



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN**

TESIS

**IMPORTANCIA DE LOS ESPACIOS VERDES URBANOS PARA
CONSERVAR LA DIVERSIDAD DE ABEJAS**

Para obtener el grado de

Maestra en Ciencias en Biodiversidad y Conservación

PRESENTA

Biól. Chabely Georgina Domínguez González

Director

Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark

Comité tutorial

Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega

Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan

M. en C. Manuel González Ledesma

Mineral de la Reforma, Hgo., México, enero de 2024



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería

School of Engineering and Basic Sciences

Área Académica de Biología

Department of Biology

Mineral de la Reforma, Hgo., a 22 de enero de 2024

Número de control: ICBI-AAB/015/2024

Asunto: Autorización de impresión.

**MTRA.OJUKY DEL ROCIO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH**

El Comité Tutorial del nombre del producto que indique el documento curricular del programa educativo de posgrado titulado **"IMPORTANCIA DE LOS ESPACIOS VERDES URBANOS PARA CONSERVAR LA DIVERSIDAD DE ABEJAS"**, realizado por la sustentante **Chabely Georgina Domínguez González** con número de cuenta **233007** perteneciente al programa de **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**, una vez que ha revisado, analizado y evaluado el documento recepcional de acuerdo a lo estipulado en el Artículo 110 del Reglamento de Estudios de Posgrado, tiene a bien extender la presente:

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN


Por lo que el sustentante deberá cumplir los requisitos del Reglamento de Estudios de Posgrado y con lo establecido en el proceso de grado vigente.

**Atentamente
"Amor, Orden y Progreso"**

El Comité Tutorial


Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark
Vocal




Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega
Presidente


Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan
Secretario


M. en C. Manuel González Ledesma
Suplente

LFRP/CIAF

Ciudad del Conocimiento
Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5
Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma,
Hidalgo, México. C.P. 42184
Teléfono: +52 (771) 71 720 00 ext. 6640, 6642
Fax 2112
aab_icbi@uaeh.edu.mx



www.uaeh.edu.mx

Agradecimientos

A mi madre Carmen González Flores y familia, los amo infinitamente.

Al Dr. Ignacio Esteban Castellanos Sturemark, Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega, Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan y M. en C. Manuel González Ledesma, por su apoyo y enseñanzas para la realización de este proyecto.

Contenido

Resumen.....	5
Introducción	6
Antecedentes	9
Justificación	19
Objetivos	20
Material y método	21
Resultados	27
Discusión.....	36
Conclusión	40
Literatura citada	41
Anexos	59

Resumen

En los últimos 50 años la diversidad de abejas silvestres ha disminuido de manera significativa, debido principalmente a la pérdida y fragmentación de hábitats como resultado de los efectos de la urbanización. No obstante, algunas investigaciones sugieren que dentro de las ciudades los espacios verdes con remanentes de vegetación nativa pueden representar un refugio para este grupo de polinizadores. Por lo tanto, en el presente estudio se evaluó el potencial de los lotes baldíos para conservar la diversidad de abejas en un entorno urbano. Se comparó la riqueza, abundancia y composición de especies de abejas entre sitios control con matorral xerófilo (>300 ha), lotes baldíos grandes (40-80 ha) y lotes baldíos chicos (<10 ha), en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo. Adicionalmente se midió el efecto de las variables locales de los lotes (cobertura de árboles, arbustos, herbáceas, suelo desnudo y flores) en la riqueza y abundancia de abejas. Se encontró que no existen diferencias significativas en la riqueza y composición de especies de abejas entre sitios, sin embargo, la abundancia de abejas sí difirió significativamente, teniendo los sitios control una mayor abundancia que aquella en los lotes grandes, mientras que la abundancia de abejas no difirió significativamente entre sitios control y lotes chicos, ni entre lotes chicos y grandes. Asimismo, se encontró una relación positiva y significativa entre la riqueza de abejas y el porcentaje de cobertura con flores. Los resultados de este trabajo indican que los lotes baldíos, independientemente de su tamaño, pueden ser sitios importantes para conservar la diversidad de abejas en áreas urbanas, particularmente si estos presentan una importante cobertura floral.

Introducción

Las interacciones planta-polinizador son fundamentales para el funcionamiento y estabilidad de los ecosistemas terrestres (Klein *et al.*, 2006; Potts *et al.*, 2010; Ollerton *et al.*, 2011; Jha *et al.*, 2013). Involucran a casi 170,000 especies de plantas y 200,000 animales (Landry, 2012). A nivel mundial, se estima que 87% de las plantas silvestres (Ollerton *et al.*, 2011) y 70% de los cultivos alimentarios (Klein *et al.*, 2006) requieren de polinizadores. Para el caso de México, se sabe que los animales son esenciales para la polinización de aproximadamente el 85% de las especies de frutas y/o semillas consumidas por sus habitantes (Ashworth *et al.*, 2009).

Sin embargo, el último siglo ha sido testigo de una pérdida generalizada de la biodiversidad (Villalta *et al.*, 2022). Se han observado disminuciones significativas en diversos taxones de polinizadores (Potts *et al.*, 2010; Wenzel *et al.*, 2020), en particular, en la mayoría de las familias de abejas (Potts *et al.*, 2010; Goulson *et al.*, 2015; Zattara y Aizen, 2021; Goulson y Nicholls, 2022) y diversos estudios indican que varias especies se encuentran en peligro crítico de extinción (McFrederick y LeBuhn, 2006; Fetridge *et al.*, 2008; Ashworth *et al.*, 2009; Goulson *et al.*, 2015; Jachula *et al.*, 2019; Zajdel *et al.*, 2019; Zattara y Aizen, 2021; Straub *et al.*, 2022).

Las abejas silvestres desempeñan un papel fundamental como polinizadores (Baldock *et al.*, 2019), representan uno de los grupos más eficientes debido a sus adaptaciones morfológicas para la recolección de polen (Abrol y Abrol, 2012). La disminución en su diversidad tiene importantes consecuencias ecológicas y económicas, ya que actúan en el mantenimiento de los

servicios ecosistémicos (Klein *et al.*, 2006; Winfree *et al.*, 2009; Potts *et al.*, 2010; Ollerton *et al.*, 2011) y aseguran la producción de cultivos de alto interés económico (Klein *et al.*, 2006; Ollerton *et al.*, 2011).

En general, las causas de la reducción de las abejas en el planeta son complejas, algunas investigaciones indican que los principales factores de riesgo son la pérdida y fragmentación de hábitats a través de la urbanización (Kearns *et al.*, 1998; Mckinney, 2002; Brown y Paxton, 2009; Potts *et al.*, 2010; Bates *et al.*, 2011; Hadley y Betts, 2012; Baldock *et al.*, 2019; Banaszak-Cibicka y Dylewski, 2021; Graf *et al.*, 2022; Straub *et al.*, 2022; Villalta *et al.*, 2022).

No obstante, se ha sugerido que algunos espacios verdes presentes en áreas urbanas, pueden proporcionar refugio a las abejas silvestres (McFrederick y LeBuhn, 2006; Kremer *et al.*, 2013; Bonthoux *et al.*, 2014; Goulson *et al.*, 2015; Bretzel *et al.*, 2016; Camilo *et al.*, 2017; Hall *et al.*, 2017; Makinson *et al.*, 2017; Sivakoff *et al.*, 2018; Jachula *et al.*, 2019; Lowenstein *et al.*, 2019; Buchholz *et al.*, 2020; Fischer *et al.*, 2020; Reeher *et al.*, 2020; Ayers y Rehan, 2021; Turo *et al.*, 2021; Twerd *et al.*, 2021a; Vereecken *et al.*, 2021).

El estudio del efecto de la urbanización sobre las abejas es de gran importancia ya que, actualmente más del 50% de la superficie de la Tierra se ha convertido para uso humano y se estima que para finales de siglo, la población humana del mundo habrá aumentado de 7,600 millones a 11,200 millones (Naciones Unidas, 2017). Y se prevé que la proporción de personas que viven en áreas urbanas aumente del 55 % en 2018 al 68 % en 2050 (ONU, 2019), lo cual

ocasionará un aumento de la cobertura del suelo urbano (Ayers y Rehan, 2021; Graf *et al.*, 2022; Villalta *et al.*, 2022).

El estudio de las abejas en ambientes urbanos es de particular relevancia para América Latina, debido a que es una de las regiones más urbanizadas del mundo, ya que aproximadamente 81% de su población vive en ciudades (Mittermeier *et al.*, 2011; Zuñiga-Palacios *et al.*, 2020). Además, los espacios verdes informales como los terrenos baldíos son abundantes debido al crecimiento demográfico acelerado y desordenado. Estos sitios están cubiertos por un alto porcentaje de vegetación nativa (Anderson y Minor, 2019) que puede contribuir a mantener la diversidad abejas silvestres (Fischer *et al.*, 2020; Twerd *et al.*, 2021b). Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo evaluar el potencial de los lotes baldíos para conservar la diversidad de abejas en un entorno urbano.

Antecedentes

Generalidades de las abejas

Las abejas (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) son el grupo de polinizadores más eficientes debido a sus adaptaciones morfológicas para la recolección de polen (Abrol y Abrol, 2012), se estima que a nivel mundial existen aproximadamente 40,000 especies (Willmer, 2011), más de 25,000 han sido identificadas, con más de 2000 descritas en México (Urbán-Duarte *et al.*, 2021). La superfamilia Apoidea (antes llamada Sphecoidea), que incluye abejas y avispa esfecoides, puede ser reconocida por varios caracteres, de los cuales los dos siguientes son los más distintivos: (1) el lóbulo pronotal es bastante pequeño, generalmente bien separado de y debajo de la tégula; y (2) el pronoto se extiende ventrolateralmente y puede o no rodear el tórax detrás de la antecoxa (Michener *et al.*, 1994).

Esta superfamilia se divide en dos grupos: las avispa esfecoides o sphecoformas y las abejas o apiformes. Se cree que las abejas surgieron de esfeciformes parafiléticos y han abandonado el hábito depredador ancestral de alimentar a las larvas con presas de insectos o arañas y en su lugar, utilizan el polen como principal fuente de proteínas para alimentar a sus larvas, el cual mezclan con néctar, miel, y en ocasiones aceites florales o productos glandulares de los adultos. Son casi exclusivamente fitófagas, con excepción de algunas especies que utilizan carroña o huevos de otras abejas como fuente de proteína (Michener *et al.*, 1994).

