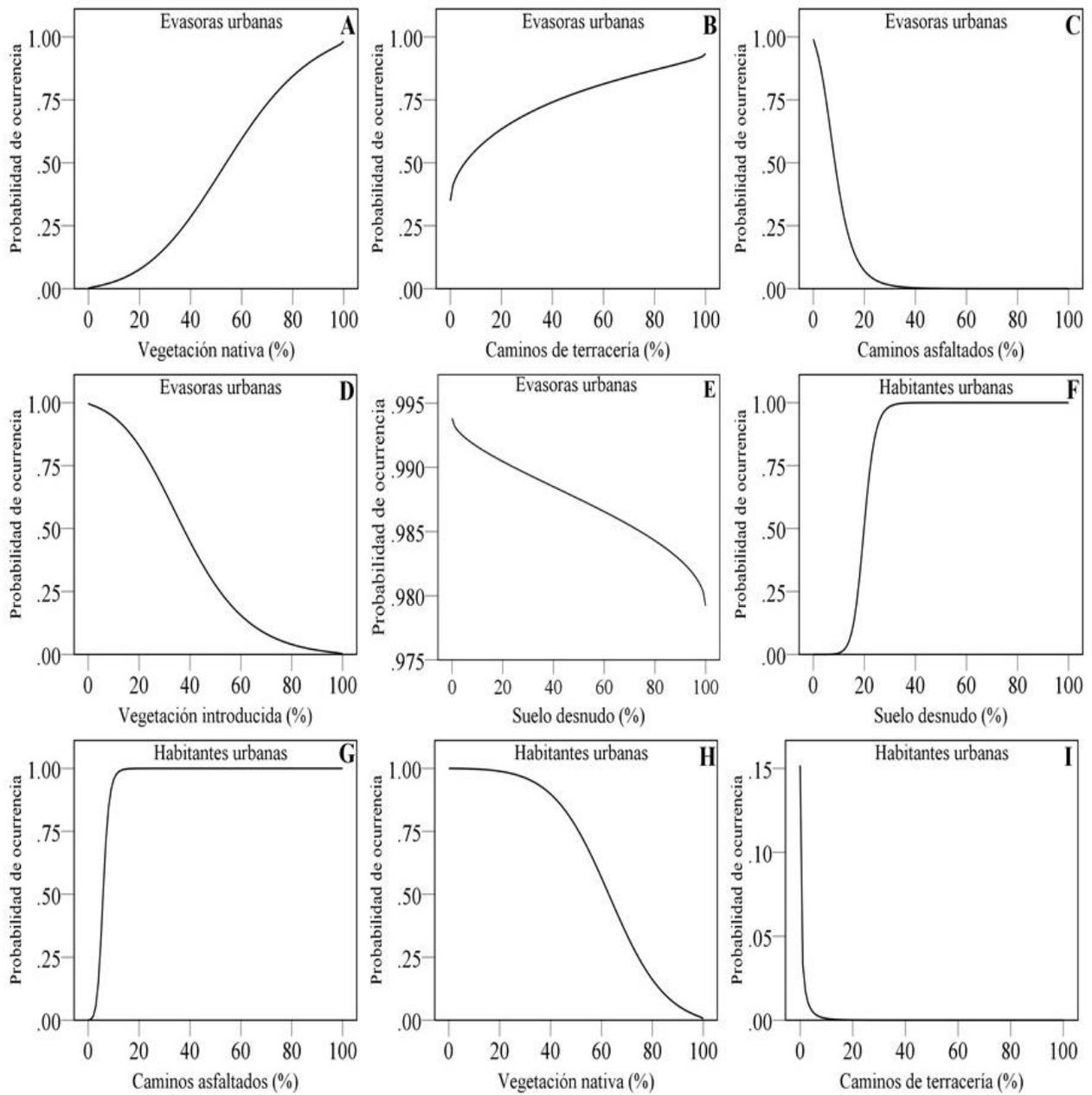


Figura 8. Efecto de las variables a escala del paisaje sobre la probabilidad de ocurrencia de las evasoras urbanas y las habitantes urbanas en lotes baldíos con vegetación nativa y sitios control en la zona metropolitana de Pachuca. La línea sólida representa la probabilidad de ocurrencia predicha por los coeficientes ponderados.

Discusión

Respuesta poblacional de las aves

Se ha observado que las aves son uno de los grupos que mejor logran adaptarse a los ecosistemas urbanos al aprovechar la gran variedad de recursos presentes en estos sitios (Sih et al., 2011; Sol et al., 2014). Sin embargo, no todas las especies son capaces de adaptarse al medio urbano, principalmente las especies nativas (Sol et al., 2014). De esta manera, las aves tienen respuestas variables ante diferentes niveles de desarrollo urbano (Blair, 1996; Croci et al., 2008). En este estudio, las abundancias de las especies fueron diferentes en cada nivel de desarrollo urbano. Por ejemplo, las especies clasificadas como evasoras urbanas presentaron densidades bajas o estuvieron ausentes en sitios con altos niveles de desarrollo urbano y estas especies fueron exclusivamente aves nativas. Patrones similares han sido observados en otras zonas urbanas con diferentes niveles de urbanización (Blair, 1996; Palomino y Carrascal, 2006; Suárez-Rubio y Thomlinson, 2009; Conole y Kirkpatrick, 2011; Leveau et al., 2017). En el extremo opuesto, se encuentran aquellas especies que pueden adaptarse muy bien a niveles de urbanización elevados. Por lo general, este tipo de especies son exóticas invasoras (e.g., *Myiopsitta monachus*, *P. domesticus*, *S. decaocto* y *Sturnus vulgaris*) y suelen presentarse en densidades elevadas (Blair, 1996; Kark et al., 2007; Suárez-Rubio y Thomlinson, 2009; Fischer et al., 2015). En este trabajo se observó un patrón similar, en donde especies como *P. domesticus* y *S. decaocto* obtuvieron sus densidades máximas en las zonas de mayor urbanización y no fueron observados en los sitios de menor urbanización. Particularmente, las poblaciones de aves que exhiben una respuesta positiva a la urbanización tienen fuertes implicaciones sobre el mantenimiento de la diversidad de las zonas urbanas (McKinney, 2006; Marzluff y Rodewald, 2008; MacGregor-Fors et al., 2009), por lo que existe la necesidad de explorar las condiciones de las zonas urbanas que permiten su establecimiento para generar estrategias apropiadas que permitan su control (Fischer et al., 2015).

Por otra parte, el 66% de las especies de aves residentes que se registraron en los sitios de estudio fueron clasificadas como utilizadoras urbanas, lo cual es un patrón muy común en las zonas urbanas que presentan un paisaje urbano heterogéneo en el que se combinan zonas con diferentes tipos de uso de suelo (Blair, 1996; Kark et al., 2007). Sin embargo, en la clasificación utilizada en este trabajo debe tenerse en consideración que algunas especies de utilizadoras urbanas podrían ser clasificadas como evasoras urbanas, dado que en este estudio sólo se muestrearon sitios con vegetación nativa y no otro tipo de desarrollo urbano (e.g., parques, jardines o camellones), como suelen desarrollarse tradicionalmente otros estudios (e.g., Blair, 1996). Por ejemplo, algunas especies de colibríes (e.g., *Calothorax lucifer*, *Eugenes fulgens* e *Hylocharis leucotis*) que fueron clasificadas como utilizadoras urbanas sólo han sido registradas en ambientes con matorral xerófilo dentro y alrededor de la zona metropolitana de Pachuca, como el Parque Ecológico Cubitos (Zuria et al., 2009) y no en otro tipo de desarrollo urbano como las áreas verdes manejadas (Carbó-Ramírez et al., 2011; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011), lo que sugiere que estas especies dependen de la presencia de sitios con vegetación nativa para subsistir y por ello podrían ser clasificadas como evasoras urbanas. Sin embargo, es probable

que la tendencia de asociación de estos colibríes a los LBVN esté explicada más por la teoría de atracción heteroespecífica (Mönkkönen et al., 1990), que por su sensibilidad a la urbanización (e.g., Rodewald, 2012). La teoría de la atracción heteroespecífica describe el proceso de selección de hábitat de las especies, a través del cual utilizan a otras especies establecidas en un sitio dado, como indicadores de la calidad de los recursos del sitio y así aumentar sus posibilidades de sobrevivencia (Mönkkönen y Forsman, 2002).

Efecto de las variables a escala local y del paisaje sobre la ocurrencia de aves

Se observó que tanto la ocurrencia de las evasoras urbanas como de las habitantes urbanas fue influenciada por las mismas variables, pero con una direccionalidad opuesta de los efectos, lo cual podría estar asociado a los rasgos biológicos y las historias de vida que definen a cada uno de estos grupos de aves (Conole y Kirkpatrick, 2011).

Entre las variables a nivel local se encontró que el área de los lotes baldíos es la más importante para predecir la ocurrencia de aves según su respuesta a la urbanización. En este trabajo, también se encontró que la probabilidad de ocurrencia de las evasoras urbanas aumenta en sitios de mayor tamaño y, por el contrario, para las habitantes urbanas se reduce la probabilidad de encontrarlas conforme los sitios son más grandes. Otros estudios también han encontrado resultados similares (Chamberlain et al., 2007; Dale, 2017; Ferenc et al., 2017; pero ver Antos et al., 2006), aunque han sido obtenidos en espacios verdes formales y no en lotes baldíos. Es posible que este resultado sea explicado por la influencia de la matriz urbana alrededor de los sitios, en donde los sitios más pequeños deben ser más degradados por su contacto más directo con la matriz urbana que los sitios más grandes (Forman et al., 2003), como consecuencia del efecto de borde que se genera de las relaciones perímetro-área (ver Capítulo 1). Fox y Fox (1986) sugieren que en sitios más degradados la invasión de especies tolerantes a la perturbación, de los habitantes urbanos en nuestro caso, es más probable. Por lo tanto, también sería más probable encontrar especies que son sensibles a la perturbación (i.e., evasoras urbanas), en sitios menos degradados, como pueden ser los sitios más grandes.

De manera similar al área, los niveles de ruido fueron importantes predictores tanto para las evasoras urbanas como para las habitantes urbanas. Un estudio reciente sugiere que los habitantes urbanos son relativamente insensibles al ruido urbano, contrario a lo que sucede con las evasoras urbanas, al menos durante la etapa de desarrollo de los polluelos (Angelier et al., 2016). Con base en lo anterior, es probable que por eso se haya observado que la probabilidad de ocurrencia de las habitantes urbanas se incrementara en sitios con niveles de ruido más alto, mientras que la ocurrencia de las evasoras urbanas disminuyó exponencialmente en sitios con niveles de ruido elevados.

Por otra parte, la vegetación es un aspecto intrínseco del hábitat para muchas especies de aves. Por lo tanto, la composición, estructura, distribución, abundancia y el grado de madurez de la vegetación crean hábitat de diferente calidad para las aves (Rousseau et al., 2015). En este estudio, se observó que en sitios con una mayor complejidad vertical de la vegetación incrementa la probabilidad de encontrar más evasoras urbanas. Estudios recientes

sugieren que tanto la riqueza como la presencia de evasoras urbanas es menor en sitios con una baja complejidad de la vegetación (Ikin et al., 2013; Matsuba et al., 2016).

La influencia combinada de la cantidad de cada tipo de cobertura de uso del suelo y sus patrones espaciales pueden determinar el número y tipos de especies que pueden habitar en una zona urbana (Marzluff y Rodewald, 2008; Rodewald, 2012). En este estudio, se observó que el uso de suelo alrededor de lotes baldíos tiene una influencia diferente sobre las evasoras urbanas y habitantes urbanas. Por ejemplo, una mayor proporción de vegetación nativa alrededor de los sitios tendió a favorecer a las evasoras urbanas mientras que parece tener un efecto negativo sobre las habitantes urbanas. Fox y Fox (1986) sugieren que sitios con alta riqueza de especies de plantas nativas serán menos susceptibles a ser invadidos por especies introducidas (habitantes urbanas) y trabajos más recientes corroboran esta idea (Marzluff y Rodewald, 2008; Ikin et al., 2013).

La cobertura de superficie impermeable (i.e., construcciones y caminos asfaltados) suele tener un efecto negativo sobre las evasoras urbanas y positivo sobre las habitantes urbanas (Marzluff y Rodewald, 2008; Rayner et al., 2015; Jokimäki et al., 2016) y los resultados de este estudio son consistentes con dichos patrones. Quizás las superficies impermeables sean de los tipos de uso de suelo más importantes para la conservación de la avifauna en las zonas urbanas, debido a que un cambio de al menos del 10% alrededor de algún sitio en particular podría significar la permanencia o desaparición de las evasoras urbanas o podría ocasionar el establecimiento irreversible de las habitantes urbanas (Rayner et al., 2015), tal y como se observa en los modelos generados en este estudio. Marzluff y Rodewald (2008) presentan un modelo hipotético que demuestra lo anterior, en el cual ellos plantean un ejemplo de cómo la colonización de habitantes urbanos interactúa con la extinción o la extirpación local de los evasores urbanos, cuando la proporción de superficie impermeable sobrepasa el 40%. Por lo tanto, estudios futuros deberán enfocarse en detectar los umbrales que podrían modificar la proporción de evasoras y habitantes urbanas basándose en las singularidades de cada zona urbana. El enfoque que se presentó en este trabajo podría resultar útil para ello, el cual ha sido usado recientemente para generar recomendaciones de manejo de hábitat y del paisaje para las aves que habitan en remanentes de pastizal (e.g., Mclaughlin et al., 2014; Fieberg y Johnson, 2015).

Otro factor a considerar es la cobertura de vegetación introducida en las zonas urbanas, porque tiene un efecto negativo sobre las evasoras urbanas (Rodewald, 2012; Ikin et al., 2013), pero uno neutral o positivo sobre los habitantes urbanos (Daniels y Kirkpatrick, 2006; Ikin et al., 2013; Pineda-López et al., 2013; MacGregor-Fors et al., 2017). En este estudio se encontró que la vegetación introducida tiene un efecto negativo sobre la ocurrencia de las evasoras urbanas. Es probable que las evasoras urbanas no puedan ser capaces de aprovechar los recursos que les provee este tipo de vegetación. Por lo tanto, sería importante mejorar las áreas verdes formales, incorporando una mayor cantidad de plantas nativas.

Por otra parte, se observó que las evasoras urbanas responden de manera positiva a la cobertura de caminos de terracería, cuando se ha demostrado que las carreteras tienen múltiples efectos negativos sobre la vida silvestre (Forman et al., 2003). Sin embargo, los caminos de terracería permiten una mayor retención de agua que los caminos asfaltados lo que permite el establecimiento de algunas especies de plantas que podrían favorecer que las aves se desplacen entre los lotes baldíos con vegetación nativa. Además, los caminos de terracería en el área de estudio no son tan transitados (1-5 autos/min) como los asfaltados (15-60 autos/min), por lo tanto, los niveles de ruido no son tan elevados y como se observa en los modelos, a bajos niveles de ruido es más probable encontrar muchas más especies de evasoras urbanas.

Conclusiones e implicaciones para la conservación

Los resultados de este estudio sugieren que los LBVN y los dos sitios control dan refugio a un número considerable de especies que no toleran la urbanización (evasoras urbanas) y a su vez son sitios que impiden el establecimiento de un gran número de especies de aves con una respuesta positiva a la urbanización (habitantes urbanas), las cuales en muchos casos son las principales responsables de la homogenización biótica (McKinney, 2006; MacGregor-Fors et al., 2010). Además, se demuestra que ambos grupos de aves son afectados tanto por variables a escala local como del paisaje al mismo tiempo, pero en direcciones opuestas, tal y como ha sido demostrado para espacios verdes formales (Daniels y Kirkpatrick, 2006; Croci et al., 2008), pero no para lotes baldíos y relictos de vegetación nativa original. Nuestros resultados pueden ser utilizados para generar estrategias que sean dirigidas para una mejor planificación urbana, así como también para el manejo de los lotes baldíos para crear hábitat de mejor calidad para las especies de aves que son sensibles a la urbanización.

Para el año 2050 se estima que el 66% de la población mundial vivirá en zonas urbanas (UN, 2015), por lo que resultaría prácticamente imposible frenar la inminente expansión urbana. Sin embargo, sí se pueden diseñar o manejar de mejor manera las zonas urbanas para que soporten de mejor forma a la vida silvestre (Mason et al., 2007; Fischer et al., 2015). El enfoque que se presentó en este trabajo puede ser fácilmente aplicado para otras zonas urbanas y así identificar qué variables a escala local y del paisaje podrían llegar a tener efectos positivos sobre las poblaciones de aves deseables en las zonas urbanas y con prioridades de conservación altas, así como también las que favorecen a especies que son consideradas como indeseables en dichas zonas (Conole y Kirkpatrick, 2011), con la intención de manejar las poblaciones de cada uno de estos grupos de especies (Fischer et al., 2015).

Por ejemplo, con base en los modelos que se generaron se recomienda que en la zona de estudio traten de mantenerse LBVN de entre 15 y 25 ha, con una complejidad vertical de la vegetación (ICV) de 100 unidades, diseñar espacios para minimizar los niveles de ruido de 20 a 35 db, que no estén rodeados por más del 20% de caminos asfaltados, no dejar más del 20% superficie de suelos desnudos y no más de 50-60% de construcciones. Además, de tratar que en las áreas verdes se incorporen más especies nativas para incrementar la cobertura de vegetación nativa alrededor de los sitios en un intervalo de 20 a 40%. Si algunas de estas

condiciones pueden ser respetadas, sin comprometer los intereses de la población humana, se maximizaría la probabilidad de encontrar más evasoras urbanas y a su vez se minimizaría la probabilidad de encontrar más habitantes urbanas. Algunas de las recomendaciones propuestas aquí ya han sido sugeridas para otras zonas urbanas (Marzluff y Rodewald, 2008; Conole y Kirkpatrick, 2011; Ikin et al., 2013; Matsuba et al., 2016), por lo que la aproximación que se aplicó parece ser muy reproducible bajo otras condiciones. Sin embargo, las recomendaciones deben ser calculadas de manera particular para cada ciudad y así maximizar las oportunidades de éxito.

