



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERIA

ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA

**EFFECTOS DE LA URBANIZACIÓN SOBRE LAS
COMUNIDADES DE ABEJAS Y ABEJORROS
(HYMENOPTERA: APOIDEA) EN LA CIUDAD DE PACHUCA,
HIDALGO**

**TESIS
QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRA EN CIENCIAS
(BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN)**

**P R E S E N T A
K A R I N A A L E J A N D R A C U É H E R N Á N D E Z**

CODIRECTOR DE TESIS: DR. IGNACIO ESTEBAN CASTELLANOS STUREMARK

CODIRECTORA DE TESIS: DRA. IRIANA LETICIA ZURIA JORDAN



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

Dirección

M. EN A. JULIO CESAR LEINES MEDÉCIGO
DIR. ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
PRESENTE

Por este conducto le comunico que, después de revisar el trabajo titulado "Efectos de la urbanización sobre las comunidades de abejas y abejorros (Hymenoptera: Apoidea) en la ciudad de Pachuca, Hidalgo.", que presenta la alumna de la Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, **Biól. Karina Alejandra Cué Hernández**, 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 E. Moreno Ortega
SECRETARIO: Dra. Iríana L. Zuria Jordan
VOCAL: Dr. Ignacio E. Castellanos Sturemark
PRIMER SUPLENTE: M. en C. Manuel González Ledesma

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

ATENTAMENTE
"AMOR, ORDEN Y PROGRESO"
Mineral de la Reforma, Hgo., a 09 de junio del 2014.

DR. ORLANDO ÁVILA POZOS
DIRECTOR I.C.B.I.



Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería,
Carretera Pachuca - Tulancingo Km. 4.5, Ciudad del Conocimiento,
Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184
Tel. +52 771 7172000 exts. 2230 y 2231, Fax 2109
avilap@uaeh.edu.mx





DEDICATORIA

Con todo mi amor para las personas que hacen todo en la vida para que pueda lograr mis sueños, por motivarme y darme la mano cuando sentía que el camino se terminaba, a ustedes por siempre mi corazón y mi agradecimiento.

Mamá y Papá



AGRADECIMIENTOS

De primera instancia quiero agradecer a mi padre Gustavo Cué Galeazzi y sobre todo a mi madre Alejandra Hernández Bortolotti, por su compañía y el gran apoyo que me han brindado para permitirme continuar con mis estudios. A mi hermano Rodrigo Cué Hernández, por su impulso y apoyo.

Al Dr. Ignacio Castellanos y a la Dra. Iriana Zuria por su apoyo a lo largo de este proceso, además de motivarme e involucrarme en el campo de la entomología y la ecología urbana. A la Dra. Claudia Moreno y el M. en C. Manuel González por sus valiosas aportaciones que han permitido mejorar este trabajo.

A mis compañeros de laboratorio y posgrado, Alam, Karina, Pilar, Rafael, Ada, Jaime E., David, por su compañía y amistad durante esta etapa.

A las personas de Pachuca que conocí fuera del ámbito académico, Jorge Niño y la Sra. Socorro, por sus consejos y compartir momentos alegres y no tan alegres conmigo.

A mi gran amigo Porfirio, por estar codo a codo conmigo en significativos momentos durante este periodo y recordarme que no se debe dar un paso atrás ni siquiera para impulsarse.

A mis amigos de Puebla, Tirzo, Omar, Yanet y Fátima, por su apoyo incluso en la distancia.

A la familia Castillo Hernández, por su preocupación y gran apoyo desde que inicié el posgrado, en especial a mi tía Adriana Hernández Bortolotti por estar siempre al pendiente de mí.

Al Maestro Mario Segura, por su apoyo en la toma de las fotografías de las abejas y por sus interesantes y amenas conversaciones, durante el proceso.

Al Dr. Ricardo Ayala, no solo por su gran ayuda en la taxonomía de las abejas, sino también por contagiarme la fascinación por este interesante grupo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada de maestría.

Al FOMIX CONACyT por el apoyo al proyecto 191908 "Diversidad Biológica del Estado de Hidalgo (tercera etapa)" y al CONACYT por el apoyo al proyecto 161702 "Mejoramiento y actualización de la infraestructura experimental para proporcionar soporte a los posgrados en Biodiversidad y Conservación de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo".

ÍNDICE

RESUMEN	6
INTRODUCCIÓN	8
ANTECEDENTES	10
Generalidades del orden Hymenoptera y la superfamilia Apoidea	10
Urbanización y ecología urbana	14
Artrópodos y urbanización	17
Abejas y abejorros en zonas urbanas.....	19
OBJETIVOS	25
General.....	25
Particulares.....	25
HIPÓTESIS	26
ÁREA DE ESTUDIO.....	27
Sitios de muestreo	29
MÉTODOS	31
Trabajo de campo.....	31
Muestreo con trampas de colores con agua jabonosa	32
Muestreo con red.....	32
Medición de variables a nivel local	33
Trabajo de laboratorio.....	34
Ejemplares de abejas colectados	34
Ejemplares herborizados	37
Medición de variables a nivel paisaje	38
Análisis de datos.....	40
RESULTADOS.....	43
Composición de especies	43
Relación entre las variables de paisaje y locales.....	46
Relación entre las variables de paisaje y locales sobre la riqueza y abundancia de abejas y abejorros	50
Variables de paisaje	50
Variables locales.....	52

Riqueza de plantas y su relación con la abundancia y riqueza de especies de abejas y abejorros en el gradiente de urbanización.....	53
Tendencias en las características biológicas de las abejas.....	56
Constancia floral.....	56
Forma de vida.....	57
Sustrato de anidación.....	59
Tamaño.....	61
Carga alar.....	62
DISCUSIÓN.....	64
Relación entre las variables de paisaje y locales sobre la riqueza y abundancia de abejas y abejorros.....	64
Estructura de las comunidades de abejas y abejorros y completitud del inventario en el gradiente de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca.....	67
Riqueza de plantas y su relación con la abundancia y riqueza de especies de abejas y abejorros en el gradiente de urbanización.....	70
Tendencias en las características biológicas.....	71
Recomendaciones.....	74
CONCLUSIONES.....	77
LITERATURA CITADA.....	79
ANEXOS.....	93

RESUMEN

La urbanización es un proceso complejo que involucra la transformación de suelo natural o rural a suelo urbano, causando diversos impactos sobre la estructura, función y dinámica de los ecosistemas, afectando la biodiversidad, los ciclos biogeoquímicos y las condiciones climáticas. Algunos aspectos de la urbanización promueven la pérdida de especies, por ejemplo, la superficie impermeable reduce y fragmenta el área disponible para las plantas y animales.