Exhiben un patrón bimodal mundial de riqueza de especies, siendo más diversas en áreas relativamente alejadas del Ecuador, las cuales presentan alta insolación, que beneficia el crecimiento de las plantas y su termorregulación, no obstante, también requieren de suficiente humedad. Se sabe que las áreas mediterráneas y xéricas albergan una gran riqueza de abejas, principalmente en el suroeste de Estados Unidos, la Cuenca del Mediterráneo, Medio Oriente, Australia, Sudáfrica, áreas del Sur de la Cuenca del Amazonas, áreas alrededor de los Andes y la Zona Norte y el Altiplano de México (Orr *et al.*, 2021). De más de 2000 especies identificadas en México, se ha descrito la mayor riqueza en los estados xerófilos del norte como Chihuahua (396 especies), Sonora (359 especies) y la península de Baja California (445 especies) (Michener, 2000).

Se reconocen siete familias de abejas en el mundo: cinco de lengua corta (Stenotritidae, Colletidae, Andrenidae, Halictidae, Melittidae) y dos de lengua larga (Megachilidae y Apidae). La familia Stenotritidae, comprende dos géneros y su distribución se encuentra restringida a Australia (Michener, 2000). Los apiformes comparten los siguientes caracteres morfológicos: (1) algunos de los pelos son plumosos o ramificados y comúnmente visibles en varias partes del cuerpo y las patas, pero a veces se limitan a unas pocas áreas; (2) el basitarsus trasero es más ancho que los segmentos subsiguientes del tarso, comúnmente está aplanado y forma una estructura que se usa para limpiar la pata trasera opuesta (Michener *et al.*, 1994).

La mayoría de las especies de abejas conocidas son recolectores de lugares centrales: los adultos recolectan y traen recursos de vuelta (néctar de flores y polen, agua, resinas) a un nido estable donde crían a su progenie (Michener, 2000). Sus rangos de vuelo varían entre 100 m y 1400 m (Dylewski *et al.*, 2020). Tradicionalmente han sido clasificadas de acuerdo a su constancia floral como monoléticas, oligoléticas o poliléticas, dependiendo si utilizan el polen de especies de un género de planta, especies de varios géneros de plantas dentro de una familia o especies de plantas pertenecientes a más de una familia, respectivamente (Michener, 2000).

Un aspecto importante del comportamiento de las abejas implica interacciones intraespecíficas, es decir, el comportamiento social. Algunas abejas son solitarias; otras viven en colonias. Una abeja solitaria construye su propio nido y proporciona comida para su descendencia; y, por lo general, muere o se va antes de la maduración de su descendencia. Una colonia está formada por dos o más hembras adultas, que viven en un solo nido. Con frecuencia, las hembras que constituyen una colonia se pueden dividir en (1) de uno a muchos trabajadores, que hacen la mayor parte de la búsqueda de alimento, el cuidado de las crías; y (2) una reina, que hace la mayor parte o toda de la puesta de huevos. La reina es incapaz de vivir sola (por ejemplo, nunca forrajea); ni los trabajadores solos forman colonias viables (no pueden aparearse y, por lo tanto, no pueden producir descendencia femenina). Estas son las abejas altamente sociales (Michener, 2000).

Las abejas presentan diversos hábitos de nidificación; algunas especies hacen nidos en el suelo, dentro de cavidades de árboles y rocas, nidos expuestos, apoyados o colgados de ramas de

árboles y algunas especies parásitas, utilizan los nidos de otras especies de abejas (Nates-Parra *et al.*, 2006). Los nidos de abejas normalmente consisten en celdas que protegen a las crías y en la mayoría de los casos contienen sustancias de provisión. Tales celdas pueden encontrarse aisladas o agregadas. Las abejas de la familia Megachilidae suelen hacer celdas utilizando trozos de hojas, pulpa de hojas masticadas, tricomas y resina, en las superficies de rocas, paredes, tallos u hojas. Por ejemplo, los nidos que construyen las abejas del género *Anthidiellum*, suelen consistir en una sola célula resinosa expuesta en una superficie de hoja, tallo o roca. En las tribus corbiculadas Apini, Bombini y Meliponini, las celdas generalmente se encuentran agregadas en la cavidad de un árbol o en el suelo, construidas de cera secretada por las glándulas de cera metasómicas, y excepto en Apini, mezclada con otros materiales como resina o polen. La mayoría de las especies recubre su nido con una capa de tierra, a menudo hecha de arcilla fina y aplican a esta superficie una película de material secretado similar a la cera (Michener, 2000).

Las abejas exhiben diferentes comportamientos cuando buscan polen o néctar, estos son:

- 1) visitas de polinización legítimas, en las que las abejas insertan la probóscide en el tubo de la flor para recolectar polen y néctar, transfiriendo así el polen al estigma; 2) robo de néctar, en donde las abejas extraen el néctar sin entrar en contacto con las partes reproductoras de las flores, a menudo haciendo un agujero en el tubo de la flor; y 3) visita al nectario extrafloral, en la cual las abejas recolectan el néctar de los nectarios ubicados fuera de las flores sin proporcionar polinización (Raderschall *et al.*, 2021).

Abejas y urbanización

La urbanización provoca transformaciones significativas en la superficie terrestre (Graffigna *et al.*, 2022) y es uno de los principales factores impulsores del cambio de uso de suelo y la modificación de las condiciones naturales de los ecosistemas (McKinney, 2002; Gaston, 2010; Forman, 2014; Villalta *et al.*, 2022). Implica la pérdida y fragmentación de los hábitats naturales como consecuencia de la expansión de los asentamientos humanos y el desarrollo de infraestructura en donde la vegetación natural es reemplazada por superficies impermeables (McKinney, 2002; Fahrig, 2003; Ayers y Rehan, 2021; Prendergast *et al.*, 2022).

Estas transformaciones, ocasionan cambios significativos en la composición y configuración de los paisajes (Hadley y Betts, 2012). La pérdida de hábitat altera la composición del paisaje, es decir, el tipo y la cantidad de hábitat o tipos de cobertura dentro de un paisaje. La fragmentación modifica la configuración del hábitat, que refleja el patrón o configuración espacial de los elementos del paisaje y ocasiona la interrupción de la continuidad del hábitat (Graf *et al.*, 2022). En conjunto, la pérdida y fragmentación del hábitat se consideran las principales amenazas para la biodiversidad en todo el mundo (Pimm y Raven, 2000; Fahrig, 2003; Potts *et al.*, 2010; Graf *et al.*, 2022).

El aumento de superficies impermeables y la reducción de la cobertura natural del suelo, tienen efectos negativos en las comunidades de abejas silvestres (Baldock, 2020; Villalta *et al.*, 2022), debido a que ocasionan disminuciones en la disponibilidad de recursos florales y sitios de

anidación (Potts *et al.*, 2010; Ollerton *et al.*, 2011; Hadley y Betts, 2012; Kennedy *et al.*, 2013; Harrison y Winfree, 2015; Baldock, 2020; Buchholz *et al.*, 2020; Ropars *et al.*, 2020; Wenzel *et al.*, 2020; Cohen *et al.*, 2021; de Assis *et al.*, 2021; Twerd *et al.*, 2021b; Goulson y Nicholls, 2022; Villalta *et al.*, 2022).

Sin embargo, algunos análisis sugieren que diversas especies de abejas pueden beneficiarse de ciertas formas de urbanización (Baldock *et al.*, 2019; Wenzel *et al.*, 2020). Por ejemplo, a escala del paisaje, los resultados positivos de la diversidad de polinizadores en entornos urbanos, se asocian con la hipótesis de la perturbación intermedia (Connell, 1978; Winfree *et al.*, 2009; Fortel *et al.*, 2014; Lowenstein *et al.*, 2019; Martin *et al.*, 2019; Wenzel *et al.*, 2020; Ferrari y Polidori, 2022).

La hipótesis de perturbación intermedia plantea que niveles bajos o intermedios de perturbaciones causadas por el impacto humano, conducen a un aumento en la diversidad de especies por medio del aumento de la heterogeneidad ambiental (Blair y Launer, 1997; McKinney, 2002; Wenzel *et al.*, 2020). En consecuencia, se ha sugerido que la heterogeneidad de los hábitats presentes en las ciudades podría sustentar comunidades de abejas más diversas que los entornos naturales más homogéneos (Winfree *et al.*, 2009; Wilson y Jamieson, 2019). Y los niveles más altos de urbanización como resultado de la densificación urbana progresiva, llevan a respuestas negativas en la diversidad de polinizadores (Matteson y Langellotto, 2010; Bates *et al.*, 2011).

Asimismo, en algunos estudios se ha encontrado que ciertos espacios verdes urbanos pueden servir como un refugio a diferentes especies de abejas, debido a que proporcionan un alto porcentaje de recursos florales y sitios de anidación (McFrederick y LeBuhn, 2006; Öckinger *et al.*, 2009; Bonthoux *et al.*, 2014; Nielsen *et al.*, 2014; Threlfall *et al.*, 2015; Banaszak-Cibicka y Żmihorski, 2020; Twerd *et al.*, 2021b).

Sin embargo, ha sido difícil realizar generalizaciones debido a que las ciudades son mosaicos complejos con variaciones en las características de los sitios (Matteson y Langellotto, 2010; Hennig y Ghazoul, 2011; Banaszak-Cibicka y Żmihorski, 2020; Fischer *et al.*, 2020) y aún es limitado el conocimiento sobre el impacto de la urbanización en las comunidades de abejas silvestres (Baldock *et al.*, 2019). A medida que la proporción de residentes urbanos aumenta y las áreas urbanas se expanden en todo el mundo, es importante evaluar el impacto de los hábitats urbanos sobre la diversidad de abejas silvestres (Savard *et al.*, 2000; Hall *et al.*, 2017).

Espacios verdes urbanos

Los cambios en la composición de los ecosistemas crean un mosaico de hábitats heterogéneos en los centros de las ciudades y las áreas suburbanas (Savard *et al.*, 2000; Dylewski *et al.*, 2020). Estos espacios conformados por diferentes tipos de áreas verdes, pueden ser sitios importantes para conservar la diversidad de abejas silvestres (Sivakoff *et al.*, 2018; Banaszak-

Cibicka y Dylewski, 2021; Twerd *et al.*, 2021b). Además, se ha sugerido que tienen el potencial de mejorar la calidad y la conectividad de los ecosistemas antropizados (Gardiner *et al.*, 2013).

Las variaciones en los parámetros que describen la calidad del hábitat local como el tamaño del sitio, la cobertura del suelo y la estructura de la vegetación, pueden tener diversos efectos en la riqueza, abundancia y composición de las comunidades de abejas presentes en entornos urbanos (Matteson y Langellotto, 2010; Potts *et al.*, 2010; Ollerton *et al.*, 2011; Hadley y Betts, 2012; Fahrig, 2013; Jha, 2013; Hall *et al.*, 2017; Baldock *et al.*, 2019; Wilson y Jamieson, 2019; Dylewski *et al.*, 2020; Ayers y Rehan, 2021; Goulson y Nicholls, 2022; Prendergast *et al.*, 2022; Rajbhandari *et al.*, 2023; Zaninotto *et al.*, 2023), y son factores importantes para determinar el potencial ecológico de estos sitios (Rega-Brodsky *et al.*, 2018; Anderson y Minor, 2019).