Finalmente, si somos capaces de manejar y planificar mejores zonas urbanas podremos darles el tiempo suficiente a aquellas especies que son sensibles a la urbanización para que se adapten a un entorno urbano antes de modificar completamente sus hábitat (Hanauer et al., 2010; Rayner et al., 2015).

Literatura citada

- Arizmendi, M. C. y Berlanga, H. 2014. *Colibrís de México y Norteamérica*. CONABIO, México. pp. 160.
- Anderson, E. C., y Minor, E. S. (2017). Vacant lots: An underexplored resource for ecological and social benefits in cities. *Urban Forestry and Urban Greening*, 21:146–152.
- Angelier, F., Meillère, A., Grace, J. K., Trouvé, C., y Brischoux, F. (2016). No evidence for an effect of traffic noise on the development of the corticosterone stress response in an urban exploiter. *General and Comparative Endocrinology*, 232:43–50.
- Blair, R. B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6:506–519.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R., y Huyvaert, K. P. (2011). AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65:23–35.
- Carbó-Ramírez, P., y Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100:213–222.
- Conole, L. E., y Kirkpatrick, J. B. (2011). Functional and spatial differentiation of urban bird assemblages at the landscape scale. *Landscape and Urban Planning*, 100:11–23.
- Croci, S., Butet, A., y Clergeau, P. (2008). Does Urbanization Filter Birds on the Basis of Their Biological Traits? *The Condor*, 110:223–240.
- Daniels, G. D., y Kirkpatrick, J. B. (2006). Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation*, 133:326–335.
- Evans, K. L., Chamberlain, D. E., Hatchwell, B. J., Gregory, R. D., y Gaston, K. J. (2011). What makes an urban bird? *Global Change Biology*, 17:32–44.
- Fieberg, J., y Johnson, D. H. (2015). MMI: Multimodel inference or models with management implications? *Journal of Wildlife Management*, 79:708–718.
- Fischer, J. D., Schneider, S. C., Ahlers, A. A., y Miller, J. R. (2015). Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology*, 29:1246–1248.
- Grueber, C. E., Nakagawa, S., Laws, R. J., y Jamieson, I. G. (2011). Multimodel inference in ecology and evolution: Challenges and solutions. *Journal of Evolutionary Biology*, 24:699–711.
- Guetté, A., Gaüzère, P., Devictor, V., Jiguet, F., y Godet, L. (2017). Measuring the synanthropy of species and communities to monitor the effects of urbanization on biodiversity. *Ecological Indicators*, 79:139–154.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M. y Hendricks, P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103:593–602.
- Ikin, K., Knight, E., Lindenmayer, D. B., Fischer, J., y Manning, A. D. (2013). The influence of native versus exotic streetscape vegetation on the spatial distribution of birds in suburbs and reserves. *Diversity and Distributions*, 19:294–306.
- Jokimäki, J., Suhonen, J., Jokimäki-Kaisanlahti, M. L., y Carbó-Ramírez, P. (2016). Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits. *Urban Ecosystems*, 19:1565–1577.
- Kark, S., Iwaniuk, A., Schalmitzek, A., y Banker, E. (2007). Living in the city: Can anyone become an “urban exploiter”? *Journal of Biogeography*, 34:638–651.
- Kremer, P., Hamstead, Z. A., y McPhearson, T. (2013). A social-ecological assessment of vacant lots in New York City. *Landscape and Urban Planning*, 120:218–233.
- Leveau, L. M. (2013). Bird traits in urban–rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology*, 154:655–662.
- Leveau, L. M., Leveau, C. M., Villegas, M., Cursach, J. A., y Suazo, C. G. (2017). Bird communities along urbanization gradients: a comparative analysis among three neotropical cities. *Ornitología Neotropical*, 28:77–87.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., Quesada, J., y Schondube, J. E. (2009). Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biological Invasions*, 12:87–96.
- Marzluff, J. M., y Rodewald, A. (2008). Conserving biodiversity in urbanizing areas: nontraditional views from a bird’s perspective. *Cities and the Environment*, 1:1–28.

- Mason, J., Moorman, C., Hess, G., y Sinclair, K. (2007). Designing suburban greenways to provide habitat for forest-breeding birds. *Landscape and Urban Planning*, 80:153–164.
- Matsuba, M., Nishijima, S., y Katoh, K. (2016). Effectiveness of corridor vegetation depends on urbanization tolerance of forest birds in central Tokyo, Japan. *Urban Forestry and Urban Greening*, 18:173–181.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- Mclaughlin, M. E., Janousek, W. M., Mccarty, J. P., y Wolfenbarger, L. L. (2014). Effects of urbanization on site occupancy and density of grassland birds in tallgrass prairie fragments. *Journal of Field Ornithology*, 85:258–273.
- Pagano, M. A., y Bowman, A. O. (2000). Vacant Land in Cities : An Urban Resource. *Center on Urban y Metropolitan Policy*, pp. 1–9.
- Palomino, D., y Carrascal, L. M. (2006). Urban influence on birds at a regional scale: A case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning*, 77:276–290.
- Pineda-lópez, R., Febvre, N., y Martínez, M. (2010). Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística : el caso de Mompaní , Querétaro. *Huitzil*, 11:69–80.
- Pineda-López, R., Malagamba Rubio, A., Arce Acosta, I., y Ojeda Orranti, J. a. (2013). Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México. *Huitzil*, 14:56–67.
- Rayner, L., Ikin, K., Evans, M. J., Gibbons, P., Lindenmayer, D. B., y Manning, A. D. (2015). Avifauna and urban encroachment in time and space. *Diversity and Distributions*, 21:428–440.
- Rega-Brodsky, C. C., y Nilon, C. H. (2016). Vacant lots as a habitat resource: Nesting success and body condition of songbirds. *Ecosphere*, 7:1–11.
- Romero, J. Á., Legorreta, R. A. M., de Ita, A. O., de Silva, H. G., y Sánchez, O. (2008). *Animales exóticos en México: Una amenaza para la biodiversidad*.
- Rousseau, J. S., Savard, J. P. L., y Titman, R. (2015). Shrub-nesting birds in urban habitats: their abundance and association with vegetation. *Urban Ecosystems*, 18:871–884.
- Sih, A., Ferrari, M. C. O., y Harris, D. J. (2011). Evolution and behavioural responses to human-induced rapid environmental change. *Evolutionary Applications*, 4:367–387.
- Silva, C. P., Sepúlveda, R. D., y Barbosa, O. (2016). Nonrandom filtering effect on birds: Species and guilds response to urbanization. *Ecology and Evolution*, 6:3711–3720.
- Sol, D., González-Lagos, C., Moreira, D., Maspons, J., y Lapiedra, O. (2014). Urbanization tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters*, 17:942–950.
- Suarez-Rubio, M., y Thomlinson, J. R. (2009). Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. *Biological Conservation*, 142:1311–1321.

Capítulo 3

Influencia del hábitat a escala local y del paisaje sobre la diversidad y composición de la comunidad de aves en lotes baldíos con vegetación nativa en la zona metropolitana de Pachuca

Resumen

Se ha observado que la riqueza y composición de las comunidades de aves dentro de las zonas urbanas dependen de las características de los sitios donde habitan y del paisaje circundante. Sin embargo, no se ha explorado cómo responden las aves que habitan en lotes baldíos de las ciudades. En este estudio, se utilizó un enfoque multivariado para explorar cómo es afectada la riqueza, diversidad y abundancia de las comunidades de aves asociadas a los lotes baldíos por el hábitat a dos escalas espaciales, local y del paisaje. Además, se exploró si el nivel de urbanización tiene algún efecto sobre la composición de las comunidades de aves. Se observó que la riqueza de especies se relacionó negativamente con los niveles de ruido, positivamente con la forma de los sitios y negativamente con la cobertura de superficie urbana alrededor de los sitios de muestreo. Un análisis de correspondencia canónica reveló que las aves consideradas como habitantes urbanas tienden a asociarse con variables antropogénicas (ruido, tránsito de autos), las utilizadoras urbanas parecen ser influenciados por un gran número de variables de ambas escalas espaciales y a su vez las evasoras urbanas se asocian mejor con la presencia de una mayor cobertura de vegetación nativa. Además, se observó que el nivel de urbanización no es un factor que modifique la composición de la comunidad de aves de los lotes baldíos con vegetación nativa. Los resultados sugieren que la transformación de los lotes baldíos en construcciones podría ocasionar una pérdida de especies asociadas a sitios con vegetación nativa, por lo que su inclusión en los planes de desarrollo urbano resulta valiosa.

Palabras clave: lotes baldíos (*vacant lots*), urbanización, comunidades de aves, Pachuca.

Introducción

En ciudades con tasas de crecimiento urbano elevadas se generan paisajes en los que se aprecia una matriz urbana entremezclada con lotes baldíos (Pagano y Bowman, 2000). Los lotes baldíos a menudo son considerados parcelas insignificantes de tierra debido a que son de un tamaño pequeño o se consideran con poco valor biológico por ser sitios alterados o degradados (Pineda-López et al., 2010). Sin embargo, estos espacios verdes informales son un recurso tanto ecológico como social poco explorado (Anderson y Minor, 2017), a pesar de que son un recurso necesario para muchas especies de vida silvestre en las zonas urbanas (Kremer et al., 2013).

La mayoría del conocimiento que se tiene sobre el efecto del hábitat a escala local y del pasaje sobre la diversidad y composición de las comunidades aves en las zonas urbanas proviene de estudios que se han realizado en espacios verdes formales, tales como parques, jardines, cementerios y camellones (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2011; Carbó-Ramírez et al., 2011; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011; Nielsen et al., 2013) y poco se conoce acerca de lo que puede ocurrir en los lotes baldíos o los mismos relictos de vegetación nativa original (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; McLaughlin et al., 2014; Rega-Brodsky y Nilon, 2016; Capítulo 2).

En general, a escala local se ha encontrado que el tamaño de los sitios, su estructura y las perturbaciones antropogénicas a las que están sometidos tienen una relación significativa con la riqueza de especies de aves (Lowry et al., 2013; Rousseau et al., 2015; Rega-Brodsky y Nilon, 2017) y la direccionalidad de su efecto dependerá del tipo de respuesta que tengan las aves a la urbanización. De la misma manera, se ha observado que la composición del paisaje de la matriz urbana tiene un papel fundamental en la disminución o el incremento de la riqueza de especies de aves (Aronson et al., 2014; Rayner et al., 2015; Jokimäki et al., 2016). Además, se ha observado que el paisaje urbano es el principal modelador de la composición de las comunidades de aves en las zonas urbanas (Kark et al., 2007; Dale, 2017), llegando incluso a actuar como filtro de los rasgos biológicos de las especies (Crocini et al., 2008).

El reciente crecimiento de las ciudades de América Latina y otros países en desarrollo ha generado la aparición de una importante cobertura de lotes baldíos con vegetación nativa (e.g., Suárez-Rubio y Thomlinson, 2009; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2013; Sperandelli et al., 2013; Sanches y Pellegrino, 2016). Entonces, si los lotes baldíos son comunes en muchas ciudades, pueden representar una buena oportunidad para crear zonas que permitan la conservación de muchas especies dentro de las ciudades. Pero antes se debe ser hábil para identificar qué condiciones de los ambientes urbanos, a escala local y del paisaje, son más importantes para las especies de aves que se asocian a los lotes baldíos y así seremos capaces dirigir mejor las estrategias de manejo que permitan incluir a los lotes baldíos como una nueva herramienta para potenciar la diversidad de aves, e incluso de otros grupos afines, dentro de las zonas urbanas. Por ejemplo, en algunas ciudades de Norteamérica y Europa se ha demostrado ya la importancia de incluir a los lotes baldíos como una herramienta nueva para mejorar la

infraestructura verde y su vez conservar a diversos grupos de vida silvestre (Gardiner et al., 2013; Buxton y Benson, 2015; Rega-Brodsky y Nilon, 2016, 2017).

En este trabajo se estudió cómo las comunidades de aves asociadas a lotes baldíos ubicados en zonas con diferentes niveles de urbanización se relacionan con las condiciones del hábitat a escala local y con la composición del paisaje a su alrededor. Se incorporaron dos sitios control para tener representadas las condiciones más naturales posibles del área de estudio y así entender mejor el impacto de la urbanización sobre las comunidades de aves. En particular, se analizó cómo la forma de los sitios, la estructura de la vegetación, algunas perturbaciones antropogénicas y la composición de las diferentes coberturas del uso del suelo alrededor de los sitios, afectan la riqueza, diversidad, abundancia y composición de las especies de aves. Basados en nuestros resultados se presentan algunas sugerencias para el manejo de los lotes baldíos del área de estudio y se discute el alcance de los mismos.

Materiales y métodos

Descripción del hábitat a escala local y del paisaje

A escala local se evaluó la forma de cada lote baldío mediante mediciones del área, el perímetro y el RPA con la ayuda de ArcGis 10.2 (ESRI). Al interior de cada sitio de estudio (15 lotes baldíos y dos sitios control) se establecieron estaciones de muestreo para medir la estructura de la vegetación. Cada estación de muestreo estuvo separada equidistantemente una de otra por 100 m. Las coordenadas de cada estación fueron obtenidas con la ayuda de una imagen de satélite de alta resolución y ArcGis 10.2 (ESRI) para verificar que la equidistancia establecida se cumpliera y posteriormente con un GPS fueron ubicadas en campo. El número de estaciones por sitio dependió de su área y en total se establecieron 80 estaciones de muestreo, variando entre una estación para los lotes pequeños y 10 para los lotes de mayor tamaño. En los dos sitios control se ubicaron ocho estaciones en cada uno, debido a su gran tamaño (>80 ha) y la homogeneidad de la vegetación. En cada estación se colocaron dos cuerdas (10 m cada una) dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales y a todas las plantas del estrato arbustivo y arbóreo se les registró su altura. También sobre los mismos ejes se registraron las siguientes mediciones cada dos metros: cobertura de la vegetación sobre el suelo, cobertura del dosel, altura del estrato herbáceo, altura del estrato arbóreo-arbustivo y la complejidad vertical de la vegetación. Finalmente, a escala local también se midieron algunas perturbaciones antropogénicas, tales como los niveles de ruido y la intensidad del tráfico vehicular y peatonal.

Para describir el paisaje adyacente a los lotes baldíos, se delinearon buffers de 200 m de radio alrededor de cada lote baldío y se cuantificó la superficie cubierta por las siguientes categorías de uso de suelo dentro de éste radio: vegetación nativa, vegetación introducida, zonas agrícolas, suelo desnudo, construcciones, caminos asfaltados y caminos de terracería. Las áreas se obtuvieron digitalizando la cobertura de cada categoría de uso de suelo con el software ArcGis 10.3 (ESRI) a partir de una imagen de satélite del 2015 de la ZMP (WorldView-2 Standard con 4 bandas multiespectrales y 0.5 m de resolución). Los criterios que se siguieron para definir

cada categoría de uso de suelo se muestran en el Cuadro 2 y en la Figura 4 se muestra un ejemplo de la digitalización de las categorías de uso de suelo.

En el Capítulo 1 se presenta una descripción más detallada de cómo se midió cada una de las variables tanto a escala local como del paisaje.

Muestreos de aves

Se establecieron puntos de conteo de radio fijo (50 m de radio) para el muestreo de aves. Los puntos de conteo corresponden a las mismas estaciones de muestreo en las que se realizó la descripción del hábitat a escala local. En el caso de los sitios control, se establecieron 20 puntos de conteo en cada uno, esto para tener un muestreo más representativo dado su gran superficie (>80 ha). Se realizaron seis visitas matutinas a cada sitio (abril, junio, agosto y diciembre del 2016, enero y febrero del 2017) entre las 07:00 y 10:00 horas. Cada día se visitó un sitio diferente para que los conteos de aves se realizaran a la misma hora en todos los sitios. De esta manera, se realizaron 118 puntos de conteo en total por cada mes de muestreo

En cada punto de conteo se permaneció 10 minutos para registrar a todas las especies de aves vistas o escuchadas. Este período de tiempo es lo suficientemente corto para evitar duplicar registros y es, a su vez, suficientemente largo para registrar a todas las especies en el punto, incluyendo algunas especies raras (Hutto et al., 1986). Adicionalmente la altura de la vegetación en los sitios permitió una buena visibilidad aun a grandes distancias. Todas las aves que se observaron sobrevolando no fueron registradas y tampoco se hicieron muestreos en días lluviosos o muy ventosos. Se utilizaron binoculares (8 x 42) y guías de campo (Howell y Webb, 1995; Van Perlo, 2005; Zuria et al., 2009; Arizmendi y Berlanga, 2014) para la identificación de las especies, así como también la biblioteca digital de cantos de Xeno-canto (<http://www.xeno-canto.org/>).

Para cada especie se registró el número de individuos avistados, teniendo cuidado de no volver a incluir a los ya registrados. Con el fin de evitar sobreestimar la abundancia de cada especie, se obtuvo la abundancia máxima (de aquí en adelante sólo será llamada abundancia), la cual corresponde a el número de individuos avistados más alto después de haber realizado todos los muestreos.