Las abejas y abejorros son, probablemente, el grupo de insectos mejor adaptado a la visita floral y, debido al gran número de especies y su abundancia, son un grupo esencial para la polinización y consecuentemente para la reproducción sexual de la mayoría de las plantas con flor. Por lo anterior, el estudio de la respuesta de las comunidades de abejas y abejorros a la urbanización es crucial para el mantenimiento de la biodiversidad tanto dentro de las ciudades, como en entornos naturales.

En este trabajo se estudió la riqueza y abundancia de especies de abejas y abejorros, así como algunas de sus características biológicas en un gradiente que incluyó 34 sitios con distinto grado de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, analizando las características de los sitios a escala de paisaje y local. En cada sitio, se colocaron tres platos trampa de color amarillo, azul y blanco, los cuales permanecieron activos durante 48 hrs; adicionalmente se utilizó una red entomológica durante 20 min para capturar las abejas y abejorros. Los muestreos se llevaron a cabo durante la época de lluvias del año 2012. En cada sitio a nivel local, en un círculo con radio de 20 m, se midió el porcentaje de cobertura de suelo desnudo, superficie cubierta con flores y superficie cubierta por herbáceas y arbustos. Se recolectaron muestras de las plantas que se encontraban dentro del área circular y se registró la cantidad de luz, velocidad del viento y temperatura ambiental. A nivel de paisaje se digitalizaron las coberturas de uso de suelo (superficie impermeable, superficie vegetal, suelo desnudo y agrícola) en círculos alrededor de los sitios de muestreo utilizando dos escalas, una de 500m y otra de 250 m de radio.

Se registraron 920 individuos pertenecientes a 59 especies de abejas y abejorros, de las cuales 58 fueron nativas de México, y una especie fue exótica, *Apis mellifera*. En las dos escalas de paisaje, tanto la abundancia como la riqueza de especies de abejas y abejorros, disminuyeron conforme aumentó la cobertura de superficies impermeables, mientras que estas mismas variables aumentaron con la cobertura de superficie agrícola. A nivel local, la abundancia y riqueza de especies de abejas y abejorros disminuyó conforme aumentó la superficie de suelo desnudo; mientras que con la superficie cubierta por vegetación, se encontró una asociación marginal positiva. De las 149 especies de plantas colectadas en el gradiente de urbanización, el 65% son nativas de México y el 35% son exóticas. La abundancia de abejas y abejorros se vio favorecida al incrementarse la riqueza de plantas nativas. En el caso de la riqueza de especies de abejas y abejorros se encontró una relación negativa y marginal con la riqueza de plantas exóticas.

Las abejas y abejorros polilécticos (de hábitos alimentarios generalistas) fueron las que estuvieron mejor representadas en el gradiente de urbanización, en términos tanto de abundancia como de riqueza de especies. Las abejas y

abejorros sociales y solitarios no difirieron en sus abundancias y riqueza de especies a lo largo del gradiente. Se encontró un mayor número de especies de abejas y abejorros que anidan en el suelo a lo largo del gradiente, sin embargo al considerar la abundancia, esta tendencia no se mantuvo, pues no se encontró diferencia significativa entre las abundancias de abejas y abejorros que anidan en cavidades preexistentes con las que anidan en el suelo. Tanto las variables a nivel local como del paisaje influyen en la estructura y composición de las comunidades de abejas y abejorros, por lo que deben ser tomadas en cuenta para el manejo de las áreas verdes y los planes de desarrollo urbano.

INTRODUCCIÓN

La expansión de las áreas urbanas en todo el mundo trae como consecuencia la pérdida, fragmentación, aislamiento y contaminación de los hábitats naturales, así como también la introducción y propagación de especies exóticas y cambios en los procesos climáticos, edáficos e hidrológicos (Frankie & Ehler 1978; McIntyre *et al.* 2001). En la actualidad, alrededor del 52.1% de la población mundial vive en zonas urbanas y se espera que el porcentaje aumente a un 72% durante los próximos 50 años (Grimm *et al.* 2008; ONU 2011).

La urbanización, junto con las actividades agrícolas y de ganadería intensiva, ha dado lugar a paisajes cuyas comunidades vegetales son creadas por el hombre (Saunders *et al.* 1991), y en este sentido la diversidad vegetal puede reflejar influencias sociales, económicas, culturales y ecológicas (McDonnell & Pickett 1990; Blair 1996; Clergeau *et al.* 1998).

Con la urbanización se ha alterado la distribución de muchas especies y la composición de sus comunidades, incluidos los insectos, disminuyendo la diversidad de especies nativas y de grupos funcionales como los polinizadores (Clark *et al.* 2007; Matteson *et al.* 2008). Para muchas especies de abejas y abejorros, la urbanización significa un cambio en la disponibilidad de los sitios de anidación y la calidad y acceso a recursos alimenticios (McIntyre & Hostetler 2001; Frankie *et al.* 2005). Se sabe que su diversidad puede disminuir a medida que aumenta la urbanización (Matteson & Langellotto 2010). Sin embargo, los espacios verdes en las zonas urbanas pueden proporcionar pequeños hábitats para la fauna nativa, incluso de mamíferos pequeños, aves y sobre todo

invertebrados (Frankie & Ehler 1978; Savard *et al.* 2000; Fetridge *et al.* 2008; Carbó-Ramírez & Zuria 2011).

La percepción social de la vida silvestre es fundamental para una efectiva conservación de la biodiversidad, por lo que es necesaria una reconexión de los seres humanos con la naturaleza, sobre todo en sitios densamente poblados y la presencia de “microfauna carismática” como las abejas (Connor *et al.* 2002) proporciona la oportunidad de interacción con la naturaleza, evitando lo que se ha denominado la "extinción de la experiencia ecológica" en sitios urbanos (Pyle 1978; Miller 2005).

En Latinoamérica cada vez hay más investigadores e instituciones que reconocen la importancia de estudiar la diversidad y los procesos ecológicos en las ciudades (Ramírez *et al.* 2013). Sin embargo, aún se sabe poco sobre los efectos que tiene la urbanización en la riqueza y composición de las comunidades de abejas (Cane 2005; Banaszak-Cibicka 2013) a pesar de que éstas parecen ser cruciales para el mantenimiento de la biodiversidad dentro de las ciudades, ya que desempeñan un papel muy importante en la polinización de plantas y actúan como hospederos y presas para otras especies (McIntyre & Hostetler 2001; Cane 2005; Frankie *et al.* 2005; Ahrne *et al.* 2009).

Este trabajo pretende contribuir al conocimiento de la riqueza y abundancia de las especies de abejas y abejorros en un gradiente urbano-rural, dentro y los alrededores de la ciudad de Pachuca, Hidalgo, así como también determinar si algunos aspectos de la urbanización a nivel local y de paisaje están afectando a sus comunidades y de ser así conocer cuáles y con qué intensidad.