Diversos estudios indican que el tamaño del sitio influye en la cantidad de hábitat disponible, áreas de hábitat natural de mayor tamaño, pueden tener un impacto positivo en la diversidad de abejas, debido a que proporcionan más recursos y tienen mayor capacidad para albergar poblaciones más grandes de abejas (Hall *et al.*, 2017). Si se reduce el tamaño del fragmento, se disminuye la cantidad de plantas y de recursos disponibles para los polinizadores (Hadley y Betts, 2012). Sin embargo, algunas especies de abejas son igual o más abundantes en fragmentos de vegetación natural dentro de paisajes urbanos en comparación con áreas naturales extensas (McFrederick y LeBuhn, 2006; Williams y Winfree, 2013).

Otra factor relevante para determinar el potencial de conservación de las áreas verdes urbanas es la diversidad de especies de plantas, ya que los recursos florales representan la principal fuente de alimento para la mayoría de las abejas, una gama amplia de recursos florales puede sostener comunidades de abejas más diversas (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002; Murray *et al.*, 2009; Potts *et al.*, 2010; Bonthoux *et al.*, 2014; Hall *et al.*, 2017; Sivakoff *et al.*, 2018; Ziaja *et al.*, 2018; Baldock *et al.*, 2019; Wilson y Jamieson, 2019; Buchholz *et al.*, 2020; Reeher *et al.*, 2020; Ropars *et al.*, 2020; Wenzel *et al.*, 2020).

De igual manera, las variaciones en los niveles de perturbación y el manejo de los sitios afectan la diversidad y estructura de la vegetación (Hope *et al.*, 2003; Gardiner *et al.*, 2013; Grimm *et al.*, 2017; Anderson y Minor, 2019; Villaseñor *et al.*, 2020). Se ha visto que, en espacios verdes urbanos con vegetación remanente, la densidad, la altura y la composición de especies de las comunidades de plantas cambian durante las diferentes etapas de sucesión ecológica, lo cual influye en la preferencia de los insectos fitófagos por ciertas etapas de sucesión (Strauss y Biedermann, 2006; Winfree *et al.*, 2009; Ayers y Rehan, 2021; Vereecken *et al.*, 2021).

Los lotes baldíos forman parte de los espacios verdes urbanos y suelen ser sitios no administrados o fragmentos de hábitat desatendidos dentro de la matriz urbana que difieren en forma y tamaño según su ubicación en la ciudad (Rega-Brodsky *et al.*, 2018), pueden o no incluir construcciones, pero presentan algún tipo de vegetación (Zúñiga *et al.*, 2020) y varían en términos de tráfico peatonal y otras formas de perturbación humana (Anderson y Minor, 2019).

Si bien tales áreas pueden cubrir más de cien hectáreas en algunos paisajes posindustriales como en Ruhr, Alemania, pequeños fragmentos de tierra vacante representan espacios verdes informales omnipresentes en muchos paisajes urbanos (Rega-Brodsky *et al.*, 2018) y las tendencias actuales sugieren que las ciudades del futuro albergarán aún más fragmentos de este tipo (Trentanovi *et al.*, 2021). Por lo tanto, es importante estudiar el potencial ecológico de los lotes baldíos para conservar la diversidad de abejas en áreas urbanas.

Justificación

Las áreas verdes en las ciudades tienen el potencial para conservar la diversidad de especies de abejas (Makinson *et al.*, 2017; Dylewski *et al.*, 2020). Sin embargo, los avances en el estudio de abejas, en ambientes urbanos en México son escasos (Ramírez-Segura y Wallace, 2016), y las respuestas de las abejas a la urbanización aún no es clara (McFrederick y LeBuh, 2006; Matteson y Langellotto, 2010; Sivakoff *et al.*, 2018; Buchholz *et al.*, 2020; Pereira *et al.*, 2020; Sydenham *et al.*, 2020; Prendergast *et al.*, 2022).

Debido al crecimiento rápido de la población humana en el mundo es importante documentar la diversidad de polinizadores en las ciudades y sus respuestas a la urbanización (Goulson *et al.*, 2015; Ramírez-Segura y Wallace, 2016). Por lo tanto, en el presente estudio se evaluó el potencial de los lotes baldíos para conservar la diversidad de abejas en un entorno urbano.

Objetivos

General

- Evaluar el potencial que tienen los lotes baldíos para conservar la diversidad de abejas en un entorno urbano.

Particulares

- Comparar la riqueza, abundancia y composición de abejas entre sitios control cubiertos de matorral xerófilo y lotes baldíos de diferente tamaño con remanentes de vegetación nativa presentes en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo.
- Analizar la relación entre la riqueza y abundancia de abejas con las características locales de los lotes baldíos (cobertura de árboles, arbustos, herbáceas, suelo desnudo y flores).

Material y método

Área de estudio

El estudio se realizó en la zona metropolitana de Pachuca (ZMP), Hidalgo, México entre los meses de agosto y octubre de 2020. La ZMP se localiza dentro del Eje Neovolcánico, entre los 19°50' y 20°10' N, y los 98°41' y 98°57'O, a 2400-2800 msnm y cubre un área de aproximadamente 100 km². Tiene una población de 663,183 habitantes y ocupa el quinto lugar con mayor crecimiento urbano en México (INEGI, 2020). Está ubicada a 96 km de la Ciudad de México y colinda al norte con los municipios de Mineral del Chico y Mineral del Monte; al sur con Zempoala y Zapotlán de Juárez; al este con Mineral de la Reforma y Epazoyucan, y al oeste con San Agustín Tlaxiaca (INEGI, 2017).

El clima es semiárido, con una temperatura media anual de 15°C, la máxima se presenta en mayo (32°C) y la mínima en enero (5°C), la precipitación promedio anual es de 367.6 mm, la humedad relativa promedio es de 49% y la velocidad promedio del viento es de 24 m/s. La época de lluvias ocurre de mayo a octubre, con presencia de canícula en agosto. Los meses más húmedos son julio y septiembre, y el más seco es diciembre (Pavón y Sánchez, 2009; Gómez-Aíza y Zuria, 2010).

Sitios de muestreo

Se seleccionaron 13 sitios (cada uno con tres o más especies de plantas nativas) separados por >500m, tres sitios control cubiertos por vegetación nativa (matorral xerófilo) (>300 ha), cinco lotes chicos (40-80 ha) y cinco lotes grandes (<10 ha) (Figura 1).

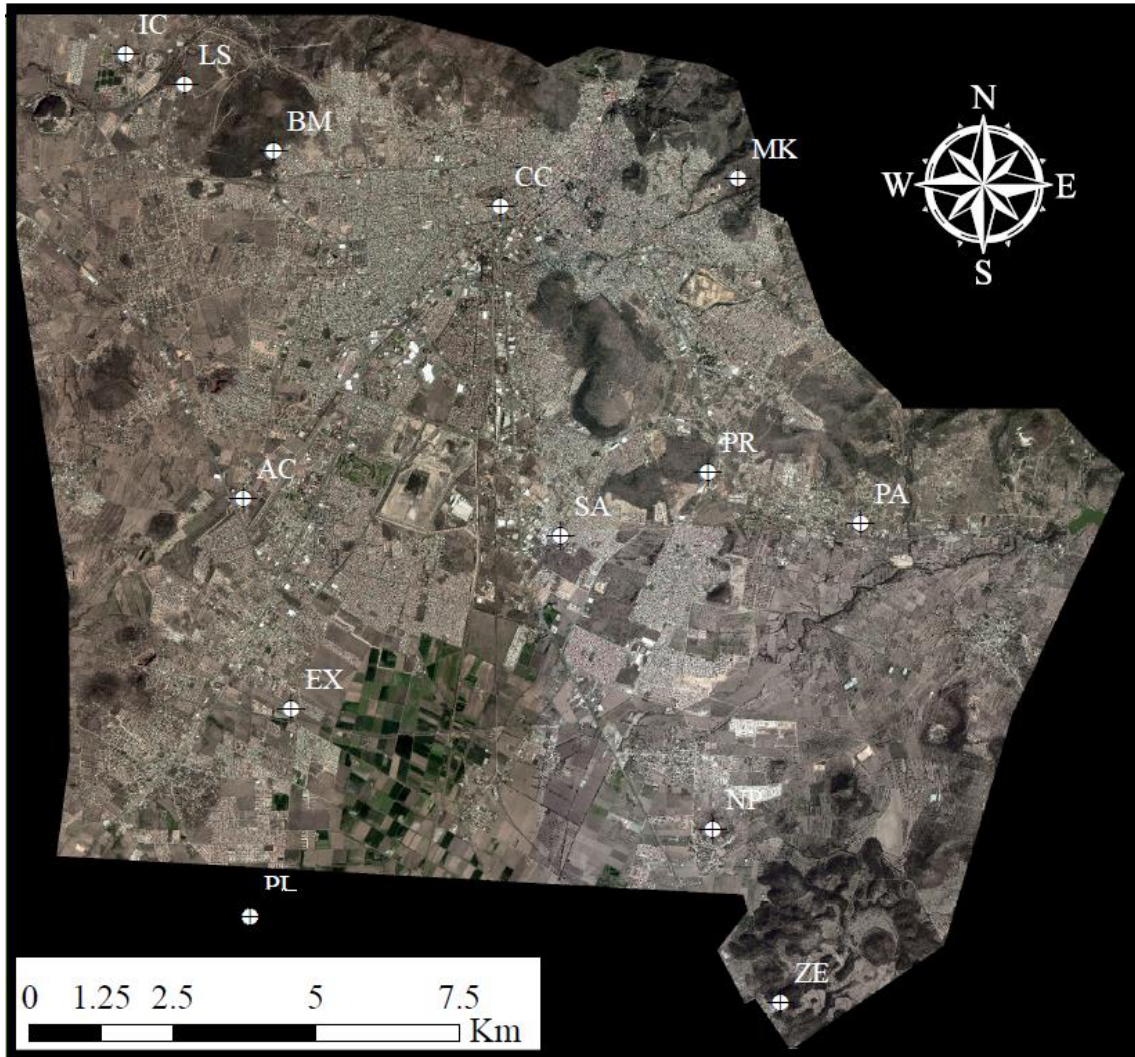


Figura 1. Sitios de estudio en la zona metropolitana de Pachuca. Sitios control (BM, MK, ZE); lotes chicos (AC, IC, NP, PA, SA); y lotes grandes (CC, EX, LS, PL y PR).