Se revisó el estatus de residencia con base en Howell y Webb (1995), Martínez-Morales et al., (2007), Birds of North América en línea (www.birdsna.org) y observaciones personales. El endemismo para cada especie se basó en Martínez-Morales et al., (2007) y Ortiz-Pulido y Zuria (2017). También se revisó el estatus de protección de cada especie con base en la Norma Oficial Mexicana 059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010).

Análisis de los datos

Los análisis fueron divididos en dos partes. En la primera parte, se evalúa la completitud del inventario de aves para cada sitio de estudio y se analizan los cambios en la composición de la comunidad de aves entre niveles de urbanización. En la segunda parte se exploró el efecto que tienen las variables a escala local y del paisaje sobre la diversidad de aves y se analizó la asociación de cada una de las especies de aves con estos dos conjuntos de variables.

Previo a todos los análisis, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para resumir la información de las variables a escala local y del paisaje, debido a la alta correlación que existía entre muchas variables. Este análisis redujo la dimensionalidad de las variables que estuvieron correlacionadas y el nuevo conjunto de variables se utilizó para análisis posteriores. Para cada conjunto de variables de las dos escalas se realizó un PCA por separado para evitar mezclar variables de escalas diferentes. Las variables a escala local fueron estandarizadas con " $\log x+1$ " y fue necesario emplear una rotación varimax para mejorar la ordenación de las variables (Kaiser, 1958). Las variables a escala de paisaje fueron estandarizadas al " $\sqrt{\arcsin(x/100)}$ " con excepción de las variables de distancia que fueron estandarizadas al " $\log x+1$ ". Para este conjunto de variables no fue necesario ninguna rotación adicional para mejorar el ordenamiento de los variables. Este análisis fue realizado con el paquete estadístico SPSS versión 20.0 (IBM, Statistics).

La completitud del inventario de cada sitio se evaluó con el estimador no paramétrico de Chao 1 (Chao, 1984). Además, para cada sitio se obtuvieron las siguientes medidas: (1) la riqueza de especies (i.e., número de especies), (2) la abundancia y (3) la diversidad de orden 1 (i.e., exponencial del índice H' de Shannon-Wiener) conforme a Jost (2006). Todas estas variables fueron calculadas tanto para las especies residentes como las migratorias. Se utilizaron los resultados del análisis clúster que se muestra en el apartado del área de estudio del Capítulo 1, para clasificar a los sitios en tres niveles de urbanización (baja, media y alta) y los dos sitios control, con la intención de facilitar la presentación de los resultados de la diversidad.

Para evaluar las diferencias de la riqueza de aves entre niveles de urbanización se calcularon los intervalos de confianza al 84% de la riqueza en lugar de los intervalos al 95%, lo cual permite hacer comparaciones más robustas cuando se pretenden establecer las diferencias que existen entre sitios en cuanto su riqueza de especies (MacGregor-Fors y Payton, 2013). Sin embargo, debido a las diferencias en el esfuerzo de muestreo empleado durante los conteos de aves, se aplicó un enfoque de extrapolación/interpolación para igualar el esfuerzo de muestreo entre los tres niveles de urbanización y los sitios control, procurando no extrapolar ni interpolar más de tres veces el esfuerzo de muestreo para cada nivel de urbanización (Colwell et al., 2012). Este análisis se realizó en el software EstimateS 9 con una aleatorización de los datos 100 veces (Colwell, 2013). Además, para comparar la abundancia y diversidad entre niveles de urbanización se realizaron ANOVAs de una vía y una prueba post-hoc de Dunnett con corrección

de Bonferroni para un $\alpha=0.05$. Este análisis fue realizado con el paquete estadístico SPSS versión 20.0 (IBM, Statistics).

Para probar si existían diferencias significativas en la composición de especies de aves entre niveles de urbanización se realizó un análisis de varianza permutacional multivariante (PERMANOVA), con distancia de Bray-Curtis como una medida de disimilitud de una comunidad. Para representar gráficamente la composición de las especies de aves por nivel de urbanización se empleó la técnica de ordenación de Escalamiento No Métrico Multidimensional (NMDS) con dos dimensiones. Estos dos análisis fueron realizados con funciones diferentes dentro del paquete *vegan* (Oksanen et al., 2011) para el software R 3.4.1. Se usó la función *adonis* para el PERMANOVA y *metaMDS* para el NMDS.

En la segunda parte de los análisis, se retomaron las nuevas variables (CP) que se generaron a través de los PCA para realizar regresiones de Poisson con la riqueza de especies y regresiones lineales con la diversidad $q=1$ y la abundancia total de cada sitio. Se evaluó por separado el efecto de cada una de los CP sobre estos atributos. Este análisis fue realizado con el paquete estadístico SPSS versión 20.0 (IBM, Statistics).

Se exploraron las posibles relaciones entre la composición de especies de aves tanto residentes como migratorias con las variables a escala local y del paisaje a través de un análisis de correspondencia canónica (CCA) (Lepš y Šmilauer, 2003). Para este análisis se utilizó la abundancia de cada especie y se eliminaron del análisis todas las especies con uno y dos registros, por ser registros probablemente azarosos que no reflejan el uso y/o asociación real con los conjuntos de variables. De esta manera, cada CCA incluyó 37 especies residentes de las 49 registradas y 15 especies migratorias de las 23 registradas. Se eliminaron las variables independientes que estuvieron correlacionadas para evitar problemas de multicolinealidad. Se usaron permutaciones globales de Monte Carlo (499 permutaciones) para evaluar la significancia del primer eje y posteriormente de todos los ejes juntos para explicar la relación entre la composición de las comunidades y las variables independientes. Este análisis fue realizado en los programas CANOCO 4.5 y CANODRAW 4.0 (Ter Braak y Šmilauer, 2002).

Resultados

Resumen de las variables del hábitat a escala local y del paisaje

El PCA resumió las variables a escala local en tres componentes principales que explican 72.80% de la varianza. El primer componente explicó el 40.87% de la varianza y representa la perturbación a la que están sometidos los sitios debido a que reúne los niveles de ruido y tránsito vehicular. El segundo componente representa la forma y tamaño de los sitios ya que está correlacionado con la superficie y perímetro de los sitios. Este componente explicó el 19.74% de la varianza. El tercer y último componente explicó el 12.15% de la varianza y está representado por variables de la estructura de la vegetación de los sitios, tales como la cobertura del suelo, la altura del estrato herbáceo y la complejidad vertical de la vegetación (Anexo 5A).

Las variables del paisaje fueron resumidas en tres componentes principales, que explican el 76.39% de la varianza. El primer componente (31.71% de la varianza explicada) está definido como la proporción de superficie urbana o impermeable, pues relacionó positivamente la cobertura de construcciones, caminos asfaltados, y negativamente con la cobertura de vegetación nativa y la distancia al camino principal más cercano (Anexo 5B). El segundo componente explicó el 23.09% de la varianza y está definido como la cobertura de vegetación introducida. Finalmente, el tercer componente representa el grado de aislamiento de los sitios muestreados y explicó el 15.58% de la varianza (Anexo 5B).

Riqueza y composición de las comunidades de aves

Se registraron 72 especies de aves pertenecientes a 7 órdenes, 57 géneros y 24 familias (Anexo 2). El 58% (n=42) de las especies son residentes, el 32% (n=23) son visitantes de invierno, el 4% (n=3) son tanto residentes como visitantes de invierno, el 2% (n=1) corresponde a especies que pueden ser tanto residentes como visitantes de verano y el 4% corresponde a especies a las que no se les pudo determinar su estatus de residencia debido a que sólo fueron identificadas hasta género (Anexo 2).

En general se obtuvo una buena representación de la comunidad de especies de aves residentes con un promedio de completitud del inventario de $93.1 \pm 0.91\%$ ($\pm E.E$) y todos los sitios presentaron una completitud por arriba del 85% (Anexo 6A). En el caso de la comunidad de especies migratorias también se logró una buena representatividad pues la completitud promedio fue de $88.4 \pm 4.09\%$ y 14 de los 17 sitios presentan una completitud por arriba del 80%, pero el resto presentaron completitudes entre el 40 y 75% (Anexo 6B).

La riqueza de especies, abundancia y número efectivo de especies de aves residentes fue significativamente más alta que la riqueza de especies de aves migratorias que se registró en todos los niveles de urbanización y los sitios control (Figura 12).

En el caso de la comunidad de aves residentes la riqueza de especies fue mayor en los sitios de urbanización media ($S=39$, $DE=1.94$, $IC_{84\%}=36.33-41.66$) en comparación con la riqueza registrada en los sitios de urbanización baja ($S=33$, $DE=1.48$, $IC_{84\%}=30.95-35.02$) y alta ($S=26$, $DE=2.46$, $IC_{84\%}=22.55-29.30$), pero similar a la riqueza de aves de los sitios control ($S=37$, $DE=2.02$, $IC_{84\%}=34.08-39.63$), aun después de igualar el esfuerzo de muestreo para todos los sitios. La riqueza de los sitios control también resultó ser superior a la de los sitios de urbanización alta y a su vez similar a la riqueza de los sitios de urbanización baja (Figura 12A). La comunidad de aves migratorias mostró una tendencia similar en los patrones de la riqueza de especies entre los tres niveles de urbanización y los sitios control. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en el número de especies de los sitios control ($S=18$, $DE=2.89$, $IC_{84\%}=13.53-21.70$), los sitios de urbanización baja ($S=13$, $DE=2.88$, $IC_{84\%}=9.44-17.35$) y los sitios de urbanización media ($S=15$, $DE=2.06$, $IC_{84\%}=12.17-17.82$), y sólo los sitios de urbanización alta ($S=7$, $DE=1.09$, $IC_{84\%}=5.94-8.53$) mostraron una riqueza de especies inferior a la de los otros sitios (Figura 12A).

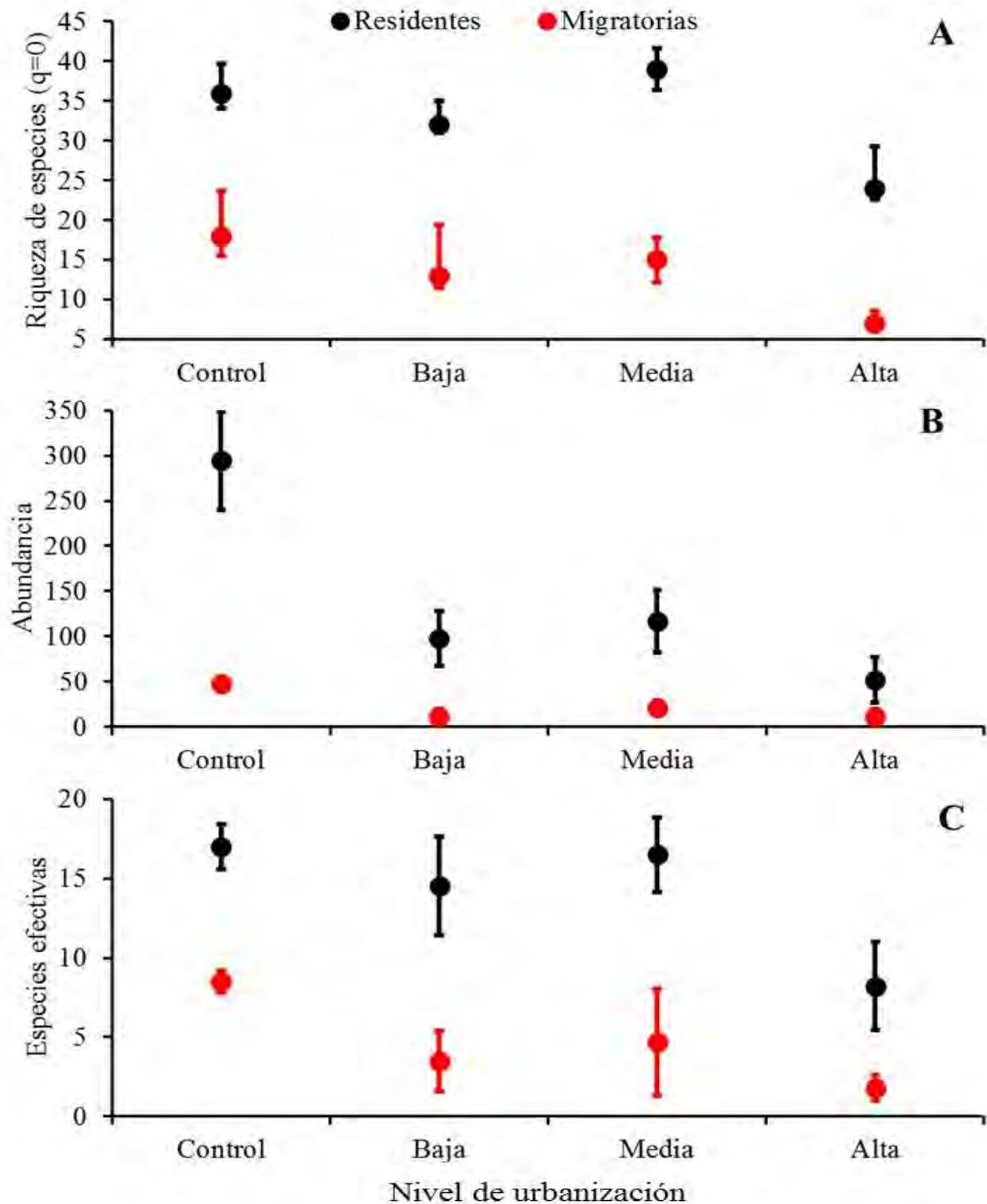


Figura 9. Comparación de la riqueza de especies de aves residentes y migratorias ($q=0$) entre niveles de urbanización, en 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control dentro de la zona metropolitana de Pachuca. A) Riqueza de especies extrapolada y las barras indican los intervalos de confianza al 84%. B) Abundancia promedio \pm D.E. y C) Número de especies efectivas promedio ($q=1$) \pm D.E.

Por otra parte, la abundancia de las aves residentes fue significativamente más alta en los sitios control en comparación con los otros niveles de urbanización ($F_{3, 13}=26.21$; $p<0.001$). De la misma manera, la abundancia de las aves migratorias fue significativamente más alta en los sitios control en comparación con los otros niveles de urbanización ($F_{3, 13}=11.69$; $p=0.001$) (Figura 12B).

En cuanto al número de especies efectivas (diversidad) se detectaron diferencias significativas entre los sitios control y los tres niveles de urbanización para la comunidad de aves residentes ($F_{3, 13}=11.80$; $p=0.001$), pero sólo los sitios de urbanización alta tuvieron significativamente una diversidad más baja que los otros sitios (Figura 12C). Se observó el mismo patrón cuando se analizó la diversidad de las comunidades de aves migratorias (Figura 12C), ya que los sitios de urbanización baja presentaron significativamente los valores más bajos de diversidad ($F_{3, 13}=4.13$; $p=0.029$).

Con base en el PERMANOVA no se encontraron diferencias significativas en la composición de especies de aves residentes entre los tres niveles de urbanización y los dos sitios control (Pseudo- $F_{3, 13}=3.228$; $R^2=0.462$; $p=0.1667$). Sin embargo, en la gráfica del NMDS se puede observar una separación entre los sitios control y los sitios de urbanización alta, que aparecen en extremos opuestos de la gráfica (Figura 13). Los sitios control presentan un mayor número de especies de aves que son sensibles a la urbanización (evasoras urbanas), mientras que en los sitios de mayor urbanización son más comunes las especies tolerantes a la urbanización (habitantes urbanas), a pesar de que no se encontraron diferencias significativas en su composición. Curiosamente, la cercanía de los sitios de urbanización media a los sitios control en el gráfico del NMDS, indica que los lotes baldíos de urbanización media son más parecidos a los sitios control, de lo que pueden ser los sitios de urbanización baja, que en teoría deberían ser más parecidos a los sitios control en cuanto a la composición de especies de aves residentes (Figura 13).

Tampoco se encontraron diferencias significativas en la composición de especies de aves migratorias entre los tres niveles de urbanización y los sitios control (Pseudo- $F_{3, 13}=3.228$; $R^2=0.462$; $p=0.1667$). La alta dispersión de los datos entre sitios que se aprecia en la Figura 14, comprueba que las comunidades de aves de los diferentes niveles de urbanización y los sitios control, están conformadas por una mezcla de todas las especies de aves migratorias que se registraron.