ANTECEDENTES

Generalidades del orden Hymenoptera y la superfamilia Apoidea

El orden Hymenoptera, desde el punto de vista humano, es probablemente el que proporciona más beneficios de la clase Insecta, pues incluye un gran número de especies que son depredadoras o parásitas de insectos considerados plaga, además de que contiene a los polinizadores más importantes de las plantas, las abejas. Este orden exhibe una gran diversidad de hábitos y complejas organizaciones sociales como las que pueden presentarse en algunas avispas, hormigas y abejas. El orden se divide tradicionalmente en dos subórdenes: Symphyta y Apocrita, dentro de este último suborden se encuentra la superfamilia Apoidea, que incluye a las abejas, abejorros y a las avispas esfecoides (Triplehorn & Johnson 2005).

La superfamilia Apoidea incluye a más de 20,000 especies de abejas (Hurd 1979; Roubik 1989; Michener 2000). Actualmente 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).

De modo general, la mayor diversidad de abejas se presenta en las áreas semidesérticas y cálidas del mundo, siendo en las zonas desérticas y matorrales de California y Arizona donde se ha registrado el mayor número de especies (Linsley 1958; Michener 1979).

Ayala *et al.* (1996) señalan que la zona norte de México y el Altiplano central son algunas de las zonas más diversas del mundo y es seguida por la que se encuentra presente en las zonas tropicales secas y húmedas del país. La riqueza de abejas conocidas para México se estima en 1589 especies, distribuidas en 153 géneros y 6 familias las que, ordenadas a continuación de mayor a menor según el número de especies, son: Apidae, Andrenidae, Megachilidae, Halictidae, Colletidae y Melittidae (Ayala *et al.* 1998; Michener 2000).

En México, la estructura y riqueza de las comunidades de abejas han sido reportadas en trabajos realizados por Ayala (1988) en Chamela, Jalisco, con 228 especies reportadas; por Roubik *et al.* (1991) en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, con 90 especies; Estrada de León (1992) en la Sierra del Tigre, Jalisco, 171 especies; Hinojosa-Díaz (1996) en el Pedregal de San Ángel, D.F., con 97 especies; además de los trabajos realizados en el Volcán de Tequila Jalisco, 172 especies (Fierros 1994); Zapotitlán de las Salinas, con 259 especies (Vergara-Briceño & Ayala 2002); la Sierra del Chichinautzin, Morelos, con 356 especies (Hinojosa-Díaz 2003); la Reserva Especial de Ría Lagartos y Tekom, Yucatán, 140 especies (Novelo-Rincón *et al.* 2003) y en la zona de amortiguamiento de la reserva de la Biosfera "El Triunfo", Chiapas, con 222 especies (Balboa *et al.* 2009).

Las abejas constituyen un grupo importante de insectos por su papel en la polinización de muchas plantas con flores y su aportación al hombre con la miel, la cera y la polinización agrícola (Ayala *et al.* 1996). Se estima que el 70% de los diferentes tipos de cultivos a nivel mundial que se utilizan directamente para el consumo humano, son dependientes de la polinización mediada por animales y se

creo que de los insectos, las abejas y abejorros, son el grupo de polinizadores más importantes (Klein *et al.* 2007).

Esta relación de las abejas con las flores es muy estrecha debido a que, a diferencia de otros insectos holometábolos, éstas requieren en todas las etapas de su ciclo de vida de polen y néctar para sobrevivir (Winston 1987; Roubik 1989; Proctor *et al.* 1996). Estos productos florales les proveen de todos los elementos nutricionales y energéticos indispensables para su supervivencia: el néctar contiene carbohidratos, mientras que el polen les provee de proteínas, lípidos y vitaminas (Roubik 1989; Roulston *et al.* 2000).

Las abejas se pueden clasificar de acuerdo al número de plantas de las que colectan polen y/o néctar, esta característica se ha denominado con el nombre de constancia floral. Por ejemplo, algunas especies de abejas como *Apis mellifera*, que son extremadamente generalistas, es decir, que recogen polen de un amplio número de especies de plantas pertenecientes a diversas familias, son llamadas poliléticas. En cambio, aquellas especies o géneros de abejas que se especializan en la colecta de polen y/o néctar de un mismo género, tribu, subfamilia o familia de plantas, son conocidas como oligoléticas, mientras que aquellas que se alimentan exclusivamente de una sola especie o género de planta son monoléticas (Michener 2007).

La estructura social de las abejas ha sido categorizada en distintos niveles, desde su total ausencia (vida solitaria) hasta la presencia del nivel más avanzado (eusociabilidad) (Batra 1966; Michener 1969; Wilson 1971; Michener 1974; Starr 1984; Crozier & Pamilo 1996). El comportamiento solitario se presenta cuando cada hembra ocupa su propio nido, no es acompañada por ningún otro adulto y

es responsable de la defensa de su progenie, sin que exista contacto entre la madre y su descendencia en desarrollo. En cambio, el comportamiento social se presenta en grupos con más de un adulto dentro de un nido, en los que las relaciones dominante-subordinado entre los individuos pueden no estar definidas (Wcislo & Danforth 1997).

Los hábitos de nidificación de las abejas son bastante diversos; es posible encontrar especies que hacen nidos en el suelo, dentro de cavidades (rocas, árboles, recipientes), nidos expuestos, apoyados o colgados de ramas de árboles grandes y también existen especies parásitas que utilizan los nidos de otras especies de abejas (Nates-Parra 2005).

Por su parte las abejas parásitas ponen sus huevos en los nidos de otras abejas y sus larvas, se alimentan del polen que las abejas huésped dejan para las suyas; como norma general en las abejas parásitas, las estructuras asociadas con la recolección de polen (pelos plumosos, escopa, etc.) o la construcción del nido son reducidas (Griswold *et al.* 1995).

Uno de los problemas que se ha manifestado en el grupo de estudio es la disminución de las poblaciones de abejas, fenómeno que primero se detectó en *Apis mellifera*; sin embargo, las especies de abejas nativas no están exentas de este riesgo, ya que son susceptibles al uso de agroquímicos, los monocultivos, la deforestación (Dias *et al.* 1999), así como el desarrollo urbano en regiones antes silvestres (Nates-Parra 2005). La "crisis de la polinización", como se le ha denominado al reciente declive de abejas y otros polinizadores, sobre todo en Norteamérica y Europa, ha sido objeto de interés público, político y académico (Nates-Parra 2005; Klein *et al.* 2007). A pesar de que en la literatura se debate

sobre el significado de la pérdida de polinizadores, la mayoría de los autores están de acuerdo con que éste es un tema de preocupación mundial que merece más investigación (Kearns *et al.* 1998; Memmott *et al.* 2004; Ghazoul 2005; Aizen & Harder 2009; Ghazoul & Koh 2010), ya que el declive de estos polinizadores podría ocasionar la disminución de aquellas especies de plantas a las cuales polinizan (Nates-Parra 2005). Se ha especulado que la disminución de las poblaciones de abejas se debe a la destrucción del hábitat, ya que en muchos casos las abejas no encuentran los recursos alimenticios, sitios de nidificación y materiales para hacer sus nidos.