Los lotes baldíos grandes estaban rodeados en su mayoría por la matriz urbana y por otros terrenos baldíos utilizados como vertederos o áreas agrícolas, mientras que los lotes baldíos chicos estaban rodeados principalmente por áreas densamente construidas. Los sitios control estaban representados por matorral xerófilo (Rzedowski y Rzedowski, 2005), bien conservado con casi ninguna influencia aparente de las actividades humanas, conformados por varias especies de cactáceas (*Opuntia* sp., *Cylindropuntia imbricata*, *Mammillaria* sp.), huizaches (*Vachellia* sp.), magueyes nativos (*Agave salmiana*, *A. lechuguilla*) y yuca (*Yucca filifera*) y algunas especies introducidas como el pirul (*Schinus molle*) y diferentes gramíneas (Zúñiga *et al.*, 2020). Los lotes baldíos grandes y chicos corresponden a sitios inmersos dentro de la matriz urbana, desatendidos y no administrados, influenciados por las actividades humanas (Rega-Brodsky *et al.*, 2018), los cuales cubren aproximadamente 38% de la ZMP, presentan remanentes de matorral xerófilo y especies introducidas en etapas sucesionales tempranas (Zúñiga *et al.*, 2020).

Trabajo de campo

En cada uno de los 13 sitios se establecieron 2 círculos de 20m de radio separados por 15m cada uno y al centro de cada círculo se colocaron 4 trampas de colores (recipientes plásticos de color blanco, azul, amarillo y violeta) con 300ml de agua, jabón sin olor y sal al 3%. Después de 48 horas las abejas fueron colectadas y colocadas en alcohol etílico al 70%. Adicionalmente, dentro de los 2 círculos de 20m de radio se realizó colecta directa de las abejas que se encontraban en

contacto con las flores, durante 20 minutos al colocar las trampas de colores y 20 minutos al retirarlas.

Para evaluar las variables locales en cada sitio, se utilizó un tubo ocular, con el cual se calculó el porcentaje de cobertura de: (1) árboles, (2) arbustos, (3) herbáceas, (4) suelo desnudo y (5) flores dentro de cada uno de los círculos de 20m de radio. En cada sitio se tomaron muestras de las especies de plantas con flor visitadas por las abejas y de otras especies vegetales presentes en los sitios.

Trabajo de laboratorio

Las abejas fueron identificadas utilizando las claves de Michener, 2000 y Michener *et al.*, 2014, la colección de referencia perteneciente al Laboratorio de Interacciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), en la cual se preservan 59 especies de abejas de la ZMP y con la ayuda del Dr. Jorge Alfredo Mérida Rivas del Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal. Las plantas fueron identificadas utilizando la referencia de Rzedowski y Rzedowski (2005) y el apoyo del M. en C. Manuel González Ledesma, profesor investigador perteneciente al Laboratorio de Sistemática Vegetal del Centro de Investigaciones Biológicas de la UAEH.

Análisis de datos

Se evaluó la completitud de los inventarios para cada sitio con base en los valores del estimador de riqueza no paramétrico *iChao1* (Chao y Chiu, 2014), el cual utiliza la información sobre las especies más raras (singletons, doubletons, tripletons y quadrupletons) para estimar el número de especies no detectadas en las muestras, cuando la heterogeneidad de la abundancia de especies es relativamente alta (Chao y Chiu, 2014).

El análisis se realizó en la plataforma en línea Spade (<https://chao.shinyapps.io/SpadeR/>) utilizando una matriz binaria (presencia-ausencia) con los datos de abundancia (se tomaron en cuenta los valores de Chao1-bc, los cuales corresponden a los resultados estimados con el índice *iChao1*). Los valores de la completitud de los inventarios se calcularon dividiendo el número de especies observadas entre el número de especies estimadas multiplicado por 100.

La riqueza y abundancia de abejas entre sitios se compararon realizando pruebas Kruskal Wallis, el cual es un análisis de varianza no paramétrico para probar la diferencia entre dos o más grupos (Xia, 2020). Los análisis se realizaron en R 4.2.1 y la diferencia entre los grupos se evaluó mediante una Prueba de Comparaciones Múltiples (método Bonferroni).

Los cambios en la composición de las comunidades de abejas entre sitios se evaluaron combinando los siguientes procedimientos: a) un Análisis de Similitud (ANOSIM) basado en un índice de similitud de presencia-ausencia (Jaccard), esta prueba permite ver si la composición de especies cambia entre los sitios. El valor de *p* representa el nivel de confianza del análisis

estadístico, $p < 0.05$ refleja una diferencia estadísticamente significativa; b) un Análisis de Varianza Multivariado Permutacional (PERMANOVA) utilizando el índice de Jaccard. La hipótesis nula es que no hay diferencias entre los grupos y se estima con el valor de F, si el valor de F es bajo indica que existe baja variabilidad y si el valor de F es alto, se rechaza la hipótesis nula de que las medias del grupo son iguales; y c) un Escalamiento Multidimensional no Métrico (nMDS) basado en disimilitudes calculadas con el índice de Jaccard (Vegan package R). El NMDS, es un análisis que crea una ordenación basada en una matriz de disimilitud o distancia e intenta representar la disimilitud entre las muestras.

Se realizaron regresiones lineales para medir el efecto de las variables locales (variables independientes) en la riqueza y abundancia de abejas (variables dependientes). Para cumplir con la prueba de normalidad se transformaron los datos (variables dependientes) con \log_{10} . La regresión ayuda a describir la relación entre variables. Si el valor de $p > 0.05$, el resultado no es significativo (se acepta la hipótesis nula de que la variable X no ayuda a predecir Y). Si $p < 0.05$, el resultado es significativo (se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa de que la variable X ayuda a predecir Y). Si $p < 0.01$, entonces es altamente significativo (Siegel, 2016).

Resultados

Se registraron 491 abejas clasificadas en 43 especies y cuatro familias: Andrenidae, Apidae, Halictidae y Megachilidae. La familia mejor representada fue Apidae (15 especies), seguida de Halictidae (14 especies), Andrenidae (11 especies) y Megachilidae (3 especies). La especie más abundante fue *Apis mellifera* (197 individuos), seguida de *Macrotera sinaloana* (94 individuos) y *Augochlorella neglectulla* (40 individuos) (Anexo 1).

Nueve especies se encontraron presentes en los tres tipos de sitios: *Apis mellifera*, *Ashmeadiella bequarti*, *Augochlorella neglectulla*, *Bombus* sp., *Lasioglossum dialictus* sp. 1, *L. dialictus* sp. 2, *L. dialictus* sp. 3, *Macrotera sinaloana*, *Panurginus* sp. (Anexo 1). El mayor número de especies se registró en lotes chicos, con un sitio en donde se encontraron 20 especies. Los datos de riqueza y abundancia de especies de abejas observadas en cada tipo de sitio se resumen en la Tabla 1. La completitud de los inventarios y el número de especies estimadas se muestran en la Tabla 2.

Tabla 1. Riqueza y abundancia de especies de abejas observadas en tres tipos de hábitats en la Zona Metropolitana de Pachuca. Media: promedio, SE: error estándar del promedio, N: tamaño total de la muestra, mín: valor mínimo, máx: valor máximo.

Variables	Sitios control			Lotes chicos			Lotes grandes		
	Media \pm SE	N	mín - máx	Media \pm SE	N	mín - máx	Media \pm SE	N	mín - máx
Riqueza	11.3 \pm 5.5	25	6 – 17	10.6 \pm 6.98	32	4 - 20	5 \pm 2	12	3 - 8
Abundancia	66.6 \pm 31.6	200	37 – 100	39.6 \pm 29.7	198	16 - 90	18.6 \pm 9	93	7 - 31

Tabla 2. Riqueza observada, riqueza estimada y completitud de los inventarios de abejas iChao1 (Chao y Chiu, 2014). IC: intervalo de confianza, SE: error estándar del promedio.

Tipo de sitio	Número de especies observadas	Número de especies estimadas	IC 95%	Completitud %
Sitios control	25	28.98	16,61-40,47 (\pm 2.85 SE)	89.71
Lotes chicos	32	59.06	40.22-121.09 (\pm 18.09 SE)	54.18
Lotes grandes	13	13.97	12.24-27,85 (\pm 5.48 SE)	85.89

No se observaron diferencias estadísticamente significativas en la riqueza de abejas entre los tres tipos de sitios (Figura 2), sin embargo, la abundancia sí difirió significativamente (Figura 3), encontrándose la diferencia entre lotes grandes y sitios control ($p = 0.03$; Tabla 3).

Tabla 3. Comparaciones múltiples (corrección de Bonferroni) para los datos de abundancia de abejas en tres tipos de hábitats en la Zona Metropolitana de Pachuca.

Sitios	Diferencia	H statistics	Valor crítico	Valor de p
Sitios control – lotes chicos	36	1.8	5.73	0.18
Sitios control – lotes grandes	45	5	5.73	0.03
Lotes chicos – lotes grandes	9	2.45	5.73	0.12

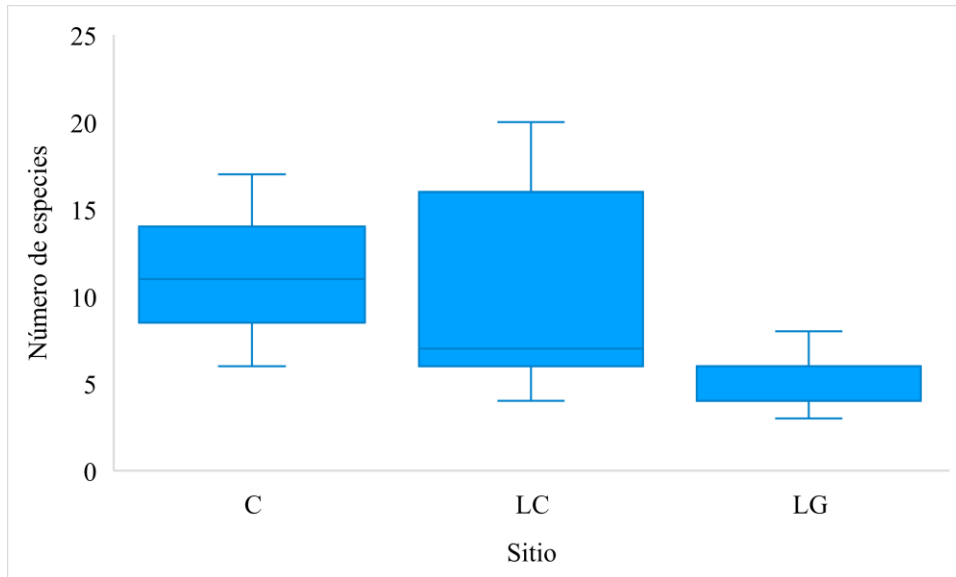


Figura 2. Riqueza de abejas observada en sitios control (C), lotes chicos (LC) y lotes grandes (LG) de la Zona Metropolitana de Pachuca. La línea media dentro de las cajas señala el valor de la mediana, los límites de las cajas indican los percentiles 25 y 75, y las barras muestran los valores mínimo y máximo. Kruskal-Wallis Chi-cuadrada = 3.86, $p = 0.14$.