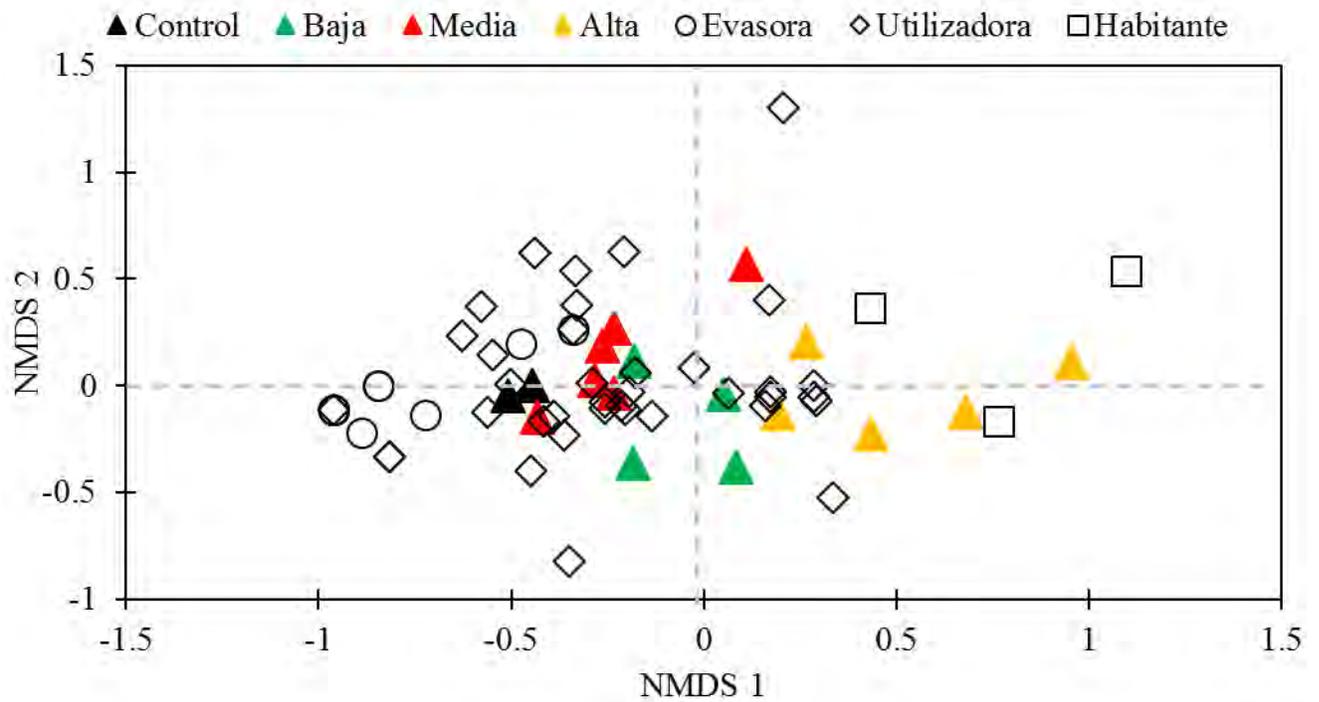


Figura 10. NMDS para representar la composición de las comunidades de especies aves residentes en 15 lotes baldíos y dos sitios control con diferentes niveles de urbanización dentro de la zona metropolitana de Pachuca. Los triángulos representan los sitios de estudio. Las figuras blancas representan las especies registradas y su gremio de respuesta a la urbanización.

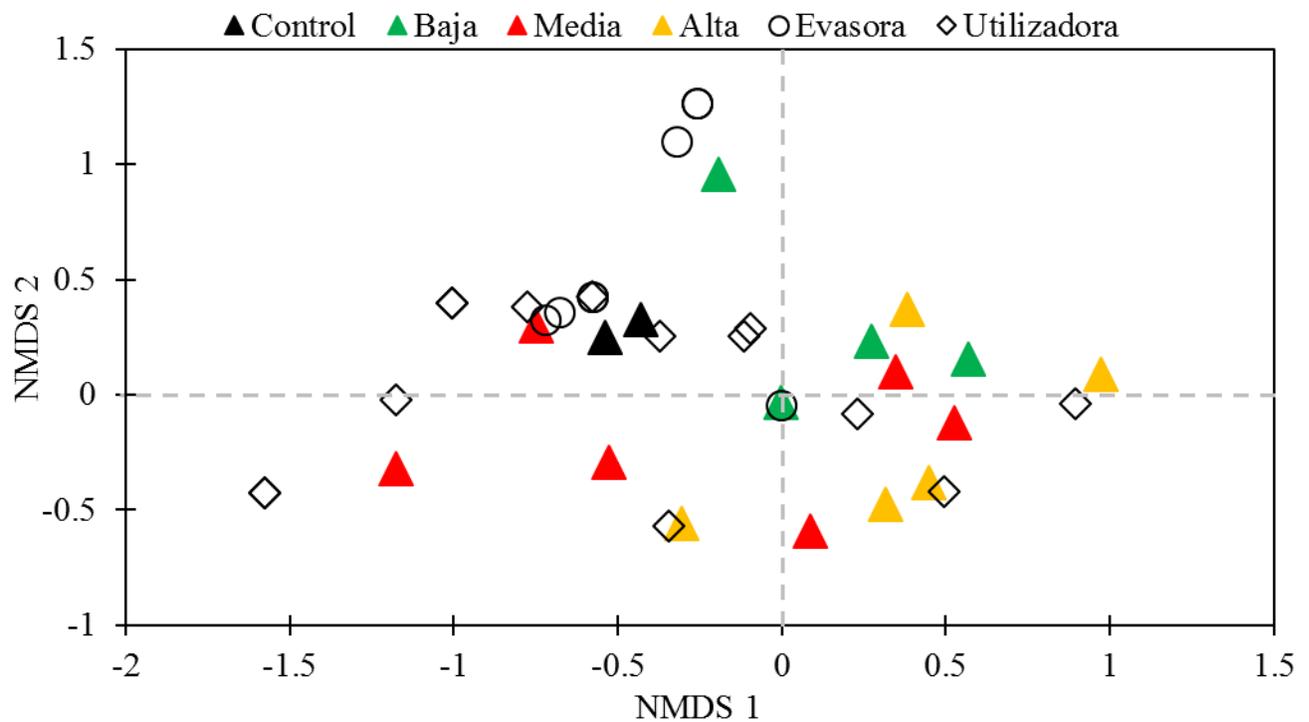


Figura 11. NMDS para representar la composición de las comunidades de especies aves migratorias en 15 lotes baldíos y dos sitios control con diferentes niveles de urbanización dentro de la zona metropolitana de Pachuca. Los triángulos representan los sitios de estudio. Las figuras blancas representan las especies registradas y su gremio de respuesta a la urbanización.

Efecto del hábitat a escala local y del paisaje sobre las comunidades de aves

La riqueza total de especies aves residentes se relacionó negativamente con el CP1 (niveles de ruido) de las variables a escala local (Figura 15A) y a su vez se relacionó positivamente con el CP2 (forma del sitio), es decir que, en sitios de mayor tamaño y perímetro, se encontró un mayor número de especies de aves (Figura 15B). Por su parte, el CP1 (superficie urbana) de las variables del paisaje se relacionó negativamente con la riqueza de especies de aves residentes (Figura 15C), al igual que con la abundancia total (Figura 15D). La diversidad $q=1$ no se relacionó significativamente con ninguno de los otros componentes.

Para la comunidad de aves migratorias se encontró que el CP1 de la cobertura de superficie impermeable alrededor de los sitios también se relacionó negativamente con la riqueza de especies (Figura 15E). La diversidad $q=1$ y la abundancia total de la comunidad de aves migratorias no se relacionaron significativamente con ninguno de los otros componentes.

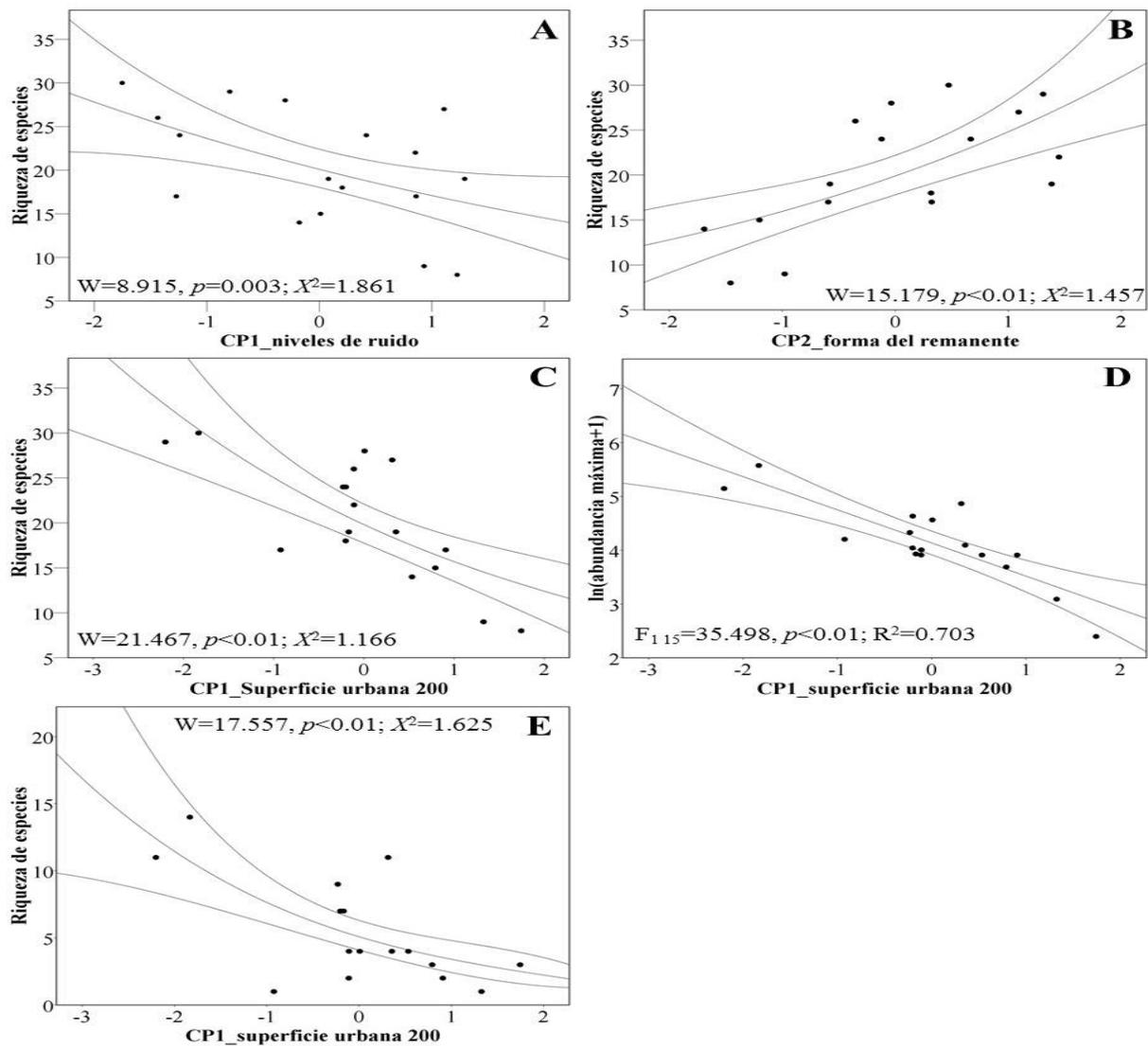


Figura 12. Relación entre la riqueza de especies y abundancia total de las comunidades aves residentes y migratorias con los coeficientes de componentes principales de las variables medidas a escala local y del paisaje en 15 lotes baldíos con vegetación nativa y los dos sitios control dentro de la zona metropolitana de Pachuca.

Las pruebas de permutación global para el primer eje (F-ratio=3.021, $p=0.0020$) y todos los ejes juntos (F-ratio=2.411, $p=0.0020$) del ACC indican que la distribución de la comunidad de aves residentes es explicada significativamente por las variables a escala local (Anexo 7). El primer eje explica el 24.3% de la varianza canónica y todos los ejes juntos explican el 58.9% de la varianza canónica (Anexo 7). En general, las especies clasificadas como habitantes urbanos mostraron una asociación con sitios en donde las perturbaciones humanas son mayores (Figura 16A). Por ejemplo, *Quiscalus mexicanus* (Qmex) y *Streptopelia decaocto* (Sdec) se asociaron con un mayor tránsito vehicular mientras que *Passer domesticus* (Pdom) parece estar relacionado con zonas de mayor tránsito de personas. Por el contrario, los evasores urbanos (e.g., *Ptiliogonys cinereus* "Pcin", *Catherpes mexicanus* "Cmex" y *Eugenes fulgens* "Eful") parecen estar mayormente influenciados por el tamaño de los sitios, así como también por una mayor complejidad de la estructura de la vegetación (i.e., ICV y cobertura del dosel) (Figura 16A). La distribución de los utilizadores urbanos parecen no estar muy influenciada por las variables a nivel local ya que la gran mayoría se concentran en el centro del diagrama de ordenación canónica (Figura 16A). Sin embargo, se observa una ligera asociación, más con variables de la estructura de la vegetación que con variables que con indicadores de perturbaciones humanas.

A escala del paisaje, las pruebas de permutación global para el primer eje (F-ratio=2.908, $p=0.010$) y todos los ejes juntos (F-ratio=1.742, $p=0.0040$) del ACC indican que la distribución de la comunidad de aves residentes también es explicada significativamente por las variables a escala del paisaje (Anexo 7). El primer eje explica el 22% de la varianza canónica y todos los ejes 41.4% de la varianza canónica. De manera similar, al CCA con las variables a escala local, las especies de aves que toleran la urbanización aparecen más asociadas a sitios que indican urbanización o perturbación humana, como por ejemplo *P. domesticus* con la cobertura de construcciones o *Q. mexicanus* con la cobertura de suelo desnudo, mientras que las especies de aves que son sensibles a la urbanización son afectadas tanto por la cobertura de vegetación nativa como por el grado de aislamiento de los sitios (Figura 16B).

Los ACC para la comunidad de aves migratorias no fueron significativos, lo que sugiere que este grupo de aves parecen no ser influenciadas ni por las características de los sitios a escala local ni por la composición del paisaje urbano, en sus sitios de migración.

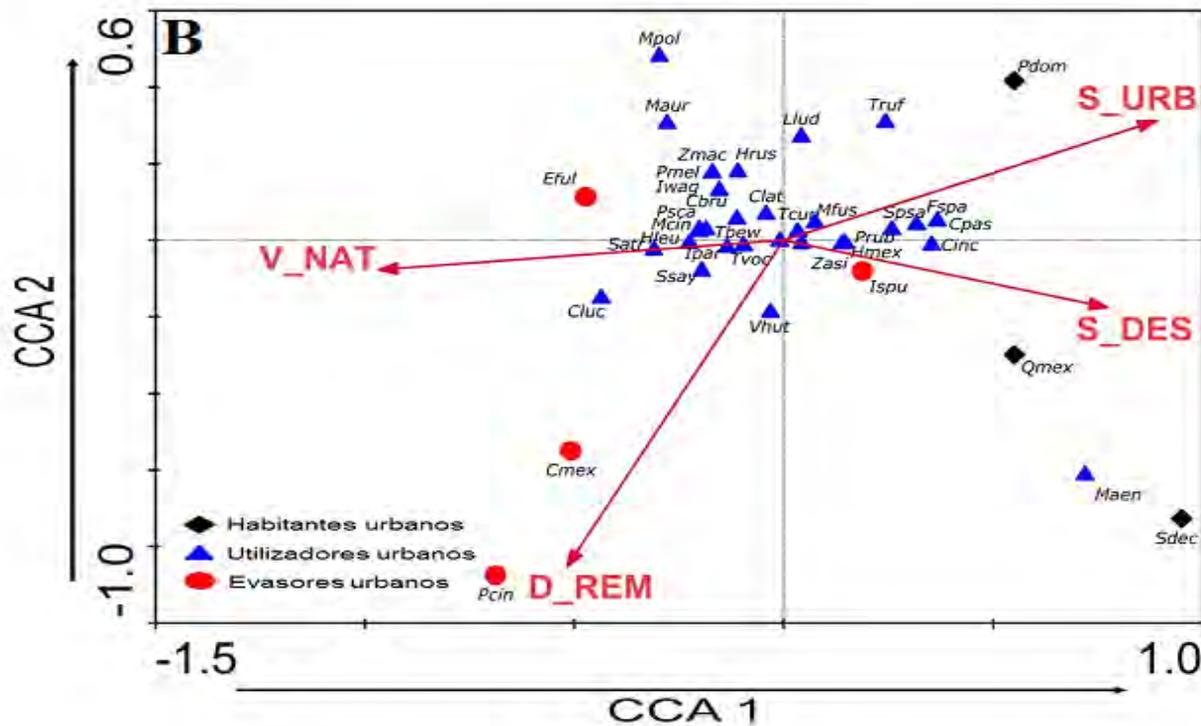
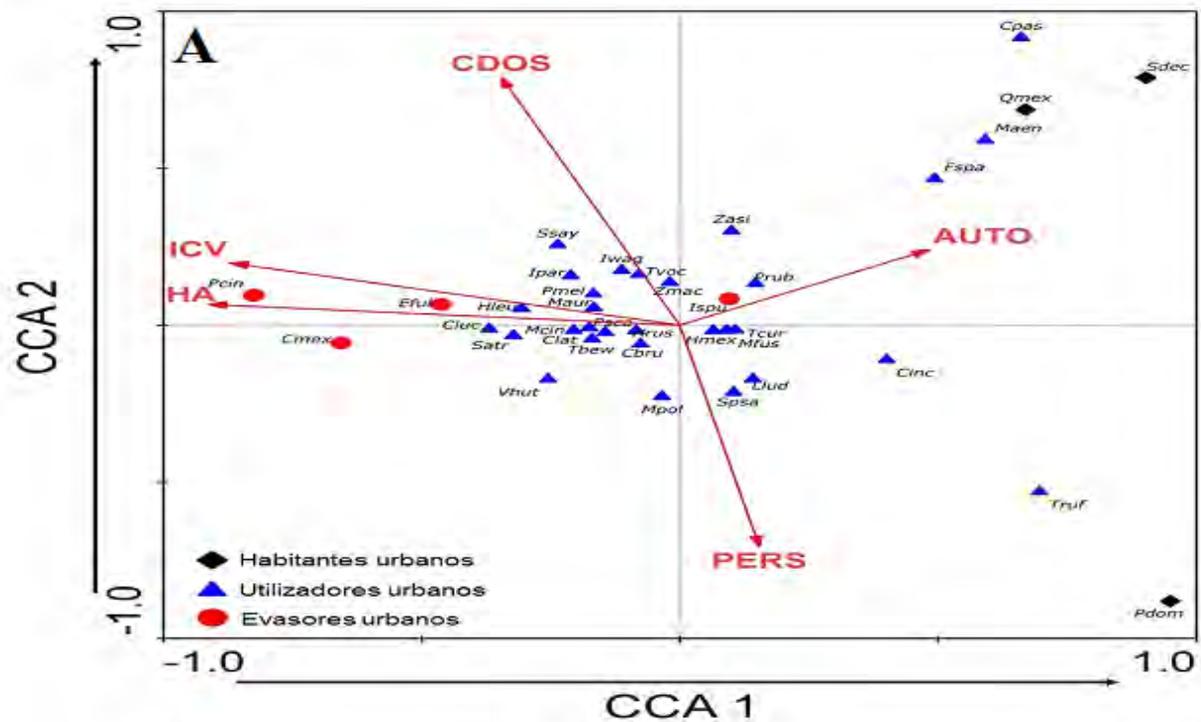


Figura 13. Representación de la relación de las variables del hábitat a escala local y del paisaje (flechas rojas) con la distribución de la comunidad de aves residentes de 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control dentro de la zona metropolitana de Pachuca. Las claves de las especies se pueden encontrar en el Anexo 2. En Capítulo 2 se muestran los resultados de la clasificación de las especies de aves en tres gremios según su respuesta a la urbanización. CDOS: cobertura del dosel, ICV: índice de complejidad vertical, AUTO: tránsito vehicular, PERS: tránsito de peatones, HA: superficie. V_NAT: vegetación nativa, S_DES: suelo desnudo, D_REM: distancia al sitio más cercano y S_URB: superficie urbana.