Urbanización y ecología urbana

La urbanización es el proceso mediante el cual un área rural se convierte en una urbana. Sin embargo, definir qué es un área urbana o rural, no es sencillo, aunque contamos con un sentido intuitivo de lo que podría ser o no ser un área urbana, basándonos por ejemplo, en el número de habitantes, el nivel de cobertura de los edificios, o las redes de transportes e infraestructura (Gaston 2005). La definición de las zonas urbanas depende de las consideraciones teóricas (criterios y terminologías) que adoptan los países de acuerdo con su realidad socioeconómica y cultural, lo que impide la elaboración de consensos de orden conceptual en el ámbito internacional (Villalbaz *et al.* 2002).

Algunos consideran límites administrativos o geopolíticos (e.g., pueblos, ciudades, distritos metropolitanos), otros límites funcionales (basados en el flujo de personas o recursos), tamaño o densidad de la población humana (la precisión de

la variación depende de las técnicas de los censos), número o densidad de cobertura de las viviendas (comúnmente derivadas de imágenes satelitales) y/o algunos indicadores de la actividad humana (e.g., alumbrado público) (Theobald 2002; Millenium Ecosystem Assessment 2005; Small *et al.* 2005; Kansako *et al.* 2006; UN-HABITAT 2006; Decker *et al.* 2007). Ejemplo de lo mencionado con anterioridad, es la definición administrativa de un área urbana en Nueva Zelanda, en la que se considera un asentamiento de más de 1000 personas, sin hacer referencia a la densidad poblacional (Estadísticas Nueva Zelanda 2006); en contraste en Canadá, está definida como un área con más de 400 personas por kilómetro cuadrado (Estadísticas Canadá 2001).

En México, de acuerdo con el INEGI (2005 a), una población se considera rural cuando tiene menos de 2500 habitantes, mientras que la urbana es aquella donde viven más de 2500 personas. Debido a la constante migración del campo a las ciudades, el número de habitantes de localidades urbanas ha ido en aumento; en contraste, el de las rurales ha disminuido. En 1950, poco menos de 43% de la población en México vivía en localidades urbanas, en 1990 era de 71 por ciento y para 2010, esta cifra aumentó a casi 78%. Por el contrario, el porcentaje de personas que habitan en comunidades rurales ha disminuido; en 1950, representaba poco más del 57% del total de la población del país, en 1990 era de 29 por ciento y para el 2010, esta cifra disminuyó hasta ubicarse en 22%.

Durante mucho tiempo, el paradigma del “balance natural”, en donde se pone de manifiesto que la naturaleza mantiene un estado de equilibrio, incluso ante las perturbaciones naturales y antrópicas, tuvo un profundo efecto para el desarrollo de la ecología y para las estrategias de conservación, sobre todo en

ambientes dominados por el hombre (Simberloff 1982; Pickett *et al.* 1992; Pickett & MacDonell 1993). En los últimos 30 años, las evidencias científicas indican que este paradigma es incorrecto y ha emergido uno nuevo, el de “no equilibrio”, que incorpora el conocimiento reciente de cómo los ecosistemas regulan su estructura y función a partir de fuerzas externas (Botkin 1990; Pickett *et al.* 1992; Fiedler *et al.* 1997), permitiendo incluir a los seres humanos como componentes de los mismos (Egerton 1993; Pickett & MacDonell 1993). De este modo las inundaciones, incendios y las actividades antropogénicas, han sido consideradas como agentes importantes de cambio de los ecosistemas (Pickett & MacDonell 1993).

Con el incremento demográfico de la población humana, sobre todo en países subdesarrollados, fue evidente que los seres humanos han alterado a niveles locales y regionales los ecosistemas (Pickett & MacDonell 1993; Berkes & Folke 1998). Un evento decisivo para los ecólogos, que reconoció la inserción de los seres humanos como componentes del ecosistema, fue la publicación a principios de los años 60 donde se reportan datos crecientes de CO² en la atmósfera (Keeling 1998). Gradualmente se reconoció que no había un ecosistema sobre la Tierra que estuviera exento de las actividades humanas (Vitousek *et al.* 1997; Berkes & Folke 1998). En los primeros años de los 70 la UNESCO, inició un programa multidisciplinario (Man and Biosphere) de estudios ecológicos en asentamientos humanos, emergiendo de esta forma la disciplina de la ecología urbana (Boyden *et al.* 1981; Douglas 1983).

Desafortunadamente, estos primeros estudios en ecología urbana, no motivaron a un número significativo de ecólogos para continuar en la construcción

de dicha disciplina. Sin embargo, a finales de los años 90, se retoma el interés por este tipo de estudios, los cuales fueron alentados en parte por la Fundación Nacional para la Ciencia de E.U.A, con la finalidad de realizar investigaciones sobre ecología urbana a largo plazo en Baltimore, Maryland y en Phoenix, Arizona (Grimm *et al.* 2000).

De una forma sencilla, la ecología urbana puede ser entendida como el estudio de los ecosistemas urbanos (Terradas 2001), o bien, como la investigación ecológica desarrollada en asentamientos humanos (Niemelä 1999). Se trata en cualquier caso, de una disciplina necesaria para implementar la noción de sostenibilidad a los procesos de planificación y de gestión de las ciudades, ya que aporta una perspectiva ecológica, imprescindible para comprender la problemática ambiental. Considera a la ciudad como un ecosistema, el cual tiene una organización espacial propia y pautas distintivas de cambio en el tiempo, las cuales resultan en patrones de comportamiento de las especies, de dinámicas poblacionales y de formaciones de comunidades que son específicos del medio ambiente urbano (Sukopp 2002).

Artrópodos y urbanización

En general, las altas densidades poblacionales de seres humanos están asociadas a la pérdida, fragmentación, aislamiento y contaminación de los hábitats naturales, afectando a las comunidades de artrópodos y su contribución al ecosistema. Sin embargo, por otra parte, la diversidad de acciones humanas también crea oportunidades para que los artrópodos prosperen en ciudades

(Frankie & Ehler 1978). Aún se conoce poco acerca de los efectos que tiene la urbanización sobre la riqueza y composición de las comunidades de insectos (McIntyre 2000), incluidos taxones benéficos como las abejas (Banaszak-Cibicka *et al.* 2012; Banaszak-Cibicka 2013).