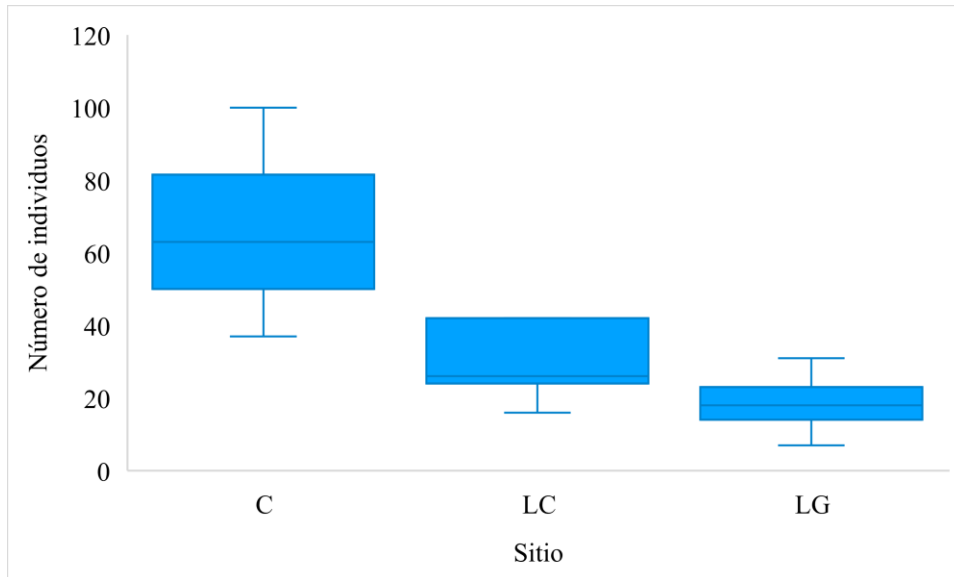


Figura 3. Abundancia de abejas observada en sitios control (C), lotes chicos (LC) y lotes grandes (LG) de la ZMP. La línea media dentro de las cajas representa el valor de la mediana, los límites de las cajas indican los percentiles 25 y 75, y las barras muestran los valores mínimo y máximo. Kruskal-Wallis chi-cuadrada = 6.25, $p = 0.04$.

Los resultados de ANOSIM ($R = 0.05$, $p = 0.36$) y PERMANOVA ($F = 0.1$) indican que no existen diferencias estadísticamente significativas en la composición de especies entre los tres tipos de sitios. El diagrama del nMDS (Figura 4), muestra la similitud en la composición de las comunidades de abejas entre los sitios de estudio.

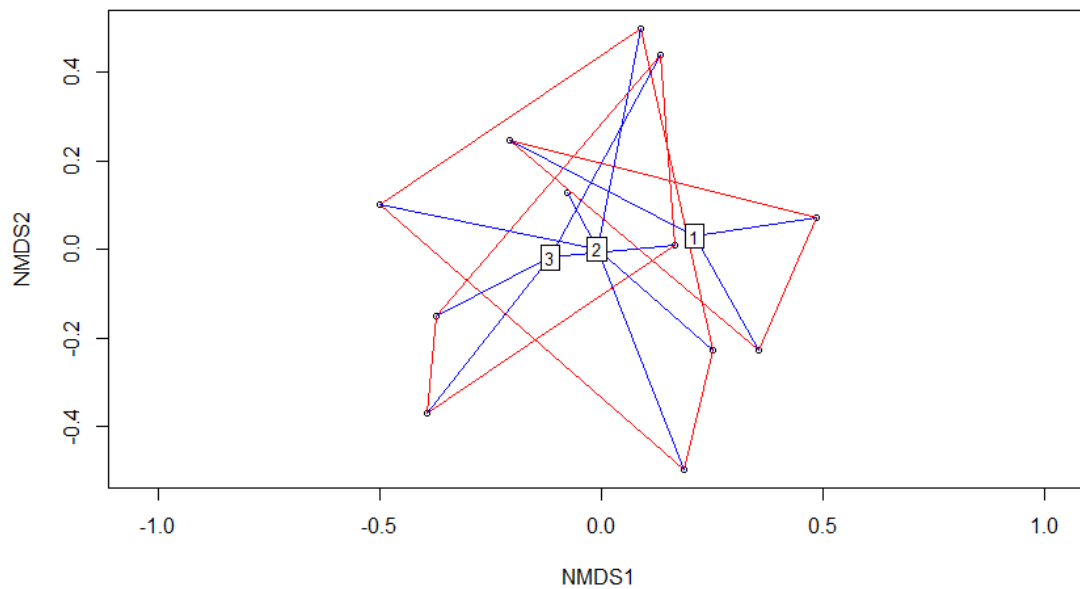


Figura 4. Escalamiento Multidimensional no Métrico (nMDS, Stress: 0.16). Ordenación de la composición de especies de abejas entre; (1) sitios control; (2) lotes chicos; y (3) lotes grandes, presentes en la Zona Metropolitana de Pachuca. Cada punto del gráfico representa los diferentes sitios. La distancia entre puntos representa el nivel de diferencia. Cuanto más cerca estén las muestras en el gráfico, mayor será su similitud. La tensión (Stress) inferior a 0,2 indica que el análisis de NMDS es fiable.

Se encontró una relación positiva y significativa entre la riqueza de abejas y el porcentaje de cobertura de flores ($p = 0.03$, Figura 5), la riqueza de abejas nativas y el porcentaje de cobertura de flores ($p = 0.03$), la abundancia de abejas nativas y el porcentaje de cobertura de flores ($p = 0.04$) y la abundancia de *Apis mellifera* y el porcentaje de cobertura de árboles (Tabla 5). En la Tabla 6 se muestran los valores de las variables locales para los tres tipos de sitios.

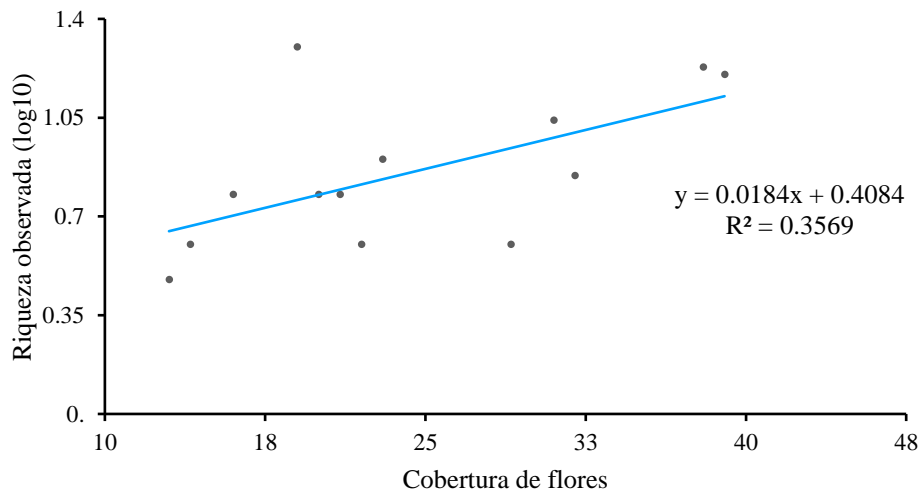


Figura 5. Regresión lineal entre la riqueza de abejas (\log_{10}) y porcentaje de cobertura de flores presentes en tres tipos de hábitats en la Zona Metropolitana de Pachuca ($F = 6.11$, g.l. = 12, $p = 0.03$).

Tabla 5. Análisis de regresión lineal entre la riqueza y abundancia de abejas con las variables locales registradas en tres tipos de hábitats en la Zona Metropolitana de Pachuca.

Cobertura	Abundancia total	Abundancia abejas nativas	Abundancia A. <i>mellifera</i>	Riqueza total	Riqueza abejas nativas
Flores	F = 3.59 p = 0.09	F = 5.26 p = 0.04 *	F = 0.22 p = 0.65	F = 6.11 p = 0.03 *	F = 6.27 p = 0.03 *
Árboles	F = 1.7 p = 0.21	F = 0.15 p = 0.71	F = 5.69 p = 0.04 *	F = 0.00 p = 0.99	F = 0.00 p = 0.95
Arbustos	F = 0.48 p = 0.5	F = 0.02 p = 0.9	F = 0.73 p = 0.41	F = 0.18 p = 0.68	F = 0.2 p = 0.66
Herbáceas	F = 0.00 p = 0.99	F = 0.21 p = 0.65	F = 0.00 p = 0.99	F = 0.06 p = 0.81	F = 0.07 p = 0.79
Suelo desnudo	F = 0.04 p = 0.85	F = 0.16 p = 0.69	F = 0.17 p = 0.69	F = 0.3 p = 0.59	F = 0.23 p = 0.64

Nota: * indica una diferencia estadísticamente significativa. Nivel de significancia 0.05%.

Tabla 6. Variables locales registradas en los sitios de estudio en la Zona Metropolitana de Pachuca.

Los valores están expresados en porcentajes (%). Media: promedio, SD: desviación estándar, mín: valor mínimo, máx: valor máximo.

Cobertura	Sitios control		Lotes chicos		Lotes grandes	
	Media \pm SD	mín - máx	Media \pm SD	mín - máx	Media \pm SD	mín - máx
Árboles	25 \pm 8.66	15 - 30	13 \pm 5.7	5 - 20	17 \pm 9.75	5 - 30
Arbustos	51.66 \pm 23.63	25 - 70	23 \pm 7.58	15 - 35	40 \pm 12.75	30 - 60
Herbáceas	11 \pm 12.17	3 - 25	44.2 \pm 7.12	36 - 55	25 \pm 14.58	5 - 45
Suelo desnudo	12.33 \pm 6.81	7 - 20	20 \pm 6.12	15 - 30	18 \pm 6.71	10 - 25
Flores	30 \pm 8.54	21 - 38	27.8 \pm 8.40	19 - 39	17.6 \pm 4.61	13 - 23

En total se registraron 21 especies de abejas (49%) y 283 individuos (58%) en 25 especies de plantas con flores, 19 nativas (76%) y 6 exóticas (24%). Las plantas visitadas por un mayor número de especies de abejas fueron *Bouvardia ternifolia* (9 especies), *Mammillaria magnimamma* (7 especies) y *Dalea bicolor* (6 especies) (Anexo 2).