Discusión

Los lotes baldíos han sido subestimados como potenciales reservorios de la biodiversidad en las zonas urbanas, debido a que se asume que tienen un bajo valor ecológico (Pineda-López et al., 2010; Buxton y Benson, 2015). Sin embargo, evidencia reciente apunta a que los lotes baldíos pueden convertirse en importantes herramientas para el manejo de la biodiversidad en las zonas urbanas (Gardiner et al., 2013; Buxton y Benson, 2015; Rega-Brodsky y Nilon, 2016, 2017). En este estudio se encontró que lotes baldíos con vegetación nativa y algunos relictos de la vegetación nativa original albergan un gran número de especies de aves (72 especies), tanto residentes como migratorias. Esta riqueza de especies representa cerca del 15% de la avifauna registrada para todo el estado de Hidalgo (Martínez-Morales et al., 2007; Navarro-Sigüenza et al., 2014; Ortiz-Pulido y Zuria, 2017), que es en donde se ubica la zona metropolitana de Pachuca. Lo anterior denota que los lotes baldíos con vegetación nativa pueden convertirse en importantes reservorios de la diversidad de aves en la zona que se estudió, a pesar de tener un tamaño relativamente pequeño (<30 ha).

Si se deja de lado la riqueza de especies de los sitios control, se puede observar que, los lotes baldíos por si solos tienen una riqueza de especies residentes y migratorias mayor (62 especies) que la riqueza de aves (39 especies) que ha sido reportada para los espacios verdes formales del área de estudio (Carbó-Ramírez y Zuria, 2011; Carbó-Ramírez et al., 2011). También, se registraron algunas especies de aves que no han sido reportadas en estos espacios verdes, tales como *Eugenes fulgens*, *Calothorax lucifer*, *Colibri thalasinus*, *Melanerpes aurifrons*, *Myarchus cinerascens*, *Catherpes mexicanus*, *Aimophila ruficeps*, *Spizella atrogularis* e *Icterus spurius* y todas ellas parecen estar muy relacionadas con la flora nativa en la zona (Gómez-Aíza y Zuria, 2010; Gómez-Aíza, 2013). De esta manera, los lotes baldíos con vegetación nativa podrían ser un elemento importante para incrementar la diversidad beta regional de la ZMP. Además, los lotes baldíos podrían llegar a representar mejores refugios para las especies de aves residentes que para las especies migratorias, ya que se ha observado que la comunidad de aves de los espacios verdes del área de estudio está más conformada por especies migratorias que por especies residentes (Carbó-Ramírez y Zuria, 2011), quizás porque este tipo de espacios no ofrecen los recursos necesarios para el establecimiento de las aves residentes. Por todo lo anterior, la combinación de espacios verdes y lotes baldíos con vegetación nativa en las zonas urbanas puede favorecer una mayor diversidad de las comunidades de aves, así como también aumentar las posibilidades de mantener sus poblaciones estables (ver Capítulo 2).

El aumento en los niveles de urbanización ha sido asociado con una disminución considerable de la riqueza de especies de aves en muchas ciudades del mundo (Chamberlain et al., 2007; Aronson et al., 2014; Dale, 2017; Ferenc et al., 2017). Los resultados obtenidos aquí también coinciden con este patrón global, en donde la riqueza de especies de aves, tanto residentes como migratorias, declinó drásticamente cuando los sitios estuvieron rodeados por más de 50% de superficies impermeables. Esta disminución tan drástica ha sido asociada con la falta de cualquier tipo de vegetación en las zonas más urbanizadas (Aronson et al., 2014), dejando claro que la presencia de vegetación en las zonas urbanas es un componente esencial

para sostener la diversidad de aves. Por otro lado, también se encontró que la riqueza de especies de aves fue significativamente menor en los sitios de urbanización baja que en los sitios ubicados en zonas de urbanización media, lo cual no coincide con los patrones globales. Podría pensarse que este resultado está mediado por las diferencias en la composición del paisaje de ambos niveles de urbanización (ver Capítulo 1). En los sitios de urbanización baja existe una considerable cobertura de zonas agrícolas, lo que ha generado paisajes más homogéneos con mucha cobertura de suelo desnudo y una menor cobertura de vegetación nativa que en los sitios de urbanización media, donde el paisaje es más heterogéneo con una mezcla de construcciones, vegetación introducida y pocas zonas agrícolas. Entonces, sería más probable encontrar un mayor número de especies de aves en sitios con una mayor heterogeneidad que en sitios más homogéneos (Stein et al., 2014).

La composición del paisaje alrededor de los lotes baldíos ubicados en zonas de urbanización baja, puede tener implicaciones de conservación interesantes, ya que estos lotes baldíos pudieran convertirse en trampas ecológicas para las aves. Por ejemplo, la proporción de cobertura de zonas agrícolas alrededor de estos sitios puede favorecer cambios en la composición de la comunidad de depredadores (Chalfoun et al., 2002), lo cual puede incrementar el riesgo de depredación de huevos y polluelos (Shake et al., 2011), y por lo tanto las especies de aves que seleccionen estos sitios para anidar, podrían terminar con tasas de éxito reproductivo bajas. Sin embargo, es necesario reunir más información para confirmar esta hipótesis, ya que existen muy pocos estudios que hayan evaluado el éxito reproductivo de las aves en lotes baldíos (e.g., Rega-Brodsky y Nilon, 2016). Esto abre la posibilidad de incorporar en estudios futuros, las zonas agrícolas en las zonas urbanas y periurbanas de las ciudades, para definir mejores criterios para la selección de sitios que sean apropiados para conservar las comunidades de aves.

La urbanización ha sido propuesta como un mecanismo que moldea la composición de las comunidades de aves residentes (Kark et al., 2007) en las ciudades, pero parece no actuar de la misma forma sobre la comunidad de especies de aves migratorias (Dale, 2017). No se encontraron diferencias en la composición de especies, tanto de la comunidad de aves residentes como migratorias, entre los diferentes niveles de urbanización y los sitios control. La falta de diferenciación en la composición de especies de una comunidad en alguna región dada, ha sido asociada con la similitud que puede haber entre los sitios que sean estudiados (Calderón-Patrón et al., 2012). Aquí se encontró una gran similitud entre los sitios de estudio, tanto escala local como del paisaje (ver Capítulo 1), por lo que es posible que esta sea la razón por la cual no se encontraron diferencias en la composición de aves, tanto residentes como migratorias. Por lo tanto, se puede asumir que la urbanización podría no incidir en la modificación de la composición de especies de las comunidades aves, cuando en las zonas urbanas existe una importante cobertura de vegetación nativa, como es el caso de nuestra área de estudio (ver Capítulo 1). No obstante, se pudo observar una tendencia en la que los sitios control estuvieron más conformados por especies de aves residentes que son sensibles a la urbanización y los sitios de urbanización alta por especies que toleran la urbanización. Kark et

al. (2007) sugieren que el nivel urbanización es determinante en el grupo de especies que puede ser encontrado en los diferentes niveles de urbanización, siendo más común encontrar especies con conductas más sociales y de dietas generalistas hacia niveles de urbanización alta, cuyos rasgos son característicos de especies que han sido denominadas como habitantes urbanas (e.g., Leveau et al., 2017). Bajo este escenario es probable que la comunidad de aves de nuestra zona de estudio pueda llegar a ser moldeada por los diferentes niveles de urbanización si los lotes baldíos que se estudiaron no son conservados.

En general, se observó que la riqueza de especies y la abundancia de la comunidad de aves residentes es mayormente afectada por el hábitat cuando se considera la escala local y del paisaje, de lo que puede ser afectada la comunidad de aves migratorias. En el caso de la comunidad de aves residentes, la forma de los sitios (i.e., área y perímetro) fue el conjunto de variables a escala local más importante, afectando positivamente la riqueza de especies de esta comunidad. Otros trabajos realizados en espacios verdes (e.g., parques, jardines y camellones) han encontrado también una relación positiva entre el área y la riqueza de aves (Chamberlain et al., 2007; Dale, 2017; Ferenc et al., 2017; pero ver Antos et al., 2006), pero pocos han explorado esta relación en lotes baldíos. Es probable que este resultado sea explicado por una simple relación especies-área (MacArthur y Wilson, 1963) y por lo tanto se debe tratar de garantizar la conservación espacios de mayor tamaño para incrementar la riqueza de especies en las zonas urbanas, y al mismo tiempo tratar de disminuir la presencia de especies que toleran la urbanización (ver Capítulo 1 y 2). En efecto, se pudo observar que algunas evasoras urbanas tales como *Ptiliogonys cinereus*, *Catherpes mexicanus* y *Eugenes fulgens* se asociaron más a los sitios de mayor de tamaño, mientras que las habitantes urbanas, como *Quiscalus mexicanus*, *Passer domesticus* y *Streptopelia decaocto* evitan sitios grandes (Figura 16).

También se observó que los niveles de ruido a los que están sometidos los sitios es un factor importante que impacta negativamente sobre la riqueza de aves residentes. Trabajos recientes han demostrado que altos niveles de ruido están relacionados con una disminución de la riqueza y abundancia de las especies de aves (McClure et al., 2013; Perillo et al., 2017), aunque existen algunos trabajos en áreas verdes que no reportan esta relación negativa (e.g., Carbó-Ramírez y Zuria, 2011). Angelier et al. (2017), observaron cómo el gorrión doméstico (*Passer domesticus*), que es una especie catalogada como habitante urbano, es relativamente insensible al ruido urbano, contrario a lo que sucede con las evasoras urbanas y es probable que lo mismo ocurra con algunos utilizadores urbanos. Cerca del 90% de las especies que se registraron fueron evasoras urbanas y utilizadoras urbanas (ver Capítulo 2). Por lo tanto, es posible esperar que la riqueza de especies de aves haya disminuido significativamente cuando los niveles de ruido fueron más intensos. McClure et al. (2013) observaron como algunas especies de aves persisten en zonas ruidosas, mientras algunas otras llegan a desaparecer. Nuestro ACC confirma estos resultados, pues se pudo observar cómo las habitantes urbanas, tales como *Streptopelia decaocto* y *Quiscalus mexicanus*, se asociaron con la intensidad del tránsito vehicular que es una de las principales fuentes generadoras del ruido urbano (Zannin et al., 2002), mientras que las especies sensibles se ordenaron el lado opuesto del gráfico,

sugiriendo un rechazo por las zonas más ruidosas (Figura 16). Estudios futuros podrían enfocarse en cómo diseñar tecnologías que permitan reducir los niveles de ruido que ejercen las zonas urbanas sobre aquellos espacios con prioridad de conservación o cómo diseñar las ciudades para mitigar este tipo de perturbaciones.

Aunque no se encontró un efecto de la estructura de la vegetación sobre la riqueza de especies de aves y abundancia sobre las comunidades de aves, sí se observó un efecto focalizado sobre grupos específicos de aves. Por ejemplo, especies como *P. cinereus*, *C. mexicanus* y *E. fulgens*, consideradas como evasoras urbanas (ver Capítulo 2), se asociaron con sitios de gran tamaño que presentaron un índice de complejidad vertical de la vegetación alto (Figura 16), y a su vez especies como *S. decaocto*, *Q. mexicanus* y *P. domesticus* parecen evadir sitios con una vegetación compleja. Este resultado sugiere que lotes baldíos pueden ser manejados de tal forma, que pudieran llegar a controlarse las poblaciones de algunas aves de manera indirecta. En el Capítulo 2 se presentaron algunos modelos que refuerzan esta idea.

Tanto la riqueza de especies aves residentes y migratorias, así como también la abundancia de las especies residentes, fueron afectadas significativamente de manera negativa por la cobertura de superficies impermeables (i.e., construcciones y caminos asfaltados) alrededor de los sitios de estudio. Otros trabajos recientes han encontrado resultados similares (MacGregor-Fors y Schondube, 2011; Concepción et al., 2015; Dale, 2017). La cobertura de superficies impermeables de las zonas urbanas es una de las primeras causas por las que la diversidad de vida silvestre en las ciudades se va perdiendo (Aronson et al., 2014) y una de las mejores formas de contrarrestar este efecto es aumentar la cobertura y el volumen de la vegetación dentro de las zonas urbanas (Threlfall et al., 2016).

Conclusiones e implicaciones para la conservación

Como se ha mostrado, las ciudades representan una constante amenaza para las especies que habitan en ellas. Entonces, ¿qué podemos hacer para evitar o mitigar la pérdida de especies en nuestras ciudades? La respuesta a esta pregunta no es fácil, pero se podría iniciar por encontrar un antagonico para mitigar la huella ecológica de las ciudades, a través de conservar, proteger y manejar pequeños lotes baldíos con vegetación nativa. Como los resultados de este trabajo sugieren, muchas de las especies de aves registradas parecen depender de la presencia de vegetación nativa, aun en parches pequeños, para su subsistencia y por qué no pensar que otros grupos afines que también puedan beneficiarse.

Si bien los lotes baldíos, dentro de las ciudades son terrenos inestables, los cuales hoy aparecen abandonados y al día siguiente presentan edificaciones, podrían ser considerados durante su tiempo de abandono como refugios para las aves, y así dar el tiempo suficiente para que las especies que son sensibles a la urbanización puedan adecuarse a las nuevas condiciones, para que puedan escalar en su respuesta y tolerancia a la urbanización (Fischer et al., 2015; Hanauer et al., 2010; Rayner et al., 2015), antes de que estas desaparezcan de nuestras ciudades.

Literatura citada

- Anderson, E. C., y Minor, E. S. (2017). Vacant lots: An underexplored resource for ecological and social benefits in cities. *Urban Forestry and Urban Greening*, 21:146–152.
- Angelier, F., Meillère, A., Grace, J. K., Trouvé, C., y Brischoux, F. (2016). No evidence for an effect of traffic noise on the development of the corticosterone stress response in an urban exploiter. *General and Comparative Endocrinology*, 232:43–50.
- Antos, M. J., Fitzsimons, J. A., Palmer, G. C. y White, J. G. (2006). Introduced birds in urban remnant vegetation: Does remnant size really matter?. *Austral Ecology*, 31:254–261.
- Arizmendi, M. C. y Berlanga, H. (2014). *Colibrís de México y Norteamérica*. CONABIO, México. 160 pp.
- Aronson, M. F. M., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, S. G. N., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., Pyšek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, P. y Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on birds and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of The Royal Society B*, 281:1–8.
- Buxton, V. L., y Benson, T. J. (2015). Do natural áreas in urban landscapes support successful reproduction by a group of conservation priority birds? *Animal Conservation*, 18:471–479.
- Calderón-Patrón, J., Moreno, C. E. y Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83:879–891.
- Carbó-Ramírez, P., y Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100:213–222.
- Carbó-Ramírez, P., Zuria, I. y Romero-González, M. P. (2011). Riqueza, abundancia y dinámica espacio-temporal de la comunidad de aves de ciudad universitaria. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, México. *El canto del Centzontle*, 2:29–47.
- Chalfoun, A. D., Thompson III, F. R. y Ratnaswamy, M. J. (2002). Nest predators and fragmentation: a review a meta-analysis. *Conservation Biology*, 16:306–318.
- Chamberlain, D.E., Gough, S., Vaughan, H., Vickery, J.A. & Appleton, G.F. (2007). Determinants of bird species richness in public green spaces. *Bird Study* 54: 87–97.
- Chao, A. (1984). Nonparametric estimation of the number of clases in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11:265–270.
- Colwell, R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S.-Y. Lin, C. X. Mao, R. L. Chazdon, and J. T. Longino. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5:3–21.
- Concepción, E. D., Obrist, M. K., Moretti, M., Altermatt, F., Baur, B. y Nobis, M. P. (2015). Impacts of urban sprwal on species richness of plants, butterflies, gastropods y birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosystems*, DOI 10.1007/s11252-015-0474-4.
- Dale, S. (2017). Urban Bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. *Urban Ecosystems*, 1-14. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0706-x>
- Ferenc, M., Sedláček, O., Fuchs, R., Hořák, D., Storchová, L., Fraissinet, M. y Storch, D. (2017). Large-scale commonness is the best predictor of bird species presence in European cities. *Urban Ecosystems*, 1-9. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0709-7>
- Fischer, J. D., Schneider, S. C., Ahlers, A. A., y Miller, J. R. (2015). Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology*, 29:1246–1248.
- Gardiner, M. M., Burkman, C. E., y Prajzner, S. P. (2013). The Value of Urban Vacant Land to Support Arthropod Biodiversity and Ecosystem Services. *Environmental Entomology*, 42:1123–1136.
- Gómez-Aiza, L. (2013). Variabilidad de hábitats en la ciudad de Pachuca y su efecto en la diversidad, distribución y comportamientos de aves que visitan las flores de *Agave salmiana*. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Mineral de la Reforma, Hidalgo. pp. 110.
- Gómez-Aíza, L. y Zuria, I. (2010). Aves visitantes a las flores del maguey (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México. *Ornitología Neotropical*, 21:17–30.
- Hanauer, R. E., Stracey, C. M. y Robinson, S. K. (2010). Why has an urban adapter, the northern mockingbird (*Mimus polyglottos*), declined in Florida? *Florida Field Naturalist*, 38:135–145.