Debido a que los artrópodos tienen tiempos generacionales cortos y por su rápida respuesta a los cambios ambientales, resultan ser un grupo apropiado para el estudio de los efectos de la urbanización (Andersson *et al.* 2007). Se ha visto que algunos taxones prosperan en hábitats urbanos mientras que otros están virtualmente ausentes. Muchas de las especies que prosperan en ambientes urbanos son de hábitos y dietas generalistas (Sustek 1987; Kotze & O'Hara 2003). En general los ensambles de especies en las áreas rurales suelen ser homogéneos, principalmente por la pérdida de especies especialistas (Niemelä & Kotze 2009) y las especies raras y especialistas tienden a la extinción en los hábitats urbanos (Steffan-Dewenter & Tscharrntke 2001; Tscharrntke *et al.* 2002). También se ha visto que las especies que prevalecen en los ambientes urbanos generalmente tienen una alta capacidad de dispersión (Sharma & Amritphale 2007). Por ejemplo, las especies con alas largas persisten mejor en ambientes altamente alterados, aparentemente debido a que los individuos de alas largas son capaces de dispersarse entre parches de hábitats adecuados (Kotze & O'Hara 2003), y los insectos con baja capacidad de movimiento son menos comunes en los hábitats fragmentados (Thomas 2000).

Generalmente, cuando se habla de la conservación de la biodiversidad se mencionan plantas y animales grandes como felinos, osos, ballenas, focas, reptiles y aves, para los que se han generado importantes campañas para su

recuperación, conservación y protección. En relación con los polinizadores vertebrados, hay datos que indican que 1200 especies podrían encontrarse en riesgo (Allen-Wardel *et al.* 1998); sin embargo, esta información se encuentra incompleta para los invertebrados. Con la excepción de algunas especies de mariposas, para los demás invertebrados y particularmente los insectos no se han generado campañas de protección (Nates-Parra 2005).

Abejas y abejorros en zonas urbanas

McFrederick & LeBhun (2006) estudiaron cómo la comunidad de abejorros en San Francisco, California, ha respondido a la urbanización y encontraron una asociación positiva entre la abundancia de abejorros y la disponibilidad de los recursos como sitios de anidación y de forrajeo, y una asociación negativa entre la riqueza de especies de abejorros y la abundancia de especies dominantes como *Bombus vosnesenskii*. Por otro lado, Bates *et al.* (2011) evaluaron la diversidad y abundancia de abejas y sírfidos en áreas urbanas, suburbanas y rurales en una ciudad de Reino Unido y encontraron que las zonas urbanas pueden admitir diferentes agrupaciones de polinizadores, aunque lo anterior depende de la calidad del hábitat local y el desarrollo histórico de dicha área, por lo que sugieren que deben llevarse a cabo estudios complementarios en diferentes ciudades y hábitats.

Se sabe que, además de observarse una disminución en la diversidad de especies a medida que aumenta la urbanización, dependiendo si se encuentran en espacios rurales, suburbanos o urbanos (Matteson & Langellotto 2010), las abejas difieren en cuanto a sus características biológicas, como en la capacidad de

dispersión, los hábitos alimentarios, el sustrato de nidificación, entre otros (Minckley *et al.* 1999; Williams *et al.* 2001). Ejemplo de ello es lo que ocurre con aquellas especies de abejas que nidifican en el suelo, ya que pueden ser excluidas selectivamente por la compactación de los suelos, característica que es muy común en parques y jardines urbanos (Cane 2005; Cane *et al.* 2006).

Las ciudades incluyen hábitats únicos como jardines, parques, bordes de caminos o terrenos abandonados, los cuales están sujetos a altos efectos antropogénicos, tales como el uso de fertilizantes, pesticidas, ruido, luz y pisoteo, además de presentar muchas modificaciones de la vegetación como la dominancia por especies exóticas y de horticultura (Pauleit & Duhme 2000; Thompson *et al.* 2003). Estas modificaciones pueden generar un incremento en el número de especies de abejas generalistas (poliléticas), las cuales pueden hacer uso de una variedad de tipos de recursos florales, dando como resultado que la composición de las comunidades de abejas urbanas podría estar basada en este tipo de especies poliléticas y también en aquellas que anidan en cavidades (Cane 2005; Cane *et al.* 2006). Sin embargo, los espacios verdes en las zonas urbanas también pueden proporcionar pequeños hábitats para otros invertebrados (Frankie & Ehler 1978; Savard *et al.* 2000; Fretledge *et al.* 2008). Por ejemplo, Fretledge *et al.* (2008) diseñaron jardines que lograron atraer con éxito a especies nativas de abejas, que no sólo recolectaron el polen y el néctar de las flores, sino que también encontraron espacios para anidar, tanto en el suelo como en cavidades existentes. Los sitios urbanos pueden ser de importancia para las comunidades de abejas, ya que si bien presentan modificaciones en su estructura y vegetación,

ofrecen flores ornamentales y silvestres como también recursos para la nidificación (Dalmazzo 2010).

Los efectos a escala de paisaje, tales como el aislamiento de los hábitats naturales reduce la abundancia y diversidad de polinizadores y ha sido el foco de atención de muchas investigaciones recientes (Winfree *et al.* 2007; Ricketts *et al.* 2008). Sin embargo, la calidad del hábitat local puede mitigar el efecto del cambio en el paisaje (Kleijn & van Langevelde 2006; Rundlof *et al.* 2008; Concepcion *et al.* 2012).

Es necesario incluir diferentes niveles de la escala espacial como por ejemplo paisaje/región dado que de esta forma se pueden explicar los patrones ecológicos observados (Pickett *et al.* 2007) que regulan y afectan la biodiversidad del área; esto es de suma importancia dado que es un componente esencial para que las estrategias de conservación sean eficaces a largo plazo (Benett 2003). Las variables a nivel local, tales como la densidad de plantas, el tamaño del parche, la longitud del perímetro, podrían tener diferentes efectos sobre las poblaciones de polinizadores y su comportamiento, en comparación con aquellas escalas operacionales a nivel de paisaje (Hadley & Betts 2011).

El incremento de edificaciones asociadas a la urbanización y la pérdida de cobertura vegetal, han tenido efectos negativos sobre la abundancia de abejas (Zanette *et al.* 2005). Se ha recomendado tener especial cuidado en que el paisaje urbano no sea homogéneo, pues la diversidad de insectos disminuirá a través del tiempo (Connor *et al.* 2002), incluyendo a las abejas, por lo que se sugiere preservar aquellas plantas que las atraen y llevar a cabo monitoreos para

determinar el establecimiento y propagación de abejas exóticas (Matteson *et al.* 2008).