Discusión

Los resultados de este trabajo sugieren que el tamaño del hábitat no es un factor importante para determinar diversidad de especies de abejas en un área urbana. Los análisis indican que no existen diferencias significativas en la riqueza y composición de especies de abejas entre los tres tipos de hábitats. Es posible que algunas de las especies de abejas de la ZMP se estén desplazando entre fragmentos, mientras que otras permanecen en los mismos. Sin embargo, aún falta por analizar el movimiento de las abejas en la ZMP y, si este ocurre, determinar cuáles son los factores (e.g., tamaño corporal) que determinan su distribución. No obstante, la diferencia observada en la abundancia de abejas entre sitios control y lotes grandes, podría estar relacionada con el porcentaje de cobertura de flores.

Los hábitats urbanos tienen diversos efectos sobre los polinizadores dependiendo de composición de la vegetación y otros factores ambientales. Para las abejas, los atributos de la vegetación local, como la riqueza y la abundancia de flores, son muy importantes y se ha sugerido que el establecimiento de áreas de hábitat más grandes puede influir de manera positiva en su riqueza y abundancia, al ofrecer una mayor cantidad de recursos florales y sitios de anidación (Dylewski *et al.*, 2020; Ayers y Rehan, 2021) sin embargo, en fragmentos de tamaño pequeño, las distancias relativamente cortas entre los nidos y los sitios de forrajeo, podrían disminuir los costos metabólicos de la búsqueda de alimento y favorecer el establecimiento de especies de abejas pequeñas que muestran rangos de vuelo cortos (Conflitti *et al.*, 2022; Gardein *et al.*, 2022).

Además, existe un vínculo importante entre la composición de especies de plantas y los grupos de polinizadores en un entorno urbano, y se ha sugerido que el atractivo de las plantas para los polinizadores puede variar considerablemente dependiendo de los atributos de la flor como la morfología, color, olor, disponibilidad, cantidad y calidad del néctar y polen, así como al período de floración. Por ejemplo, las flores con corola profunda, presentan nectarios accesibles solo para especies de abejas de lengua larga. También se ha observado que, la continuidad de los recursos florales en el tiempo, es extremadamente importante para los polinizadores, lo cual puede determinar su reproducción, desarrollo y supervivencia. Sin embargo, la composición de especies de plantas entre hábitats urbanos puede variar debido a las prácticas de gestión, las políticas de desarrollo de las ciudades y el nivel de urbanización (Wilmer, 2011; Dylewski *et al.*, 2020; Sikora *et al.*, 2020).

Asimismo, la alta riqueza de especies de abejas registrada en lotes chicos y la similitud en la composición de especies entre los tres tipos de hábitats, indican que las comunidades de abejas urbanas pueden representar un subconjunto del grupo de especies regionales. Se ha sugerido que algunas especies de abejas se benefician de la heterogeneidad de pequeños fragmentos distribuidos a través del paisaje (Tschardtke *et al.*, 2002; Murray *et al.*, 2009). Además, la alta heterogeneidad de los hábitats urbanos hace que los fragmentos remanentes sean más diversos (Semper-Pascual *et al.*, 2021) aumentando la disponibilidad y diversidad de los recursos florales (Warzecha *et al.*, 2021) y los hábitats con una mayor diversidad floral proporcionan a las abejas una gama más

amplia de recursos alimentarios (Winfree *et al.*, 2009).

La relación positiva entre la riqueza de abejas y el porcentaje de cobertura de flores coincide con los resultados de estudios anteriores que indican que la alta disponibilidad de recursos florales en particular especies de plantas nativas como *Bouvardia ternifolia*, *Mammillaria magnimamma* y *Dalea bicolor*, tiene efectos positivos en la diversidad de especies de abejas presentes en áreas urbanas (Tschardt *et al.*, 2002; Bonthoux *et al.*, 2014; Goulson *et al.*, 2015; Sivakoff *et al.*, 2018; Baldock *et al.*, 2019; Lowenstein *et al.*, 2019; Wilson y Jamieson, 2019; Banaszak-Cibicka y Żmihorski, 2020; Buchholz *et al.*, 2020; Majewska y Altizer, 2020; Reeher *et al.*, 2020; Wenzel *et al.*, 2020; Turo *et al.*, 2021; Twerd *et al.*, 2021b; Gardein *et al.*, 2022; Graf *et al.*, 2022; Zaninotto *et al.*, 2023).

También se ha observado que las ciudades están sujetas a temperaturas más cálidas en comparación con los paisajes naturales, esto como resultado de la alta proporción de superficies pavimentadas, el elevado uso de energía, la pérdida de vegetación y la gran cantidad de absorción de radiación solar que crea un efecto de isla de calor urbano que influye en la fenología de las comunidades de plantas y polinizadores (Gardiner *et al.*, 2013; Persson, *et al.*, 2020; de Assis *et al.*, 2021; Quinlan *et al.*, 2021; Villalta *et al.*, 2022) y se ha observado que algunas especies de abejas se encuentran más activas en las ciudades durante periodos más prolongados del año (Stelzer *et al.*, 2010). Este aumento de calor, podría también influir en el movimiento de las abejas entre los diferentes sitios.

Los lotes baldíos representan espacios verdes urbanos remanentes de hábitats nativos que persisten inmersos en la matriz urbana y han sido considerados reservorios de biodiversidad (Seto *et al.*, 2012; Gardiner *et al.*, 2013; Hall *et al.*, 2017; Graffigna *et al.*, 2022), que sirven como refugio a diferentes especies de polinizadores (Gardiner *et al.*, 2013; Villaseñor *et al.*, 2020). Sin embargo, el valor ecológico de estos sitios varía según las prácticas de manejo y otros factores ambientales locales (Murray *et al.*, 2009; Hall *et al.*, 2017; Sivakoff *et al.*, 2018; Ziaja *et al.*, 2018; Baldock *et al.*, 2019; Wilson y Jamieson, 2019). Además, algunos rasgos funcionales como la amplitud de la dieta, estrategias de anidación y hábitos sociales, son características importantes que influyen en la riqueza y abundancia de las especies de abejas (Fortel *et al.*, 2014; Dylewski *et al.*, 2020; Turo *et al.*, 2021).

Las ciudades son ecosistemas complejos que, aunque generalmente contribuyen a la reducción de la biodiversidad, pueden ofrecer hábitats importantes para las comunidades de polinizadores urbanos, incluidas las abejas y es importante mantener fragmentos remanentes de hábitats nativos para ayudar a conservar la diversidad de especies de abejas y otros polinizadores.

Conclusión

Los resultados de este trabajo sugieren que los lotes baldíos, independientemente de su tamaño, pueden ser sitios importantes para conservar la diversidad de abejas en áreas urbanas, particularmente si estos presentan una importante cobertura floral.

Contrario a lo que algunos análisis indican, en el presente estudio no se observó un efecto del tamaño de los sitios en la riqueza y composición de especies de abejas y se sugiere que los espacios verdes urbanos remanentes de hábitats nativos como los lotes baldíos, pueden ayudar a mantener la diversidad de abejas en las ciudades.

A escala local la relación positiva entre el porcentaje de cobertura de flores y la riqueza de especies de abejas, indica que la restauración de cualquier tipo de hábitat urbano utilizando especies de plantas nativas, es una estrategia sugerida que debería implementarse para ayudar a disminuir la pérdida global de la diversidad de abejas.

Literatura citada

Abrol, D. P., Abrol, D. P. 2012. Value of bee pollination. *Pollination Biology: Biodiversity Conservation and Agricultural Production*. 185-222.

Anderson, E. C., Minor, E. S. 2019. Assessing social and biophysical drivers of spontaneous plant diversity and structure in urban vacant lots. *Science of the Total Environment*. 653, 1272-1281.

Ashworth, L., Quesada, M., Casas, A., Aguilar, R., Oyama, K. 2009. Pollinator-dependent food production in Mexico. *Biological Conservation*. 142, 1050-1057.

Ayers, A. C., Rehan, S. M. 2021. Supporting bees in cities: How bees are influenced by local and landscape features. *Insects*. 12, 128.

Baldock, K. C., 2020. Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Current Opinion in Insect Science*. 38, 63-71.

Baldock, K. C., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Morse, H., Staniczenko, P. P. 2019. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology and Evolution*. 3, 363.

Banaszak-Cibicka, W., Dylewski, Ł. 2021. Species and functional diversity—A better understanding of the impact of urbanization on bee communities. *Science of The Total Environment*. 774, 145729.

Banaszak-Cibicka, W., Żmihorski, M. 2020. Are cities hotspots for bees? Local and regional diversity patterns lead to different conclusions. *Urban Ecosystems*. 23, 713-722.

Blair, R. B., Launer, A. E. 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological conservation*. 80, 113-125.

Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., Bouché-Pillon, S. 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and urban planning*. 132, 79-88.

Bretzel, F., Vannucchi, F., Romano, D., Malorgio, F., Benvenuti, S., Pezzarossa, B. 2016. Wildflowers: From conserving biodiversity to urban greening - A review. *Urban Forestry and Urban Greening*. 20, 428-436.

Brown, M. J., Paxton, R. J. 2009. The conservation of bees: a global perspective. *Apidologie*. 40, 410-416.

Buchholz, S., Gathof, A. K., Grossmann, A. J., Kowarik, I., Fischer, L. K. 2020. Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning*. 196, 103731.

Camilo, G. R., Muñiz, P. A., Arduser, M. S., Spevak, E. M. 2017. A checklist of the bees (Hymenoptera: Apoidea) of St. Louis, Missouri, USA. *Journal of the Kansas Entomological Society*. 90, 175-188.

Chao, A., Chiu, C. H. 2014. Species richness: estimation and comparison. *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. 1-26.

Cohen, H., Philpott, S. M., Liere, H., Lin, B. B., Jha, S. 2021. The relationship between pollinator community and pollination services is mediated by floral abundance in urban landscapes. *Urban Ecosystems*. 24, 275-290.

Conflitti, I. M., Arshad Imrit, M., Morrison, B., Sharma, S., Colla, S. R., Zayed, A. 2022. Bees in the six: Determinants of bumblebee habitat quality in urban landscapes. *Ecology and Evolution*. 12, e8667.

Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs: high diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science*. 199, 1302-1310.

de Assis, J. C., Toppa, R. H., Martines, M. R., Arena, M. V. N., da Silva Souza, M., Carneiro, L. T., da Silva-Zacarin, E. C. M. 2021. The influence of climate and seasonality on bee communities: a complementary method for bee sampling in forest patches of an anthropic matrix. *International Journal of Tropical Insect Science*. 41, 711-723.

Dylewski, Ł., Maćkowiak, Ł., Banaszak-Cibicka, W. 2020. Linking pollinators and city flora: How vegetation composition and environmental features shapes pollinators composition in urban environment. *Urban forestry & urban greening*. 56, 126795.

Ferrari, A., Polidori, C. 2022. How city traits affect taxonomic and functional diversity of urban wild bee communities: insights from a worldwide analysis. *Apidologie*. 53, 1-23.

Fetridge, E. D., Ascher, J. S., Langellotto, G. A. 2008. The bee fauna of residential gardens in a suburb of New York City (Hymenoptera: Apoidea). *Annals of the entomological Society of America*. 101, 1067-1077.

Fischer, L. K., Neuenkamp, L., Lampinen, J., Tuomi, M., Alday, J. G., Bucharova, A., Klaus, V. H. 2020. Public attitudes toward biodiversity-friendly greenspace management in Europe. *Conservation Letters*. 13, e12718.

Forman, R. T. 2014. *Urban ecology: science of cities*. Cambridge University Press.

Gardein, H., Fabian, Y., Westphal, C., Tschardtke, T., y Hass, A. 2022. Ground-nesting bees prefer bare ground areas on calcareous grasslands. *Global Ecology and Conservation*. 39, e02289.

Gardiner, M. M., Burkman, C. E., Prajzner, S. P. 2013. The value of urban vacant land to support arthropod biodiversity and ecosystem services. *Environmental entomology*. 42, 1123-1136.

Gaston, K. J. (Ed.). 2010. Urban ecology. Oxford University Press.

Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., Rotheray, E. L. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*. 347, 1255957.

Goulson, D., Nicholls, E. 2022. Anthropogenic influences on bee foraging. *Science*. 375, 970-972.

Graf, L. V., Schneiberg, I., Gonçalves, R. B. 2022. Bee functional groups respond to vegetation cover and landscape diversity in a Brazilian metropolis. *Landscape Ecology*. 37, 1075-1089.

Graffigna, S., González-Vaquero, R. A., Torretta, J. P., Marrero, H. J. 2022. Importance of urban green areas connectivity for the conservation of pollinators. *Urban Ecosystems*. 1-10.

Hadley, A. S., Betts, M. G. 2012. The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: absence of evidence not evidence of absence. *Biological Reviews*. 87, 526-544.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2020. Censo de Población y Vivienda.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2017. Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2017.

Jachuła, J., Denisow, B., Strzałkowska-Abramek, M. 2019. Floral reward and insect visitors in six ornamental *Lonicera* species—Plants suitable for urban bee-friendly gardens. *Urban Forestry and Urban Greening*. 44, 126390.

Jha, S., Stefanovich, L. E. V., Kremen, C. 2013. Bumble bee pollen use and preference across spatial scales in human-altered landscapes. *Ecological Entomology*. 38, 570-579.

Kearns, C. A., Inouye, D. W., Waser, N. M. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29, 83-112.

Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Tscharntke, T. 2006. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 274, 303-313.

Kremer, P., Hamstead, Z. A., McPhearson, T. 2013. A social–ecological assessment of vacant lots in New York City. *Landscape and Urban Planning*. 120, 218-233.

Landry, C. 2012. Mighty mutualisms: the nature of plant-pollinator interactions. *Nature Education Knowledge*. 3, 37.

Lowenstein, D. M., Matteson, K. C., Minor, E. S. 2019. Evaluating the dependence of urban pollinators on ornamental, non-native, and 'weedy' floral resources. *Urban Ecosystems*. 22, 293-302.

Majewska, A. A., Altizer, S. 2020. Planting gardens to support insect pollinators. *Conservation Biology*. 34, 15-25.

Makinson, J. C., Threlfall, C. G., Latty, T. 2017. Bee-friendly community gardens: Impact of environmental variables on the richness and abundance of exotic and native bees. *Urban Ecosystems*. 20, 463-476.

Martin, E. A., Dainese, M., Clough, Y., Báldi, A., Bommarco, R., Gagic, V., Steffan-Dewenter, I. 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology letters*. 22, 1083-1094.

Matteson, K. C., Langellotto, G. A. 2010. Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosystems*. 13, 333-347.

McFrederick, Q. S., LeBuhn, G. 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)?. *Biology Conservation*. 129, 372-382.

McKinney, M. L. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*. 52, 883-890.

Michener, C. D. 2000. *The bees of the world*. Vol. 1. JHU press.

Michener, C. D., McGinley, R. J., Danforth, B. N. 1994. *The bee genera of North and Central America (Hymenoptera: Apoidea)*. Smithsonian Institution Press.

Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., Gascon, C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In *Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. 3-22.

Murray, T. E., Kuhlmann, M., Potts, S. G. 2009. Conservation ecology of bees: populations, species and communities. *Apidologie*. 40, 211-236.

Nates-Parra, G., Parra, A. H., Rodríguez, A., Baquero, P., Vélez, D. 2006. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) en ecosistemas urbanos: Estudio en la ciudad de Bogotá y sus alrededores/Wild bees (Hymenoptera: Apoidea) in urban ecosystem: Preliminary survey in the city of Bogotá and its surroundings. *Revista Colombiana de Entomología*. 32, 77.

Öckinger, E., Dannestam, Å., Smith, H. G. 2009. The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning*. 93, 31-37.

Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*. 120, 321-326.

Orr, M. C., Hughes, A. C., Chesters, D., Pickering, J., Zhu, C. D., Ascher, J. S. 2021. Global patterns and drivers of bee distribution. *Current Biology*. 31, 451-458.

Pavón, N. P., Sánchez, M. M. 2009. Cambio climático en el estado de Hidalgo: clasificación y tendencias climáticas. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Pimm, S. L., y Raven, P. 2000. Extinction by numbers. *Nature*. 403, 843-845.

Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*. 25, 345–353.

Prendergast, K. S., Tomlinson, S., Dixon, K. W., Bateman, P. W., Menz, M. H. 2022. Urban native vegetation remnants support more diverse native bee communities than residential gardens in Australia's southwest biodiversity hotspot. *Biological Conservation*. 265, 109408.

Raderschall, C. A., Bommarco, R., Lindström, S. A., Lundin, O. 2021. Landscape crop diversity and semi-natural habitat affect crop pollinators, pollination benefit and yield. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 306, 107189.

Rajbhandari, A., Matteson, K., Katz, E., LeBuhn, G., Johnson, E. 2023. Bee visitation to flowers throughout New York City. *Landscape and Urban Planning*. 233, 104689.

Ramírez-Segura, O., Wallace, R. 2016. Insectos polinizadores en ambientes urbanos: perspectivas de su estudio en México. *Entomología Mexicana*. 3, 183-190.

Reeher, P., Lanterman Novotny, J., Mitchell, R. J. 2020. Urban bumble bees are unaffected by the proportion of intensely developed land within urban environments of the industrial Midwestern USA. *Urban Ecosystems*. 23, 703-711.

Rega-Brodsky, C. C., Nilon, C. H., Warren, P. S. 2018. Balancing urban biodiversity needs and resident preferences for vacant lot management. *Sustainability*. 10, 1679.

Ropars, L., Affre, L., Schurr, L., Flacher, F., Genoud, D., Mutillod, C., Geslin, B. 2020. Land cover composition, local plant community composition and honeybee colony density affect wild bee species assemblages in a Mediterranean biodiversity hot-spot. *Acta Oecologica*. 104, 103546.

Rzedowski, G. D., Rzedowski, J. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. INECOL. AC. CONABIO. Pátzcuaro, Michoacán.

Savard, J. P. L., Clergeau, P., Mennechez, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*. 48, 131-142.

Semper-Pascual, A., Burton, C., Baumann, M., Decarre, J., Gavier-Pizarro, G., Gómez-Valencia, B., Kuemmerle, T. 2021. How do habitat amount and habitat fragmentation drive time-delayed responses of biodiversity to land-use change?. *Proceedings of the Royal Society B*. 288, 20202466.

Siegel, A. F. 2016. *Practical business statistics*. Academic Press.

Sivakoff, F. S., Prajzner, S. P., Gardiner, M. M. 2018. Unique bee communities within vacant lots and urban farms result from variation in surrounding urbanization intensity. *Sustainability*. 10, 1926.

Straub, L., Strobl, V., Yañez, O., Albrecht, M., Brown, M. J., Neumann, P. 2022. Do pesticide and pathogen interactions drive wild bee declines?. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*. 18, 232-243.

Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tschardtke, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*. 83, 1421-1432.

Sydenham, M. A., Moe, S. R., Eldegard, K. 2020. When context matters: Spatial prediction models of environmental conditions can identify target areas for wild bee habitat management interventions. *Landscape Urban Planning*. 193, 103673.

Trentanovi, G., Campagnaro, T., Kowarik, I., Munafò, M., Semenzato, P., Sitzia, T. 2021. Integrating spontaneous urban woodlands into the green infrastructure: Unexploited opportunities for urban regeneration. *Land Use Policy*. 102, 105221.

Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland–cropland landscapes. *Ecological Applications*. 12, 354-363.

Turo, K. J., Spring, M. R., Sivakoff, F. S., Delgado de la flor, Y. A., Gardiner, M. M. 2021. Conservation in post-industrial cities: How does vacant land management and landscape configuration influence urban bees?. *Journal of Applied Ecology*. 58, 58-69.

Twerd, L., Banaszak-Cibicka, W., Sobieraj-Betlińska, A., Waldon-Rudziolek, B., Hoffmann, R. 2021a. Contributions of phenological groups of wild bees as an indicator of food availability in urban wastelands. *Ecological Indicators*. 126, 107616.

Twerd, L., Sobieraj-Betlińska, A., Szefer, P. 2021b. Roads, railways, and power lines: Are they crucial for bees in urban woodlands?. *Urban Forestry & Urban Greening*. 61, 127120.

Urbán-Duarte, D., De La Torre-Sánchez, J., Kainoh, Y., Watanabe, K. 2021. Biodiversity and stage of the art of three pollinators taxa in Mexico: An overview. *Sustainability*. 13, 9051.

Vereecken, N. J., Weekers, T., Marshall, L., D'Haeseleer, J., Cuypers, M., Pauly, A., De Greef, S. 2021. Five years of citizen science and standardised field surveys in an informal urban green space reveal a threatened Eden for wild bees in Brussels, Belgium. *Insect Conservation and Diversity*. 14, 868-876.