- Howell y Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America Central*. Oxford University Press. New York. EUA.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M. y Hendricks, P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103:593-602.
- Jokimäki, J., Suhonen, J., Jokimäki-Kaisanlahti, M. L., y Carbó-Ramírez, P. (2016). Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits. *Urban Ecosystems*, 19:1565–1577.
- Kaiser, H. F. (1958). The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika* 23:187–200.
- Kark, S., Iwaniuk, A., Schalimtzek, A., y Banker, E. (2007). Living in the city: Can anyone become an “urban exploiter”? *Journal of Biogeography*, 34:638–651.
- Kremer, P., Hamstead, Z. A., y McPhearson, T. (2013). A social-ecological assessment of vacant lots in New York City. *Landscape and Urban Planning*, 120: 218–233.
- Lepš, J. y Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Leveau, L. M., Jokimäki, J. y Kaisanlahti-Jokimäki, M. L. (2017). Scale dependence of biotic homogenization by urbanisation: a comparison of urban bird communities between central Argentina and northern Finland. *European Journal of Ecology*, 3:97-115.
- Lowry, H., Lill, A., y Wong, B. B. M. (2013). Behavioural responses of wildlife to urban environments. *Biological Reviews*, 88:537–549.
- MacArthur, R. H. y Wilson, E. O. (1963). An Equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17:373-387.
- MacGregor-Fors, I. y Ortega-Álvarez, R. (eds.). (2013). *Ecología Urbana: Experiencias en América Latina*. 130 pp. Obtenido de www.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana.
- MacGregor-Fors, I. y Payton, M. E. (2013). Contrasting diversity values: statistical inferences based on overlapping confidence intervals. *PLOS ONE*, 8:1-4.
- MacGregor-Fors, I. y Schondube, J. E. 2011. Gray vs. Green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology* 12:372-381.
- Martínez-Morales, M.A., Ortiz-Pulido, R., de la Barreda, B., Zuria, I.L., Bravo-Cadena, J. y Valencia-Herverth, J. (2007). Hidalgo. En Ortiz-Pulido, R., Navarro-Sigüenza, A., Gómez de Silva, H., Rojas-Soto, O. y Peterson, T.A. (Eds.), *Avifaunas Estatales de México*. CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México. pp.49-95.
- McClure, C. J. W., Ware, H. E., Carlisle, J., Kaltenecker, G. y Barber, J. R. (2013). An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B*, 280:1-9.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo, M. F., Gordillo-Martínez, A., Peterson, T. A., Berlanga-García, H. y Sánchez-González, L. A. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:476-495.
- Nielsen, A. B., van de Bosch, M., Maruthaveeran, S., Konijnendijk, C. (2013). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, DOI 10.1007/s11252-013-0316-1.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B. et al. (2011). *Vegan: Community Ecology Package*. R package versión 2.0. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Mclaughlin, M. E., Janousek, W. M., Mccarty, J. P., y Wolfenbarger, L. L. (2014). Effects of urbanization on site occupancy and density of grassland birds in tallgrass prairie fragments. *Journal of Field Ornithology*, 85, 258–273.
- Ortega-Álvarez, R. y MacGregor-Fors, I. 2009. Living in the big city: Effects of urban lands-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90:189-195.
- Ortiz-Pulido, R. y Zuria, I. (2017). Diversidad de aves del Estado de Hidalgo, pp. 539-557. En Ramírez-Bautista, A., Sánchez-González, A., Sánchez-Rojas, G. y Cuevas-Cardona, C. (eds.) *Biodiversidad del Estado de Hidalgo. Tomo II*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Pachuca de Soto, Hidalgo, México.
- Pagano, M. A., y Bowman, A. O. (2000). Vacant Land in Cities : An Urban Resource. *Center on Urban y*

Metropolitan Policy, 1–9.

- Perillo, A., Mazzoni, L. G., Passos, L. F., Goulart, V. D. L. R., Duca, C. y Young, R. J. (2017). Anthropogenic noise reduces birds species richness and diversity in urban parks. *Ibis*, 159:638-646.
- Pineda-lópez, R., Febvre, N., y Martínez, M. (2010). Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística : el caso de Mompaní , Querétaro. *Huitzil*, 11:69–80.
- Rayner, L., Ikin, K., Evans, M. J., Gibbons, P., Lindenmayer, D. B., y Manning, A. D. (2015). Avifauna and urban encroachment in time and space. *Diversity and Distributions*, 21:428–440.
- Rega-Brodsky, C. C., y Nilon, C. H. (2016). Vacant lots as a habitat resource: Nesting success and body condition of songbirds. *Ecosphere*, 7:1–11.
- Rega-Brodsky, C. C., y Nilon, C. H. (2017). Forest cover is important across multiple scales for bird communities in vacant lots. *Urban Ecosystems*, 20:561–571.
- Rousseau, J. S., Savard, J. P. L., y Titman, R. (2015). Shrub-nesting birds in urban habitats: their abundance and association with vegetation. *Urban Ecosystems*, 18:871–884.
- Sanches, P. M., y Pellegrino, P. R. M. (2016). Greening potential of derelict and vacant lands in urban áreas. *Urban Forestry and Urban Greening*, 19:128–139.
- Shake, C. S., Moorman, C. E., Burchell, M. R. (2011). Cropland edge, forest succession, and landscape affect shrubland bird nest predation. *The Journal of Wildlife Management*, 75:825-835.
- Sperandelli, D. I., Dupas, F. A., y Dias Pons, N. A. (2013). Dynamics of Urban Sprawl, Vacant Land, and Green Spaces on the Metropolitan Fringe of São Paulo, Brazil. *Journal of Urban Planning and Development*, 139:274–279.
- Stein, A., Gerstner, K. y Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17:866-880.
- Suarez-Rubio, M., y Thomlinson, J. R. (2009). Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. *Biological Conservation*, 142:1311–1321.
- Ter Braak, C.J.F. y Šmilauer, P. (2002). *CANOCO reference manual and canodraw for Windows user's guide: software for Canonical Community Ordination*. Version 4.5.
- Threlfall, C. G., Williams, N. S. G., Hahs, A. y Livesley, S. J. (2016). Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landscape and Urban Planning*, 153:28-39.
- Van Perlo, B. (2006). *Birds of Mexico and Central America*. Princeton Illustrated Checklists. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, EUA. pp. 336.
- Zannin, P. H. T., Diniz, F. B. y Alves, B. W. (2002). Environmental noise pollution in the city of Curitiba, Brazil. *Applied Acoustics*, 63:351-358.
- Zuria, I. Bravo-Cadena, J. y Caballero-Quiroz, H. (2009). *Guía de aves del Parque Ecológico Cubitos*. UAEH. Pachuca. Hidalgo. México. 27 pp.

Discusión general

El 54% de la población mundial habita hoy día en zonas urbanas y se estima que para el 2050 el 66% será parte de la población urbana (UN, 2015). Debido a este incremento poblacional dentro de los próximos años se ha considerado que la urbanización es la principal amenaza para la biodiversidad global. Ante esta problemática existe una imperiosa necesidad de diseñar o planear zonas urbanas que permitan minimizar la enorme huella ecológica de las zonas urbanas del mundo (Wackernagel et al., 2006). Un recurso disponible en muchas ciudades que podría ser empleado para planear dichas “ciudades amigables” con su biodiversidad son los lotes baldíos, los cuales son un recurso poco explorado (Anderson y Minor, 2017). Estudiar las aves que habitan en estos lotes baldíos representa una buena aproximación para obtener información que permita diseñar los esquemas de planeación apropiados y al mismo tiempo procurar espacios apropiados para las poblaciones y comunidades de aves que viven en las ciudades.

En una primera aproximación en esta tesis se exploró la importancia de los LBNV como sitios de refugio para las aves en la zona metropolitana de Pachuca, a partir de describir diferentes atributos del hábitat a escala local y del paisaje. Como resultado encontramos que los LBNV son muy parecidos a relictos de la vegetación original del área de estudio, por lo que a pesar de su tamaño reducido representan buenos refugios para las aves. Otros trabajos recientes también han reportado que los lotes baldíos con y sin vegetación nativa son importantes reservorios de la diversidad de aves en las zonas urbanas por ser sitios que permiten su reproducción (Rega-Brodsky y Nilon, 2016, 2017) o que pueden ayudar a mitigar los efectos de la urbanización sobre otros grupos de vida silvestre (Anderson y Minor, 2017; Sanches y Pellegrino, 2016). Particularmente para México los resultados de esta tesis son pioneros en explorar la importancia de los lotes baldíos como refugios para las aves, los cuales son uno de los usos de suelo más disponibles en muchas ciudades de todo el mundo (Accordino y Johnson, 2000) y que están siendo desaprovechados.

Por otra parte, también se encontró que la presencia de los LBNV y relictos de vegetación nativa dentro de las ciudades podrían impedir que los procesos de homogenización biótica avancen, ya que se registró una baja ocurrencia de especies que toleran la urbanización y una mayor ocurrencia de especies que son sensibles a la urbanización. Además, ambos grupos de aves son afectados por un mismo conjunto de variables del hábitat, pero con direcciones opuestas de los efectos. A partir de esta contrariedad en la respuesta de ambos grupos al hábitat urbano se pueden diseñar estrategias de manejo que permitan incrementar la persistencia de un grupo o disminuir la de otro grupo. Este tipo de resultados han sido obtenidos para los espacios verdes formales (Marzluff y Rodewald, 2008; Conole y Kirkpatrick, 2011; Ikin et al., 2013; Matsuba et al., 2016), pero no para lotes baldíos con vegetación nativa.

Los LBNV parecen tener un alto valor ecológico y pueden ser buenos refugios para las poblaciones aves, además de impedir el avance la homogenización biótica dentro de las ciudades. Si la urbanización es alta, es posible que los lotes baldíos inmersos en esta condición

puedan perder todos estos atributos y por lo tanto los esfuerzos de conservación podrían enfocarse a lotes baldíos en zonas menos urbanizadas. En este trabajo, se encontró que la riqueza de aves comienza a disminuir drásticamente en zonas con más de 40% de cobertura de superficies impermeables. Con los resultados de este estudio se confirma que, independiente del tipo de uso de suelo dentro de las ciudades, tales como espacios verdes, zonas agrícolas o lotes baldíos con vegetación nativa, la urbanización siempre influirá de manera negativa sobre las comunidades aves. Trabajos recientes también confirman que la urbanización representa una amenaza constante para las aves, ya que modifica su comportamiento, presencia, riqueza y la composición de sus comunidades (Chamberlain et al., 2007; Aronson et al., 2014; Dale, 2017; Ferenc et al., 2017; Croci et al., 2008; Daniels y Kirkpatrick, 2006; Rodewald, 2012; Rega-Brodsky y Nilon, 2016, 2017).

Con los resultados de esta tesis se amplía el conocimiento que se tenía sobre la importancia de los LBNV, y los relictos de la vegetación original, para el mantenimiento de las poblaciones y comunidades de aves en las zonas urbanas, así como también si las comunidades de aves de los lotes baldíos son afectadas por la urbanización de la misma forma en que son afectadas las comunidades de aves que viven en las áreas verdes formales.

Finalmente, si bien las zonas urbanas no son áreas para la conservación de la biodiversidad, sí deberíamos de ser conscientes de que antes de ser zonas urbanas, fueron el hábitat de muchas especies que tuvieron que desplazarse o desaparecieron para que hoy en día el humano viva cómodamente. Entonces por qué no pensar que podríamos compartir el espacio con otras especies de vida silvestre y una forma de conseguirlo es incorporando algunos lotes baldíos como pequeñas reservas de la biodiversidad urbana. Sin embargo, el diseño de estrategias para conseguir lo anterior no trascenderá si no se incorpora a la sociedad en el manejo y cuidado de este tipo de espacios, por lo que trabajos futuros podrían enfocarse en diseñar estrategias para que las personas conozcan el gran valor de los LBNV, los beneficios que podrían llegar a recibir y al mismo tiempo conservar la biodiversidad en donde ellos viven.

Conclusiones generales

1. Con base en la similitud de los atributos del hábitat entre los sitios control y los lotes baldíos con vegetación nativa (LBVN) de la zona metropolitana de Pachuca, se puede proponer que estos últimos tienen alto potencial de conservación, por lo que podrían ser considerados para diseñar una red nueva de áreas verdes informales en el área de estudio.
2. Los LBVN son importantes reservorios de la diversidad aves en la zona metropolitana de Pachuca, ya que en estos espacios se pudo registrar cerca del 15% (72 especies) de todas las especies registradas hasta el momento para el estado de Hidalgo. También, los LBVN tienen una mayor riqueza de aves que las áreas verdes formales o manejadas del área de estudio.
3. La mayoría de las especies aves que se registraron en los LBVN mostraron una respuesta indiferente a la urbanización (utilizadoras urbanas), es decir que utilizan tanto los recursos que provee la zona urbana como los de los LBVN. Además, un considerable número de las especies de aves que se registraron, fueron especies que son sensibles a la urbanización (evasoras urbanas), por lo que los LBVN y los relictos de la vegetación original parecen ser buenos refugios para las aves. Pocas especies de aves mostraron una respuesta favorable a la urbanización (habitantes urbanas), lo que sugiere que los LBVN y los relictos de la vegetación nativa original parecen actuar como filtros de este grupo de aves limitando su esparcimiento en el área de estudio, por lo que su presencia en las zonas urbanas podría impedir o disminuir el avance de los procesos de homogenización biótica.
4. Las evasoras urbanas y habitantes urbanas fueron afectadas por los atributos del hábitat, tanto a escala local como del paisaje, pero con una direccionalidad de los efectos en direcciones opuestas, como una posible consecuencia de la diferenciación de sus rasgos biológicos. Este resultado, denota una gran oportunidad para diseñar estrategias de manejo, que permitan mejorar las condiciones del hábitat que proveen los lotes baldíos, para manejar las poblaciones de aves con base en su gremio de respuesta.
5. La cobertura de la superficie urbana afectó significativamente de manera negativa la riqueza y abundancia de las especies de aves, tanto de la comunidad residente como de la comunidad migratoria.
6. Los atributos del hábitat a escala local y del paisaje influyen de manera directa en la distribución de la comunidad de aves residentes, pero parecen no influir sobre la distribución de la comunidad migratoria. Esto sugiere que las aves residentes podría ser menos tolerantes a la urbanización que las aves migratorias. Por lo tanto, los espacios disponibles para las aves deberían ser diseñados en función de los requerimientos de las aves residentes.

7. La urbanización no influyó significativamente sobre la composición de las comunidades de especies de aves en los LBVN, tanto de especies residentes como de migratorias. Esto puede deberse a la presencia de vegetación nativa en todos los sitios de estudio, la cual podría estar funcionando como un atrayente para cualquier especie de ave independientemente del nivel de urbanización.
8. Si bien los lotes baldíos, dentro de las ciudades son terrenos inestables, los cuales hoy aparecen abandonados y al día siguiente presentan edificaciones, podrían ser considerados durante su tiempo de abandono como refugios para las aves, y así dar el tiempo suficiente para que las especies que son sensibles a la urbanización puedan adecuarse a las nuevas condiciones y así escalen en su respuesta y tolerancia a la urbanización, antes de que estas desaparezcan de nuestras ciudades. Por todo lo anterior, los LBVN pueden representar una buena oportunidad de mantener la diversidad de aves en la ZMP y posiblemente en otras ciudades de América Latina.

Anexo 1. Descripción a escala local de 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control a lo largo de un gradiente de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca. **HA:** superficie, **PER:** perímetro, **RPA:** relación perímetro-área, **CSUE:** cobertura de la vegetación sobre suelo, **CDOS:** cobertura del dosel, **AHB:** altura de las herbáceas, **AVEG:** altura del estrato arbustivo-arbóreo, **ICV:** índice de complejidad vertical de la vegetación, **DB:** niveles de ruido, **DBMAX.:** niveles de ruido máximo, **AUTO:** tránsito vehicular, **PERS:** tránsito de peatones. Los valores se presentan como el promedio \pm E. E. * El área, perímetro y RPA calculados para los sitios sólo incluye el área dentro del buffer de 200 m que fue digitalizado.