El mantenimiento de la biodiversidad sobre todo en las culturas occidentales está enfocado en el diseño de ciudades más efectivas para la conservación de áreas verdes más grandes, que representan una mayor diversidad de artrópodos y esto merece especial atención, pues probablemente tendrá beneficios en los paisajes urbanos (Connor *et al.* 2002). Hay poca información sobre el valor de conservación de las abejas en las zonas urbanas, pero esta perspectiva probablemente cambie por la dependencia recíproca que existe entre estos polinizadores y las plantas con flores de importancia para la conservación y el uso humano (Kearns *et al.* 1998).

Se sabe que los jardines pueden beneficiar a algunas especies de abejorros y abejas, ofreciendo variedad y continuidad en los recursos florales (Comba *et al.* 1999; Goulson 2003). Se ha reportado que los requisitos mínimos para que los abejorros puedan sobrevivir son: disponibilidad de sitios de anidación, materiales de construcción de nidos, tales como la piel de roedores y hierbas y flores de las que pueden recoger el polen y el néctar (Westrich 1996). Sin embargo, es importante tener en cuenta que los parques urbanos pierden la vegetación nativa y propician la propagación de plantas exóticas y en ocasiones invasoras, y que no todas las flores ornamentales proporcionan recursos para los insectos (Meekins & McCarthy 2001).

Las abejas que presentan un comportamiento social y que dependen de condiciones particulares para hacer sus nidos pueden ser indicadoras del deterioro de un hábitat, por la pérdida de sus sitios de nidificación. Por ejemplo, las abejas

del género *Melipona* son muy susceptibles a las modificaciones ambientales, tanto que comienzan a ser utilizadas como indicadores de alteraciones en el medio ambiente (Brown & Albrecht 2001). Sin embargo, detectar cambios en las comunidades de abejas es difícil por dos factores, en primer lugar las comunidades de abejas presentan una variación sustancial en el espacio y tiempo; y en segundo, la apifauna, incluso de áreas locales, puede presentar una composición de especies notablemente disímiles y pueden contener grandes proporciones de especies raras (Minckley *et al.* 1999).

Dentro de las comunidades de abejas se da una importante variación a nivel específico, tanto en espacio como en tiempo; sitios próximos, incluso dentro de una misma comunidad vegetal, pueden presentar un ensamble de especies notablemente disímil (Minckley *et al.* 1999). Para evitar la confusión de cambios a nivel específico, que son naturales dentro de las comunidades de abejas, con cambios en el ensamble de especies relacionados al grado de perturbación del ambiente, hay autores que proponen la comparación de ciertas características biológicas de las abejas, como son la capacidad de dispersión, los hábitos alimentarios y el sustrato de nidificación, entre otros (Minckley *et al.* 1999; Williams *et al.* 2001). Por este motivo, se sugiere la comparación de grupos definidos según tres factores: hábitos alimentarios, estructura social y sustratos de nidificación (Dalmazzo 2010).

Respecto a la capacidad de dispersión, se sabe que la estructura y forma de las alas de los animales con hábitos de vuelo, influyen en la capacidad y rendimiento en esta actividad, lo que los limita en términos energéticos y mecánicos a ciertos lugares donde éstos puedan alimentarse (Norberg 1981). Por

ejemplo, ciertas características morfológicas pueden predisponer a los organismos a alimentarse de un tipo de presa específica, adoptando para ello, ciertas estrategias de forrajeo (Grant 1986).

En estudios morfológicos de vuelo, el tamaño y la forma de las alas son descritos a partir de la “carga alar”, que se define como la relación entre el peso del individuo y el área de ambas alas, y estos valores que se obtienen a partir de medidas básicas como la masa corporal y el área alar (Norberg 1998). En términos aerodinámicos, es importante porque afecta la velocidad del vuelo. Un incremento en la masa corporal, resulta en un incremento en la velocidad mínima de vuelo, la cual incrementa el radio mínimo de giro y por lo tanto disminuye la maniobrabilidad (Pennycuik 1975). La maniobrabilidad se refiere al espacio requerido por un animal (con capacidad de vuelo), para alterar su trayectoria mientras vuela (Aldridge & Brigham 1988).

El conocimiento de la variación de la carga alar puede ayudar a entender los diferentes hábitos de forrajeo, la selección de hábitat y los movimientos estacionales (Norberg 1981; Stockwell 2001). Esto ha sido estudiado ampliamente en murciélagos, en donde se ha encontrado que aquellos que forrajean en zonas con vegetación densa, tienen carga alar baja, lo que facilita un vuelo lento y gran capacidad para maniobrar (Norberg 1987); por el contrario, Rayner (1981) y Aldridge (1986) reportan que para los murciélagos que forrajean en áreas abiertas, es importante mantener un bajo costo energético y una mayor velocidad de vuelo (mayor carga alar).

En general, la habilidad de los insectos con adaptaciones del sistema circulatorio para retener calor metabólico, sobre todo para mantener una elevada

temperatura torácica en el vuelo (endotérmicos), como es el caso de las abejas, depende fuertemente del tamaño, el gradiente de temperatura en el vuelo (entre la temperatura torácica, y la ambiental), es usualmente superior en insectos de mayor tamaño respecto a los pequeños (Bartholomew 1981), lo cual permite alcanzar desplazamientos más amplios en busca de alimento u otros recursos (Stone & Wilmer 1989).

OBJETIVOS

General

Describir la estructura y composición de las comunidades de abejas en un gradiente urbano-rural en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, además de analizar la relación que tienen con las variables de hábitat a nivel local (velocidad del viento, cantidad de luz, porcentaje de cobertura de vegetación, porcentaje de cobertura de flores, porcentaje de cobertura de suelo desnudo, riqueza de especies vegetales, riqueza de especies vegetales nativas de México y riqueza de especies vegetales propias de matorral xerófilo) y de paisaje (porcentaje de cobertura de superficies impermeables, superficies vegetales, suelo agrícola y suelo desnudo).

Particulares

- Conocer la riqueza y abundancia de las especies de abejas y abejorros que visitan áreas verdes en zonas con diferente grado de

urbanización dentro de la ciudad de Pachuca, Hidalgo, incluyendo áreas verdes urbanas (parques, jardines, camellones y terrenos baldíos), áreas periurbanas y sitios rurales que circundan la ciudad.

- Determinar qué aspectos de la urbanización (a nivel local y del paisaje) están asociados con su riqueza y abundancia.
- Analizar si las características biológicas de las abejas y abejorros (constancia floral, forma de vida, sustrato de anidación, tamaño y carga alar) difieren en el gradiente urbano-rural.