Villaseñor, N. R., Chiang, L. A., Hernández, H. J., Escobar, M. A. 2020. Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*. 49, 126632.

Villalta, I., Bouget, C., Lopez-Vaamonde, C., Baude, M. 2022. Phylogenetic, functional and taxonomic responses of wild bee communities along urbanisation gradients. *Science of The Total Environment*. 832, 154926.

Warzecha, D., Diekötter, T., Wolters, V., Jauker, F. 2021. Spatial configuration and landscape context of wildflower areas determine their benefits to pollinator α -and β -diversity. *Basic and Applied Ecology*. 56, 335-344.

Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V. V., Tschardtke, T. 2020. How urbanization is driving pollinator diversity and pollination—A systematic review. *Biological Conservation*. 241, 108321.

Willmer, P. 2011. *Pollination and floral ecology*. Princeton University Press. Woodstock, Oxfordshire.

Williams, N. M., Winfree, R. 2013. Local habitat characteristics but not landscape urbanization drive pollinator visitation and native plant pollination in forest remnants. *Biological Conservation*. 160, 10-18.

Wilson, C. J., Jamieson, M. A. 2019. The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits. *PloS one*. 14, e0225852.

Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D. P., LeBuhn, G., Aizen, M. A. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*. 90, 2068-2076.

Xia, Y. 2020. Correlation and association analyses in microbiome study integrating multiomics in health and disease. *Progress in Molecular Biology and Translational Science*. 171, 309-491.

Zajdel, B., Borański, M., Kucharska, K., Jojczyk, A., Brzezińska, K. 2019. Bumblebee communities (Apidae, Bombini) in urban parks in relation to park area and other characteristics. *Polish Journal of Ecology*. 67, 84-93.

Zaninotto, V., Fauviau, A., Dajoz, I. 2023. Diversity of greenspace design and management impacts pollinator communities in a densely urbanized landscape: the city of Paris, France. *Urban Ecosystems*. 26, 503-515.

Zattara, E. E., y Aizen, M. A. 2021. Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth*. 4,114-123.

Ziaja, M., Denisow, B., Wrzesień, M., Wójcik, T. 2018. Availability of food resources for pollinators in three types of lowland meadows. *Journal of Apicultural Research*. 57, 467-478.

Zuñiga-Palacios, J., Zuria, I., Moreno, C. E., Almazán-Núñez, R. C., González-Ledesma, M.

2020. Can small vacant lots become important reservoirs for birds in urban areas? A case study

for a Latin American city. *Urban Forestry and Urban Greening*. 47, 126551.

Anexos

Anexo 1. Listado taxonómico de especies de abejas registradas en la Zona Metropolitana de Pachuca. SC: sitios control; LG: lotes grandes; y LC: lotes chicos.

Familia, tribu, género y especie	Número de individuos por área de estudio			Total
	SC	LC	LG	
Andrenidae	62	38	20	120
Andrenini		2	1	3
Andrena		2	1	3
<i>Andrena</i> sp. 1		1	1	2
<i>Andrena</i> sp. 3		1		1
Calliopsini		2		2
Calliopsis		2		2
<i>Calliopsis</i> sp. 1		1		1
<i>Calliopsis</i> sp. 3		1		1
Panurgini	1	5	9	15

Panurginus	1	5	9	15
<i>Panurginus</i> sp. 1	1	5	9	15
Perditini	59	27	10	96
Macrotera	59	26	10	95
<i>Macrotera bicolor</i>	1			1
<i>Macrotera sinaloana</i>	58	26	10	94
Perdita		1		1
<i>Perdita</i> sp. 1		1		1
Protandrenini	2	2		4
Protandrena	2	1		3
<i>Protandrena pterosaurus</i> sp.	2			2
<i>Protandrena neomexicana</i>		1		1
Pseudopanurgus		1		1
<i>Pseudopanurgus</i> sp. 3		1		1
Apidae	112	91	58	261
Apini	88	54	55	197
Apis	88	54	55	197

<i>Apis mellifera</i>	88	54	55	197
Bombini	8	15	1	24
Bombus	8	15	1	24
<i>Bombus</i> sp.	8	15	1	24
Ceratinini	4	3		7
Ceratina	4	3		7
<i>Ceratina</i> sp. 1	2	3		5
<i>Ceratina</i> sp. 2	2			2
Emphorini	5	12	2	19
Diadasia	5	12	2	19
<i>Diadasia diminuta</i>	2	1		3
<i>Diadasia</i> sp. 1		2	2	4
<i>Diadasia</i> sp. 2	1			1
<i>Diadasia</i> sp. 3	2	9		11
Eucerini	2	6		8
Melissodes	2	3		5
<i>Melissodes</i> sp. 1		1		1

<i>Melissodes</i> sp. 2		1		1
<i>Melissodes tepaneca</i>	2	1		3
Syntrichalonia		1		1
<i>Syntrichalonia ferruginea</i>		1		1
Thygater		2		2
<i>Thygater montezuma</i>		2		2
Exomalopsini	5			5
Anthophorula	5			5
<i>Anthophorula</i> sp. 1	5			5
Exomalopsis		1		1
Exomalopsis		1		1
<i>Exomalopsis</i> sp. 1		1		1
Halictidae	22	67	14	103
Augochlorini	9	29	5	43
Augochlorella	9	29	5	43
<i>Augochlorella neglectulla</i>	7	28	5	40
<i>Augochlorella</i> sp. 1		1		1

<i>Augochlorella</i> sp. 2	2			2
Halictini	13	38	9	60
Agapostemon		1		1
<i>Agapostemon</i> sp. 1		1		1
Halictus		1		1
<i>Halictus ligatus</i>		1		1
Lasioglossum	13	36	9	58
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 1	2	19	3	24
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 2	3	5	2	10
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 3	2	4	3	9
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 4	2	2		4
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 5		1		1
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 6	2	5		7
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 7			1	1
<i>Lasioglossum lasioglossum</i> sp. 1	1			1
<i>Lasioglossum</i> sp.	1			1
Megachilidae	4	2	1	7

Megachilini	1			1
Megachile	1			1
<i>Megachile</i> sp. 7	1			1
Osmiini	3	2	1	6
Ashmeadiella	2	2	1	5
<i>Ashmeadiella bequarti</i>	2	2	1	5
Osmia	1			1
<i>Osmia azteca</i>	1			1
Abundancia total	200	198	93	491

Anexo 2. Listado taxonómico de las especies de abejas y plantas con flor que estas visitaron. SC: sitios control; LC: lotes chicos; y LG: lotes grandes.

Especie de abeja	Especie de planta	Número de abejas			Total
		C	LC	LG	
<i>Andrena</i> sp. 1	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>			1	1
<i>Andrena</i> sp. 3	<i>Mammillaria magnimamma</i>		1		1
<i>Apis mellifera</i>	<i>Ageratina espinosarum</i>		2		2
	<i>Barkleyanthus salicifolius</i>		1	3	4
	<i>Bouvardia ternifolia</i>	1	4	2	7
	<i>Brassica rapa</i>		9		9
	<i>Chenopodium album</i>	3			3
	<i>Dalea bicolor</i>	69		26	95
	<i>Eruca sativa</i>		8	1	9
	<i>Isocoma veneta</i>		11	1	12
	<i>Loeselia mexicana</i>	5	3	9	17
	<i>Marrubium vulgare</i>		6		6
	<i>Parthenium bipinnatifidum</i>			1	1

	<i>Parthenium incanum</i>		1	1
	<i>Salvia</i> sp.		1	1
	<i>Sanvitalia procumbens</i>	1	1	2
	<i>Senecio inaequidens</i>	3		3
	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>		3	9
	<i>Zaluzania triloba</i>		2	2
<i>Ashmeadiella bequarti</i>	<i>Ipomea purpurea</i>		1	1
	<i>Mammillaria magnimamma</i>		1	1
<i>Augochlorella neglectulla</i>	<i>Barkleyanthus salicifolius</i>		1	1
	<i>Bouvardia ternifolia</i>		2	1
	<i>Mammillaria magnimamma</i>		2	2
<i>Bombus</i> sp.	<i>Bouvardia ternifolia</i>		1	1
	<i>Dalea bicolor</i>		1	1
	<i>Ipomea stans</i>		1	1
	<i>Loeselia mexicana</i>	2		2
	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	5	1	6
	<i>Tithonia tubiformis</i>		9	9

<i>Calliopsis</i> sp. 1	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	1	1
<i>Calliopsis</i> sp. 3	<i>Mammillaria magnimamma</i>	1	1
<i>Ceratina</i> sp. 1	<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	1	1
	<i>Dalea bicolor</i>	1	1
	<i>Loeselia mexicana</i>	1	1
	<i>Mammillaria magnimamma</i>	1	1
<i>Diadasia</i> sp. 1	<i>Opuntia</i> sp.	2	2
	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	2	2
<i>Exomalopsis</i> sp.	<i>Bouvardia ternifolia</i>	1	1
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 1	<i>Bouvardia ternifolia</i>	2	2
	<i>Dalea bicolor</i>	1	1
	<i>Mammillaria magnimamma</i>	2	2
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 2	<i>Bouvardia ternifolia</i>	2	2
	<i>Dalea bicolor</i>	1	1
	<i>Solanum rostratum</i>	1	1
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 3	<i>Bouvardia ternifolia</i>	1	1
	<i>Dalea bicolor</i>	2	2

	<i>Eruca sativa</i>	1	1
	<i>Isocoma veneta</i>		1 1
<i>Lasioglossum dialictus</i> sp. 4	<i>Loeselia mexicana</i>	2	2
<i>Lasioglossum lasioglossum</i> sp. 1	<i>Loeselia mexicana</i>	1	1
<i>Macrotera sinaloana</i>	<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	7	7
	<i>Bouvardia ternifolia</i>	3	3
	<i>Mammillaria magnimamma</i>	1	1
	<i>Opuntia</i> sp.	2	2
	<i>Senecio inaequidens</i>	7	1 8
	<i>Zaluzania triloba</i>	1	1
<i>Melissodes tepaneca</i>	<i>Sphaeralcea angustifolia</i>	1	1
<i>Panurginus</i> sp.	<i>Atriplex</i> sp.		1 1
	<i>Bouvardia ternifolia</i>	1	1
	<i>Gnaphalium</i> sp.		4 4
	<i>Marrubium vulgare</i>		4 4
	<i>Zaluzania triloba</i>	3	3
<i>Protandrena</i> sp. (<i>neomexicana</i>)	<i>Senecio inaequidens</i>	1	1

<i>Thygater montezuma</i>	<i>Tithonia tubiformis</i>		1		1
Total		111	96	76	283