Urbanización	Sitios	Área (ha)	Perímetro (m)	RPA	CSUE (%)	CDOS (%)	AHB (cm)	AVEG (m)	ICV (%)	DB (db)	DBMAX. (db)	AUTO (n°autos/min)	PERS (n°per./min)
Control	C1	78.62	4234.9	53.87	89.1 \pm 2.1	15.8 \pm 3.7	80.9 \pm 4.0	2.8 \pm 1.1	315.8 \pm 13.4	40.2 \pm 0.1	47.2 \pm 0.7	0.0 \pm 0.0	1.6 \pm 0.4
	C2	82.16	5915.55	72	82.8 \pm 2.2	8.6 \pm 2.0	74.1 \pm 1.61	1.8 \pm 0.05	293.8 \pm 12.1	45.5 \pm 0.15	51.5 \pm 0.8	0.4 \pm 0.4	0.4 \pm 0.4
Baja	B1	10.52	1241.59	118.02	93.5 \pm 1.35	0.3 \pm 0.3	51.8 \pm 3.89	1.6 \pm 0.1	212.1 \pm 22.1	48.8 \pm 0.3	56.7 \pm 1.4	14.6 \pm 2.6	1 \pm 0.5
	B2	8.14	2693.09	330.85	72.3 \pm 4.3	5.7 \pm 2.3	58.1 \pm 4.5	1.56 \pm 0.09	201.3 \pm 18.3	49.1 \pm 0.3	56.7 \pm 2.4	25.2 \pm 3.0	1.2 \pm 0.2
	B3	7.88	1528.97	194.03	90.5 \pm 1.71	5.2 \pm 2.2	53.27 \pm 3.4	1.5 \pm 0.1	179.5 \pm 17.2	45.2 \pm 0.4	53.2 \pm 3.2	5.2 \pm 1.2	0.6 \pm 0.2
	B4	14.54	2589	178.06	90.3 \pm 3.7	16.7 \pm 4.1	34.0 \pm 5.3	1.9 \pm 0.1	236.7 \pm 26.1	41.9 \pm 0.4	47.8 \pm 2.3	0.8 \pm 0.5	0.8 \pm 0.3
Media	M1	3.93	889.65	226.37	58.1 \pm 6.7	25.0 \pm 7.1	50.7 \pm 6.1	1.4 \pm 0.5	95.6 \pm 24.9	56.8 \pm 0.7	64.4 \pm 2.9	43.8 \pm 4.0	0.2 \pm 0.1
	M2	34.14	2884.23	84.48	81.0 \pm 3.0	10.4 \pm 2.1	59.0 \pm 4.1	1.4 \pm 0.04	275.1 \pm 12.7	56.0 \pm 0.4	63.3 \pm 2.6	62.8 \pm 7.6	0.8 \pm 0.4
	M3	7.73	2406.39	311.31	74.9 \pm 3.1	3.8 \pm 1.3	37.0 \pm 2.5	2.4 \pm 0.6	126.4 \pm 15.2	40.0 \pm 0.3	47.9 \pm 1.36	20.4 \pm 2.2	1.2 \pm 0.3
	M4	30.1	2278.03	75.68	63.5 \pm 3.7	1.9 \pm 1.3	49.6 \pm 4.0	1.17 \pm 0.07	193.2 \pm 15.7	51.5 \pm 0.2	56.8 \pm 1.0	26.8 \pm 1.2	0.8 \pm 0.4
	M5	16.98	1860.45	109.57	86.5 \pm 2.9	4.0 \pm 2.3	46.4 \pm 4.0	1.1 \pm 0.1	115.5 \pm 17.5	39.7 \pm 0.6	43.4 \pm 2.4	0.8 \pm 0.3	0.8 \pm 0.4
	M6	18.32	2672.15	145.86	78.8 \pm 4.7	17.8 \pm 4.0	46.1 \pm 4.7	1.4 \pm 0.08	325.3 \pm 18.8	50.9 \pm 0.2	60.2 \pm 2.2	51.4 \pm 2.2	0.4 \pm 0.2
Alta	A1	1.66	841.62	507	69.0 \pm 10.2	0.0 \pm 0.0	25.9 \pm 6.1	1.3 \pm 0.09	262.5 \pm 31.5	58.7 \pm 0.64	64.3 \pm 0.0	31.6 \pm 3.6	2.0 \pm 0.3
	A2	5.35	1232.96	230.46	100 \pm 0.0	7.5 \pm 2.9	71.9 \pm 3.6	1.2 \pm 0.25	222.1 \pm 19.6	51.8 \pm 0.3	59.5 \pm 1.9	35.4 \pm 1.9	1.2 \pm 0.7
	A3	2.61	708.93	271.62	76.2 \pm 4.9	0.0 \pm 0.0	41.5 \pm 6.0	1.2 \pm 0.1	45.7 \pm 17.1	50.1 \pm 0.5	58.9 \pm 3.5	6.2 \pm 1.3	2 \pm 0.8
	A4	1.79	723	403.91	87.15 \pm 3.7	2.7 \pm 1.3	60.2 \pm 3.9	1.2 \pm 0.09	196.7 \pm 25.6	44.1 \pm 0.36	56.2 \pm 3.9	9.6 \pm 1.1	1.8 \pm 1.1
	A5	0.21	194.25	925	86.0 \pm 6.1	1.0 \pm 1.0	45.6 \pm 10.4	1.5 \pm 0.3	137.0 \pm 33.0	57.7 \pm 0.5	68.5 \pm 0.0	21.6 \pm 3.3	1.4 \pm 0.5

Anexo 2. Listado de especies de plantas registradas en 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control en la zona metropolitana de Pachuca. La abundancia se presenta como el número de individuos registrados en las estaciones de muestreo y la frecuencia como el porcentaje de sitios en los que la especie fue registrada en cada nivel de urbanización.

C. taxonómica	Nombre común	Abundancia/Frecuencia (%) por nivel de urbanización			
		Control	Baja	Media	Alta
Orden: Asparagales					
Familia: Asparagaceae					
<i>Agave lechuguilla</i>	Maguey lechuguilla	20/(100)	0/(0)	51/(50)	0/(0)
<i>Agave salmiana</i>	Maguey pulquero	24/(100)	12/(75)	12/(50)	2/(20)
<i>Yucca filifera</i>	Palma pita	4/(100)	4/(25)	6/(50)	2/(20)
Familia: Bromeliaceae					
<i>Hechtia podantha</i>	Cordón	26/(100)	0/(0)	56/(33.3)	0/(0)
Orden: Asterales					
Familia: Asteraceae					
<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	Azomiate	0/(0)	0/(0)	0/(0)	1/(20)
<i>Brickellia veronicifolia</i>	Estrellita	0/(0)	0/(0)	3/(16.6)	
<i>Eupatorium espinosarum</i>	Acahualera	23/(100)	21/(75)	27/(100)	10/(40)
<i>Pittocaulon praecox</i>	Palo loco	7/(100)	0/(0)	1/(16.6)	
<i>Zaluzania augusta</i>	Cenicillo	2/(50)	0/(0)	0/(0)	4/(20)
Orden: Caryophyllales					
Familia: Cactaceae					
<i>Cylindropuntia imbricata</i>	Cardenche	45/(100)	17/(100)	25/(83.3)	18/(80)
<i>Cylindropuntia x pallida</i>	Cardenche	0/(0)	4/(25)	20/(50)	16/(20)
<i>Echinocereus cinerascens</i>	Alicoche cocuá	1/(50)	0/(0)	4/(50)	1/(20)
<i>Ferocactus latispinus</i>	Biznaga ganchuda	2/(100)	0/(0)	3/(16.6)	0/(0)
<i>Mammillaria magnimamma</i>	Biznaga de espina solitaria	7/(100)	0/(0)	4/(16.67)	0/(0)
<i>Opuntia engelmannii</i>	Nopal arrastradillo	0/(0)	6/(50)	2/(16.6)	0/(0)
<i>Opuntia cochineria</i>	Nopal	0/(0)	0/(0)	11/(33.3)	0/(0)
<i>Opuntia heliabravoana</i>	Tetechal	8/(50)	0/(0)	2/(16.6)	32/(60)
<i>Opuntia robusta</i> s.l.	Variedades	17/(100)	21/(75)	28/(50)	7/(20)
<i>Opuntia</i> sp.	Nopal	4/(50)	10/(50)	14/(66.6)	4/(60)
<i>Opuntia streptacantha</i>	Nopal cardón	32/(100)	39/(100)	57/(50)	3/(20)
Orden: Fabales					
Familia: Fabaceae					
<i>Vachellia schaffneri</i>	Huizache chino	2/(100)	0/(0)	13/(16.6)	0/(0)
<i>Vachellia</i> sp.	Huizache	2/(50)	2/(25)	0/(0)	0/(0)
<i>Dalea bicolor</i>	Engordacabra	52/(100)	0/(0)	67/(50)	0/(0)
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	Palo azul	5/(100)	0/(0)	4/(33.3)	0/(0)
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	Garabatlillo	59/(100)	6/(50)	85/(66.6)	9/(20)
Orden: Lamiales					
Familia: Scrophulariaceae					
<i>Buddleja cordata</i>	Tepozán blanco	3/(100)	0/(0)	1/(16.6)	0/(0)
Orden: Sapindales					
Familia: Anarcadiaceae					
<i>Schinus molle</i>	Pirúl	7/(100)	4/(75)	18/(33.3)	6/(60)
Orden: Saxifragales					
Familia: Crassulaceae					
<i>Echeveria coccinea</i>	Conchitas	4/(50)	0/(0)	2/(16.6)	0/(0)
spp. No identificadas					

Anexo 3. Porcentajes de las diferentes categorías de uso de suelo en buffers de 200 m de radio alrededor de 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control en zonas con diferente nivel de urbanización dentro de la zona metropolitana de Pachuca. Las claves de cada categoría se muestran en el Cuadro 2.

Sitios	Urbanización	VEG_NAT	VEG_INTR	ZON_AGR	SUE_DES	COB_CON	CAM_ASF	CAM_TERR
C1	Control	85.66	7.53	0	2.53	3.42	0.26	0.59
C2		90.53	4.78	0	2.99	0.52	0.15	1.03
B1	Baja	25.46	10.14	9.31	37.58	4.9	7.35	5.26
B2		36.03	14.42	18.01	15.08	5.69	9.33	1.65
B3		17.86	17.32	17.11	29.07	6.78	7.59	0.64
B4		49.26	34.4	1.12	3.26	3.86	6.06	2.04
M1	Media	12.76	29.04	6.66	24.59	15.25	8.65	3.04
M2		45.33	5.04	0	12.23	16.85	20.52	0.01
M3		18.34	32.36	22.09	3.88	16.54	3.85	3.04
M4		54.12	7.55	0.18	13.6	10.72	6.42	3.16
M5		51.09	6.06	0	15.12	21.75	5.98	0
M6		60.84	7.95	0	7.74	11.81	8.86	2.8
A1	Alta	13.26	7.19	0.06	18.07	35.76	23.3	2.35
A2		12.6	5.04	0.02	29.45	27.4	25.49	0
A3		23.09	9	0	10.22	41.37	12.64	3.68
A4		11.23	28.52	0	7.29	33.61	17.86	3.05
A5		1.01	11.31	0	14.4	42.15	31.13	0

Anexo 4. Listado de especies de aves observadas en 15 lotes baldíos (LB) con vegetación nativa y dos sitios control (C) dentro de la zona metropolitana de Pachuca. El arreglo taxonómico sigue la propuesta de la AOU (1998), hasta su último suplemento (Chesser et al., 2017). Endemismo (End): SE=semiendémica. Residencia (Res): R=residente, VI=visitante de invierno, VV=visitante de verano. La clave es empleada en el análisis de correspondencia canónica.

C. taxonómica	N. Común	End	NOM-059	Clave	RES	C	LB
Orden: Galliformes							
Familia: Odontophoridae							
<i>Callipepla squamata</i>	Codorniz Escamosa	EN		Csqu	R		X
Orden: Columbiformes							
Familia: Columbidae							
<i>Streptopelia decaocto*</i>	Paloma de Collar Turca			Sdec	R		X
<i>Columbina inca</i>	Tortolita Cola Larga			Cinc	R	X	X
<i>Columbina passerina</i>	Tortolita Pico Rojo			Cpas	R		X
<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma Alas Blancas			Zasi	R	X	X
<i>Zenaida macroura</i>	Huilota Común			Zmac	R	X	X
Orden: Apodiformes							
Familia: Trochilidae							
<i>Colibri thalassinus</i>	Colibrí Orejas Violetas			Ctha	R		X
<i>Eugenes fulgens</i>	Colibrí Magnífico			Eful	R	X	X
<i>Calothorax lucifer</i>	Colibrí Lucifer	SE		Cluc	R	X	X
<i>Selasphorus platycercus</i>	Zumbador Cola Ancha	SE		Spla	R		X
<i>Cynanthus latirostris</i>	Colibrí Pico Ancho	SE		Clat	R	X	X
<i>Hylocharis leucotis</i>	Zafiro Orejas Blancas			Hleu	R	X	X
Orden: Accipitriformes							
Familia: Accipitridae							
<i>Elanus leucurus</i>	Milano Cola Blanca			Eleu	VI		X
<i>Buteo jamaicensis</i>	Aguililla Cola Roja			Bjam	R/VI	X	X
<i>Buteo sp.</i>	Aguililla				R	X	X
Orden: Piciformes							
Familia: Picidae							
<i>Melanerpes aurifrons</i>	Carpintero Cheje			Maur	R	X	X
<i>Sphyrapicus varius</i>	Carpintero Moteado			Svar	VI		X
<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero Mexicano			Pscs	R	X	X
Orden: Falconiformes							
Familia: Falconidae							
<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo Americano			Fspa	R/VI		X
Orden: Passeriformes							
Familia: Tyrannidae							
<i>Empidonax oberholseri</i>	Papamoscas matorralero	SE		Eobe	VI		X
<i>Empidonax sp.</i>	Papamoscas				R		X
<i>Sayornis saya</i>	Papamoscas Llanero			Ssay	R	X	X
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Papamoscas Cardenalito			Prub	R	X	X
<i>Myiarchus cinerascens</i>	Papamoscas Cenizo			Mcin	R	X	X
<i>Tyrannus vociferans</i>	Tirano Chibiú	SE		Tvoc	R	X	X
Familia: Laniidae							
<i>Lanius ludovicianus</i>	Verdugo Americano			Llud	R	X	X
Familia: Vireonidae							
<i>Vireo huttoni</i>	Vireo Reyzeuelo			Vhut	R	X	X
<i>Vireo cassinii</i>	Vireo de Cassin	SE		Vcas	VI		X
Familia: Corvidae							
<i>Corvus corax</i>	Cuervo común			Ccor	R		X
Familia: Hirundinidae							
<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina Tijereta			Hrus	R/VV	X	X
Familia: Troglodytidae							
<i>Catherpes mexicanus</i>	Saltapared Barranqueño			Cmex	R	X	X

<i>Troglodytes aedon</i>	Saltapared común		Taed	VI	X	X
<i>Thryomanes bewickii</i>	Saltapared Cola Larga		Tbew	R	X	X
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	Matraca del Desierto		Cbru	R	X	X
Familia: Polioptilidae						
<i>Polioptila caerulea</i>	Perlita Azulgris		Pcae	VI	X	X
Familia: Regulidae						
<i>Regulus calendula</i>	Reyezuelo Matraquita		Rcal	VI	X	X
Familia: Turdidae						
<i>Turdus rufopalliatus*</i>	Mirlo Dorso Canela	EN	Truf	R		X
Familia: Mimidae						
<i>Toxostoma curvirostre</i>	Cuicacoche Pico Curvo		Tcur	R	X	X
<i>Mimus polyglottos</i>	Centzontle Norteño		Mpol	R	X	X
Familia: Sturnidae						
<i>Sturnus vulgaris*</i>	Estornino pinto		Svul	R		X
Familia: Ptilionotidae						
<i>Ptilionotus cinereus</i>	Capulinerio gris	CE	Pcin	R	X	
Familia: Passeridae						
<i>Passer domesticus*</i>	Gorrión Doméstico		Pdom	R		X
Familia: Fringillidae						
<i>Haemorhous mexicanus</i>	Pinzón Mexicano		Hmex	R	X	X
<i>Spinus psaltria</i>	Jilguerito Dominicano		Spsa	R	X	X
Familia: Passerellidae						
<i>Pipilo chlorurus</i>	Rascador Cola Verde		Pchl	VI	X	
<i>Aimophila ruficeps</i>	Zacatonero Corona Canela		Aruf	R		X
<i>Melospiza fusca</i>	Rascador Viejitas		Mfus	R	X	X
<i>Spizella passerina</i>	Gorrión Cejas Blancas		Spas	R/VI	X	X
<i>Spizella pallida</i>	Gorrión Pálido	SE	Spal	VI		X
<i>Spizella atrogularis</i>	Gorrión Barba Negra		Satr	R	X	X
<i>Pooecetes gramineus</i>	Gorrión Cola Blanca		Pgram	VI		X
<i>Chondestes grammacus</i>	Gorrión Arlequín		Cgra	VI	X	X
<i>Ammodramus savannarum</i>	Gorrión Chapulín		Asav	VI		X
<i>Melospiza melodia</i>	Gorrión Cantor		Mmel	VI	X	X
<i>Melospiza lincolni</i>	Gorrión de Lincoln		Mlin	VI	X	X
Familia: Icteridae						
<i>Icterus wagleri</i>	Calandria de Wagler		Iwag	R	X	X
<i>Icterus spurius</i>	Calandria Castaña		Ispu	R	X	X
<i>Icterus bullockii</i>	Calandria Cejas Naranjas	SE	Ibul	VI		X
<i>Icterus galbula</i>	Calandria de Baltimore		Igal	VI		X
<i>Icterus parisorum</i>	Calandria Tunera	SE	Ipar	R	X	X
<i>Icterus spp.</i>	Calandria			R	X	X
<i>Molothrus aeneus</i>	Zanate Mayor		Qmex	R	X	X
<i>Quiscalus mexicanus*</i>	Tordo Ojos Rojos		Maen	R		X
Familia: Parulidae						
<i>Oreothlypis celata</i>	Chipe Oliváceo		Ocel	VI	X	X
<i>Geothlypis tolmiei</i>	Chipe Lores Negro	Amenazada	Gtol	VI		X
<i>Setophaga coronata</i>	Chipe Rabadilla Amarilla		Scor	VI	X	X
<i>Setophaga nigrescens</i>	Chipe Negro Gris	SE	Snig	VI	X	
<i>Setophaga townsendi</i>	Chipe de Townsend		Stow	VI	X	
<i>Cardellina pusilla</i>	Chipe Corona Negra		Cpus	VI	X	X
Familia: Cardinalidae						
<i>Piranga rubra</i>	Piranga roja		Prub	VI		X
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	Picogordo Tigrillo	SE	Pmel	R	X	X
<i>Passerina caerulea</i>	Picogordo Azul		Pcae	R		X

Anexo 5A. Resultados del Análisis de Componentes Principales (PCA) con rotación varimax para las variables medidas a escala local en 15 lotes baldíos con vegetación nativa y los dos sitios control en la zona metropolitana de Pachuca. Correlaciones significativas * $p < 0.05$ y ** $p < 0.01$.