HIPÓTESIS

- La riqueza de especies y abundancia de abejas y abejorros disminuirán en zonas del gradiente con mayor urbanización.
- Debido a la pérdida de vegetación nativa y la propagación de plantas exóticas en ambientes urbanos, se espera encontrar especies con diferentes grados de especialización en términos de constancia floral a lo largo del gradiente de urbanización.
- Debido a la perturbación o modificación que sufre el suelo en ambientes urbanos, se espera encontrar especies con diferentes tipos de nidificación a lo largo del gradiente de urbanización.
- Debido a que existe una relación estrecha entre la diversidad de abejas y abejorros monoléticos y oligoléticos con la especies vegetales, se espera encontrar mayor riqueza de estas especies en ambientes con una mayor riqueza de especies vegetales.

ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo, México, la cual tiene como municipios principales a Pachuca de Soto y Mineral de la Reforma y como municipios satélites a Epazoyucan, Mineral del Monte, San Agustín Tlaxiaca, Zapotlán de Juárez y Zempoala (Figura 1). Cuenta con una superficie de 1,248.80 Km² y una población humana de 512,196 habitantes. Entre el 2005 y el 2010 se registró una tasa de crecimiento medio anual del 3.3% (INEGI 2010).

La zona metropolitana incluye a la capital del estado y se localiza entre las coordenadas geográficas 19°50' y 20°10'N y los 98°41' y 98°57'O. Presenta una altitud que va de los 2400 a los 2800 msnm (Gómez-Aíza & Zuria 2010). Se sitúa en la provincia del Eje Neovolcánico (Pavón & Meza-Sánchez 2009).

Las coberturas de superficies urbanas más importantes están representadas por los municipios de Pachuca de Soto y Mineral de la Reforma, comprendiendo 69.46 Km², para el primero y 27.48 Km² para el segundo (INEGI 2010).

Existen pequeños fragmentos de vegetación remanente de matorral xerófilo y otras áreas verdes con vegetación colonizadora nativa o con especies exóticas introducidas (Fleming 1999).

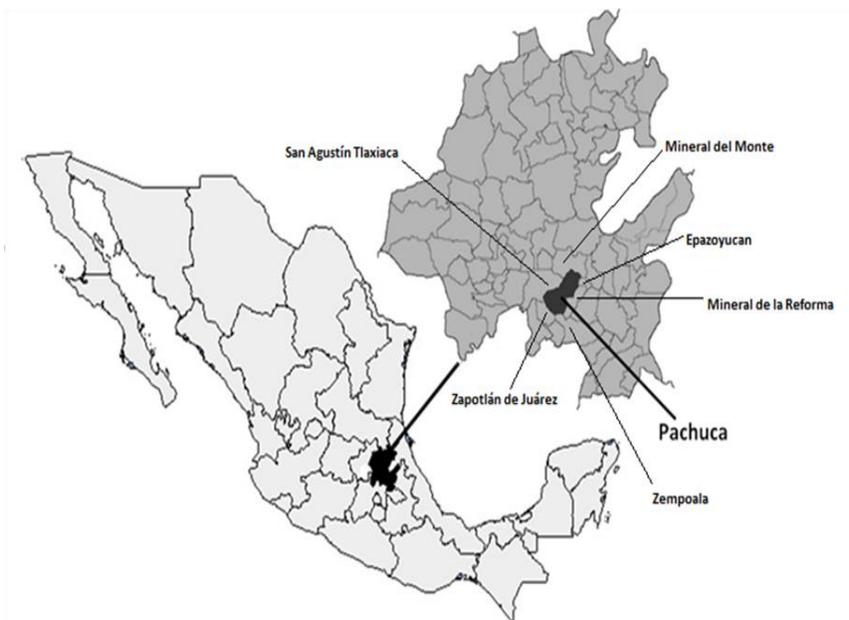


Figura 1. Localización del municipio de Pachuca y los municipios adyacentes que conforman la zona metropolitana de Pachuca en el estado de Hidalgo

El tipo de clima es semiseco templado con verano cálido, la temperatura media anual es de 15°C, la máxima se presenta en mayo (32°C) y la mínima en enero (5°C); la precipitación media anual es de 366 mm; la humedad relativa promedio es de 49% y la velocidad promedio del viento de 24 m/s (Gómez-Aíza & Zuria 2010). El municipio de Pachuca de Soto cuenta con una superficie total de 195.30 km². De acuerdo a las actividades del municipio, la superficie urbana utilizada es de 64%, debido a la utilidad extensiva e intensiva de la tierra que gradualmente ha ido incrementándose por la demanda de vivienda, lo que corresponde a un aspecto demográfico que vincula la ocupación de áreas anteriormente destinadas al cultivo (Plan de Desarrollo Municipal 2012-2016).

El 36% del territorio municipal es de uso agrícola, donde principalmente predominan las tierras de temporal y los pastos naturales, y en menor importancia, las tierras de riego. Según el censo de población realizado en el año 2010, ésta

ascendió a 267,862 personas. El crecimiento promedio anual de la población entre 2005 y 2010 fue negativo en -0.6 por ciento (Plan de Desarrollo Municipal 2012-2016).

El municipio de Mineral de la Reforma, tiene una superficie territorial de 105.67 Km² (INEGI 2005b), de la cual el 62.85% es destinada a uso agrícola, el 23.15% es de uso urbano y el resto del uso de suelo se destina a pastizales, matorral y bosque; es uno de los municipios más poblados en el estado de Hidalgo, al tener registrados 127,404 habitantes, con una tasa de crecimiento promedio anual del 11.2% (Plan Municipal de Desarrollo 2012-2016).

Sitios de muestreo

Se seleccionaron 34 sitios de muestreo en zonas de la ciudad con diferente grado de urbanización. Éstos se eligieron con ayuda de una imagen satelital de la ciudad (IKONOS-2, 2004, 1 m² de resolución), procurando que la distancia mínima entre ellos fuera de por lo menos 1 km. Catorce de ellos fueron seleccionados dentro de la mancha urbana, quince en la periferia de ésta y cinco en la zona fuera de dicha mancha, dando como resultado un gradiente que incluye sitios rodeados por distintos niveles de urbanización (de mayor a menor, respectivamente; Figura 2).



Figura 2. Imagen satelital de la zona metropolitana de Pachuca, Hidalgo. Los puntos de color rojo representan los sitios en donde se llevó a cabo el muestreo.

Aquellos sitios que se encontraban dentro y en la periferia de la mancha urbana incluyeron parques, jardines, camellones y terrenos baldíos, algunos con remanentes de vegetación nativa (e.g. matorral xerófilo); mientras que los seleccionados fuera de la mancha urbana fueron terrenos de cultivo y parches con remanentes de vegetación nativa. Cada uno de ellos, fue georreferenciado con ayuda de una geoposicionador global (Garmin, 60) con la finalidad de tener el dato preciso en la imagen satelital.

MÉTODOS

Trabajo de campo

Los muestreos se llevaron a cabo durante la temporada de lluvias, debido a que es uno de los factores ambientales que han sido propuestos como “disparadores” del proceso de floración, de forma un poco más específica en la apertura de las flores (Salisbury 1963).