Variable	CP1	CP2	CP3
Área	-0.48	0.722*	0.27
Perímetro	-0.517	0.728*	0.167
Cobertura de la vegetación sobre el suelo	-0.227	-0.304	0.811
Cobertura del dosel	-0.089	0.794*	0.161
Altura del estrato herbáceo	-0.091	0.311	0.716
Altura del estrato arbóreo-arbustivo	-0.579*	0.262	0.128
Índice de complejidad vertical	0.002	0.464	0.604
Ruido promedio	0.946**	-0.027	-0.085
Picos de ruido máximo	0.957**	-0.121	-0.016
Tránsito vehicular	0.861**	0.042	-0.138
Tránsito peatonal	-0.099	-0.812**	0.092
Eigenvalues	3.462	2.83	1.714
Varianza explicada (%)	40.877	19.745	12.159
Varianza acumulada (%)	40.877	60.621	72.78

Anexo 5B. Resultados de Análisis de Componentes Principales (PCA) para las variables medidas a escala del paisaje en un radio de 200 m alrededor de 15 lotes baldíos con vegetación nativa y los dos sitios control en la zona metropolitana de Pachuca. Correlaciones significativas * $p < 0.05$ y ** $p < 0.01$.

Variable	CP1	CP2	CP3
Vegetación nativa	-0.885**	-0.325	-0.103
Cobertura de construcciones	0.878**	-0.150	-0.379
Vegetación introducida	0.044	0.847*	-0.224
Suelo desnudo	0.530*	0.081	0.689
Zonas agrícolas	-0.075	0.808*	0.426
Caminos asfaltados	0.942**	-0.182	0.053
Caminos de terracería	-0.119	0.685	-0.144
Distancia al sitio más cercano	-0.532	-0.253	0.644
Distancia al camino principal más cercano	-0.606**	0.093	-0.321
Eigenvalues	3.394	2.079	1.402
Varianza explicada	37.715	23.099	15.582
Varianza acumulada	37.715	60.814	76.396

Anexo 6A. Riqueza ($q=0$) y diversidad ($q=1$) de especies de aves residentes registradas en 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control en zonas con diferente nivel de urbanización dentro de la zona metropolitana de Pachuca. **f 1:** especies con un solo registro (singletons). **f 2:** especies con dos registros (doubletons). **Chao 1:** riqueza estimada de especies.

Urbanización	Sitios	q=0	q=1	Abundancia	f 1	f 2	Chao 1	Compleitud (%)
Control	C1	30	16.1	333	4	5	31	96.77
	C2	30	18.23	256	3	7	30.38	98.75
Baja	B1	19	13.96	75	4	6	19.86	95.67
	B2	18	12.33	83	3	5	18.5	97.30
	B3	28	19.49	142	5	7	29.25	95.73
	B4	17	12.59	92	2	3	17.25	98.55
Media	M1	19	13.87	87	4	5	20	95.00
	M2	27	16.91	176	6	3	30.75	87.80
	M3	24	17.74	126	5	3	26.5	90.57
	M4	24	13.99	131	7	5	27.5	87.27
	M5	26	19.85	91	6	8	27.67	93.96
	M6	22	16.35	92	5	3	24.5	89.80
Alta	A1	9	5.403	32	3	4	9.6	93.75
	A2	17	11.23	78	4	3	18.5	91.89
	A3	14	7.941	69	4	3	15.5	90.32
	A4	15	11.36	60	4	2	17	88.24
	A5	8	6.265	19	3	3	8.75	91.43

Anexo 6B. Riqueza ($q=0$) y diversidad ($q=1$) de especies de aves migratorias registradas en 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control en zonas con diferente nivel de urbanización dentro de la zona metropolitana de Pachuca. **f 1:** especies con un solo registro (singletons). **f 2:** especies con dos registros (doubletons). **Chao 1:** riqueza estimada de especies.

Urbanización	Sitios	q=0	q=1	Abundancia	f 1	f 2	Chao 1	Compleitud (%)
Control	C1	14	7.98	53	7	2	21.00	66.67
	C2	11	8.92	42	1	4	11.00	100.00
Baja	B1	7	4.61	17	5	0	17.00	41.18
	B2	7	4.87	19	3	2	8	87.50
	B3	4	3.36	8	2	1	4.50	88.89
	B4	1	1.00	4	0	0	1.00	100.00
Media	M1	4	2.68	23	1	0	4	100.00
	M2	11	9.76	30	3	1	12.5	88.00
	M3	8	6.75	14	5	1	13	61.54
	M4	7	5.32	24	7	2	7.33	95.46
	M5	2	1.42	9	1	0	2	100.00
	M6	4	2.35	28	1	1	4.00	100.00
Alta	A1	1	1.00	5	0	0	1.00	100.00
	A2	2	1.49	22	0	0	2.00	100.00
	A3	4	2.45	14	2	1	4.50	88.89
	A4	3	2.23	15	3	1	3	100.00
	A5	3	2.83	4	2	1	3.50	85.71

Anexo 7. Resultados del ACC para explicar la distribución de la comunidad de aves residentes en función de variables del hábitat medidas a escala local y del paisaje, en 15 lotes baldíos con vegetación nativa y dos sitios control dentro de la zona metropolitana de Pachuca.

	Ejes canónicos			
	1	2	3	4
<i>Escala local</i>				
Eigenvalues	0.243	0.151	0.082	0.07
Correlaciones especies-ambiente	0.924	0.816	0.875	0.909
Varianza acumulada de las especies	21.5	35	42.2	48.4
Varianza acumulada de la relación especies-ambiente	41.2	66.9	80.7	92.6
Suma de todos los eigenvalues	1.126			
Suma de todos eigenvalues canónicos	0.589			
<i>Escala del paisaje</i>				
Eigenvalues	0.22	0.103	0.06	0.031
Correlaciones especies-ambiente	0.89	0.814	0.7	0.74
Varianza acumulada de las especies	19.5	28.7	34	36.7
Varianza acumulada de la relación especies-ambiente	53.1	78.1	92.6	100
Suma de todos los eigenvalues	1.126			
Suma de todos eigenvalues canónicos	0.414			

GUÍA PARA LA IDENTIFICACIÓN DE AVES DE LOS



LOTES BALDÍOS DE LA ZONA METROPOLITANA DE PACHUCA

La presente guía representa el primer esfuerzo por dar a conocer la gran variedad de especies de aves que habitan en los lotes baldíos y fragmentos de vegetación nativa de la zona metropolitana de Pachuca. En esta guía se ilustraron 69 especies de aves. En cada ilustración se muestra el nombre común y científico de cada especie, así como también la temporada en la que pueden observarse con mayor frecuencia en la zona metropolitana de Pachuca.



Ilustrada por Jesús Zuñiga Palacios

Galliformes

Familia: Odontophoridae



Codorniz Escamosa/
Scaled Quail

Callipepla squamata
Todo el año

Columbiformes

Familia: Columbidae



Paloma de Collar Turca/
Eurasian Collared-Dove

Streptopelia decaocto
Todo el año



Tortolita Cola Larga/
Inca dove

Columbina inca
Todo el año



Tortolita Pico Rojo/
Common Ground-Dove

Columbina passerina
Todo el año



Huilota común/
Mourning Dove
Zenaida macroura
Todo el año



Paloma Alas Blancas/
White-Winged Dove
Zenaida asiatica

Todo el año

Lam. 1

Apodiformes
Familia: Trochilidae

Colibrí Orejas Violetas/
Green Violetear
Colibri thalassinus
Todo el año



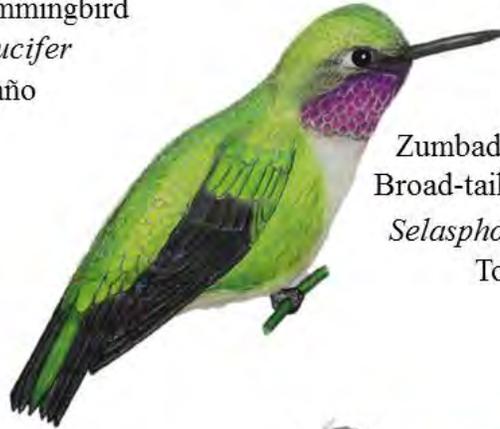
Colibrí Magnífico/
Magnificent Hummingbird
Eugenes fulgens
Todo el año



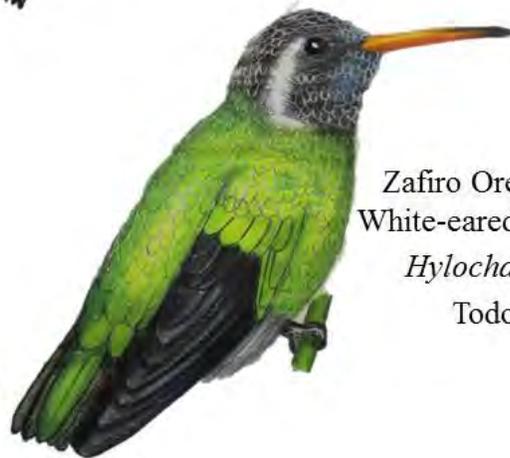
Colibrí Lucifer/
Lucifer Hummingbird
Calothorax lucifer
Todo el año



Zumbador Cola Ancha/
Broad-tailed Hummingbird
Selasphorus platycercus
Todo el año



Colibrí Pico Ancho/
Broad-billed Hummingbird
Cynanthus latirostris
Todo el año



Zafiro Orejas Blancas/
White-eared Hummingbird
Hylocharis leucotis
Todo el año

Lam. 2

Accipitriformes
Familia: Accipitridae



Milano Cola Blanca/
White-tailed Kite
Elanus leucurus
Invierno



Aguililla Cola Roja/
Red-tailed Hawk
Buteo jamaicensis
Invierno

Falconiformes
Familia: Falconidae



Cernícalo Americano/
American Kestrel
Falco sparverius
Invierno

Piciformes
Familia: Picidae



Carpintero Moteado/
Yellow-bellied Sapsucker
Sphyrapicus varius
Invierno



Carpintero Cheje/
Golden-fronted Woodpecker
Melanerpes aurifrons
Todo el año



Carpintero Mexicano/
Ladder-backed Woodpecker
Picoides scalaris
Todo el año

Lam. 4

Passeriformes
Familia: Tyrannidae

Papamoscas matorralero/
Dusky Flycatcher
Empidonax oberholseri
Invierno



Papamoscas Llanero/
Say's Phoebe
Sayornis saya
Todo el año



Papamoscas Cenizo/
Ash-throated Flycatcher
Myiarchus cinerascens
Todo el año



Papamoscas Cardenalito/
Vermilion Flycatcher
Pyrocephalus rubinus
Todo el año



Tirano Chibiú/
Cassin's Kingbird
Tyrannus vociferans
Todo el año



Lam. 5

Familia: Laniidae



Verdugo americano/
Loggerhead Shrike
Lanius ludovicianus
Todo el año

Familia: Vireonidae



Vireo Reyzeuelo/
Hutton's Vireo
Vireo huttonii
Todo el año



Vireo de Cassin/
Cassin's Vireo
Vireo cassinii
Invierno

Familia: Corvidae



Cuervo Común/
Common Raven
Corvus corax
Todo el año

Familia: Hirundinidae



Golondrina Tijereta/
Barn Swallow
Hirundo rustica
Verano

Lam. 6

Familia: Troglodytidae

Saltapared barranqueño/
Canyon Wren
Catherpes mexicanus
Todo el año



Saltapared común/
House Wren
Troglodytes aedon
Invierno



Saltapared Cola Larga/
Bewick's Wren
Thryomanes bewickii
Todo el año



Matraca del Desierto/
Cactus Wren
Campylorhynchus
brunneicapillus
Todo el año



Lam. 7

Familia: Polioptilidae

Perlita Azul-Gris/
Blue-gray Gnatcatcher
Polioptila caerulea
Invierno



Familia: Regulidae

Reyezuelo Matraquita/
Ruby-crowned Kinglet
Regulus calendula
Invierno



Familia: Mimidae

Cuicacoche Pico Curvo/
Curve-billed Thrasher
Toxostoma curvirostre
Todo el año



Familia: Turdidae
Mirlo Dorso Canela/
Rufous-backed Robin
Turdus rufopalliatu
Todo el año



Centzontle Norteño/
Northern Mockingbird
Mimus polyglottos
Todo el año



Lam. 8

Familia: Sturnidae

Estornino Pinto/
European Starling
Sturnus vulgaris
Todo el año



Familia: Ptiliognatidae

Capulinero Gris/
Gray Silky-flycatcher
Ptiliognys cinereus
Todo el año



Familia: Passeridae

Gorrion Doméstico/
House Sparrow
Passer domesticus
Todo el año



Familia: Fringillidae

Pinzón Mexicano/
House Finch
Haemorhous mexicanus
Todo el año



Jilguerito Dominicó/
Lesser Goldfinch
Spinus Psaltria
Todo el año



Lam. 9

Familia: Passerellidae

Rascador Cola verde/
Green-tailed Towhee
Pipilo chlorurus
Invierno



Zacatonero Corono Negra/
Rufous-crowned Sparrow
Aimophila ruficeps
Todo el año



Rascador Viejitas/
Canyon Towhee
Melospiza fusca
Todo el año



Gorrión Cejas Blancas/
Chipping Sparrow
Spizella passerina
Invierno



Gorrión Barba Negra/
Black-chinned Sparrow
Spizella atrogularis
Todo el año

Gorrión Pálido/
Clay-colored Sparrow
Spizella pallida
Invierno



Lam. 10

Familia: Passerellidae

Gorrión Arlequín/
Lark Sparrow
Chondestes grammacus
Invierno



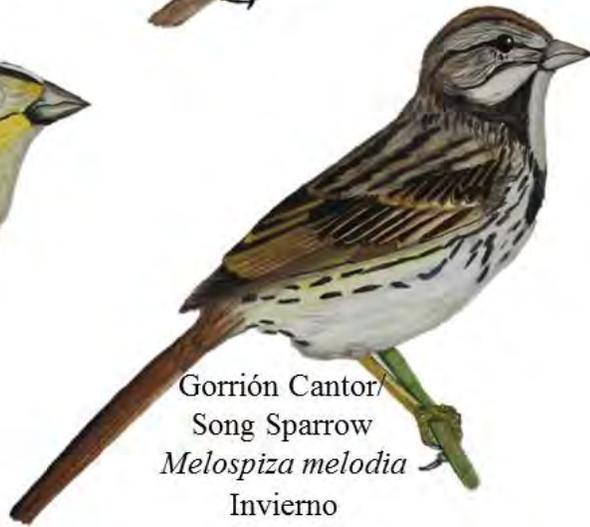
Gorrión Cola Blanca/
Vesper Sparrow
Pooecetes gramineus
Invierno



Gorrión Chapulín/
Grasshopper Sparrow
Ammodramus savannarum
Invierno



Gorrión Cantor/
Song Sparrow
Melospiza melodia
Invierno



Gorrión de Lincoln/
Lincoln's Sparrow
Melospiza lincolnii
Invierno



Lam. 11

Familia: Icteridae



Calandria de Wagler/
Black-vented Oriole
Icterus wagleri
Todo el año



Calandria Cejas Naranjas/
Bullock's Oriole
Icterus bullockii
Invierno



Calandria Castaña/
Orchard Oriole
Icterus spurius
Todo el año



Calandria de Baltimore/
Baltimore Oriole
Icterus galbula
Invierno



Calandria Tunera/
Scott's Oriole
Icterus parisorum
Todo el año

Lam. 12

Familia: Icteridae



Tordo Ojos Rojos/
Bronzed Cowbirds
Molothrus aeneus
Todo el año



Zanate Mayor/
Great-tailed Grackle
Quiscalus mexicanus
Todo el año

Familia: Cardinalidae



Piranga Roja/
Summer Tanager
Piranga rubra
Invierno



Picogordo Tigrillo/
Black-headed Grosbeak
Pheucticus melanocephalus
Todo el año



Picogordo Azul/
Blue Grosbeak
Passerina caerulea
Todo el año

Lam. 13

Familia: Parulidae



Chipe Oliváceo/
Orange-crowned Warbler
Oreothlypis celata
Invierno



Chipe Lores Negro/
MacGillivray's Warbler
Geothlypis tolmiei
Invierno



Chipe Rabadilla Amarilla/
Yellow-rumped Warbler
Setophaga coronata
Invierno



Chipe Negro Gris/
Black-throated Gray Warbler
Setophaga nigrescens
Invierno



Chipe de Townsend/
Townsend's Warbler
Setophaga townsendi
Invierno



Chipe Corona Negra/
Wilson's Warbler
Cardellina pusilla
Invierno