El primero muestreo inició el 21 de mayo y finalizó el 10 de julio, mientras que el segundo inició el 12 de septiembre y finalizó el 12 de octubre (meses con la mayor precipitación registrada en el municipio de Pachuca, Figura 3), ambos llevándose a cabo en el año 2012.

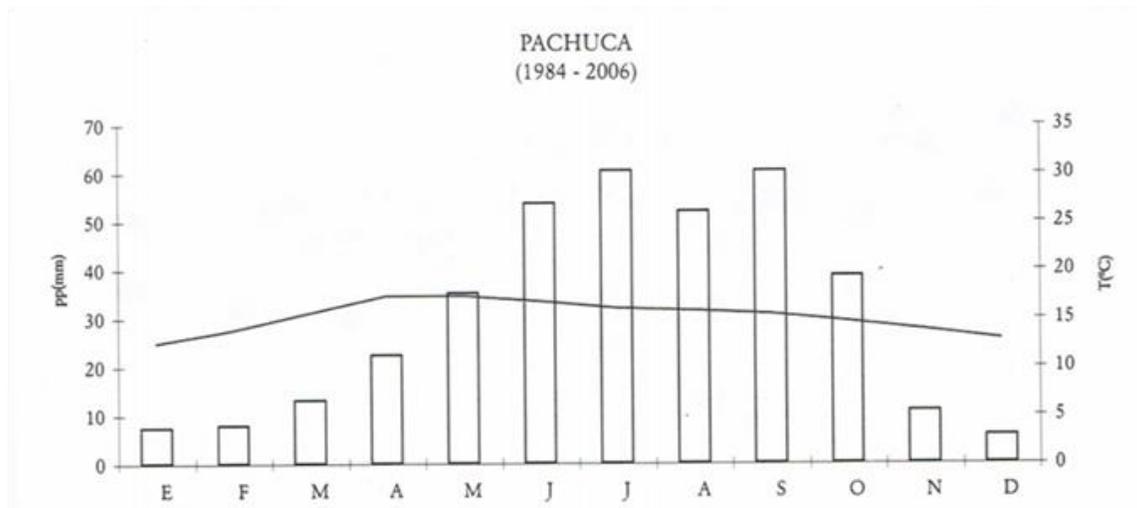


Figura 3. Diagrama ombrotérmico usando datos de la estación meteorológica de Pachuca, Hidalgo (Pavón & Meza-Sánchez 2009). Se muestra que las lluvias ocurren con mayor intensidad de mayo a octubre.

Muestreo con trampas de colores con agua jabonosa

En cada sitio de muestreo, se colocaron tres trampas para la colecta de abejas y abejorros que consistieron en recipientes plásticos (largo 18.6 cm, ancho 13 cm y profundidad 3.5 cm) de colores azul, blanco y amarillo con al menos 3 cm de una solución de agua jabonosa (incolora e inodora), la cual tiene la propiedad de romper la tensión superficial cuando los insectos entran en contacto con la solución, muriendo por ahogamiento con sal, que actúa como conservante (concentración del 3%) (Gollan *et al.* 2011). Se ha reportado que este método permite muestrear a la comunidad de abejas y abejorros en zonas urbanizadas (Bates *et al.* 2011). Las trampas se mantuvieron activas en los sitios durante 48 horas después de ser colocadas.

Posteriormente los organismos fueron extraídos de los recipientes y colocados en viales etiquetados con información referente al sitio de muestreo y la fecha, que contenían alcohol al 70%.

En total se utilizaron 204 trampas, 68 de cada color, es decir, en cada uno de los muestreos se colocaron 102 trampas, de las cuales 34 fueron azules, 34 amarillas y 34 blancas.

Muestreo con red

Adicionalmente se realizaron capturas de abejas y abejorros utilizando una red entomológica aérea, entre las 11:00 y las 16:00 horas, en un área de 20 m de diámetro estableciendo como centro el lugar donde se colocaron las trampas jabonosas. Se invirtió en cada sitio 20 minutos (10 minutos cuando se colocaron las trampas y otros 10 minutos cuando se retiraron), interceptando a los

organismos en el vuelo y en los parches de plantas con flores. Los ejemplares colectados fueron sacrificados en cámaras letales con acetato de etilo como sustancia tóxica que provoca la asfixia en los insectos (Márquez 2005) y colocados en frascos de plástico herméticos debidamente etiquetados, congelándose a -17°C una vez dispuestos en el laboratorio.

Se invirtieron en total 23 horas en la colecta usando la red entomológica, de las cuales, 11.5 horas pertenecen al primer muestreo y las otras 11.5 horas al segundo.

Medición de variables a nivel local

En cada sitio de muestreo se ubicó un área circular de 20 m de diámetro centrada en el lugar donde se colocaron las trampas y se midieron las siguientes variables con ayuda de un tubo ocular: porcentaje de cobertura de suelo desnudo, superficie cubierta con flores y superficie cubierta por herbáceas y arbustos. Se recolectaron muestras de las plantas que se encontraban dentro del área circular (Figura 4).



Figura 4. Herborización y medición de coberturas vegetales con el tubo ocular.

Con ayuda de un medidor de calidad ambiental (Enviro-Meter™), se registró la cantidad de luz (Lux), velocidad del viento (m/s) y temperatura ambiental (C°).

Las mediciones de éstas y las demás variables a nivel local se realizaron en cada muestreo, debido a que la estructura de la vegetación no se mantiene constante a lo largo del año y se obtuvo el promedio de dichas mediciones en los dos muestreos para realizar los análisis en esta escala.

Trabajo de laboratorio

Ejemplares de abejas colectados

Los individuos fueron montados en el laboratorio, y se identificaron con ayuda del Dr. Ricardo Ayala, investigador de la Universidad Nacional Autónoma de México, especialista en la taxonomía de la superfamilia Apoidea. El material colectado se encuentra depositado en el Laboratorio de Interacciones Biológicas del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

Una vez identificadas las especies de abejas y abejorros, se confeccionó un banco de datos a partir del conocimiento del experto en la superfamilia y también con base en el criterio de Michener (2007) que incluyera tres características de su biología (constancia floral, forma de vida, sustrato de anidación). La categorización se realizó al nivel taxonómico de género, pues no existe información suficiente que permita describirlas a nivel de especie.

Aunado a las características anteriores, se midió para cada especie registrada la longitud total del cuerpo (tamaño), considerando la distancia que existe entre el último segmento del abdomen al clípeo (recomendación del experto en la superfamilia Apoidea). Para cada especie también se midió la distancia intertegular (la distancia más corta entre las bases de la estructura tegular del primer par de alas), con la finalidad de obtener la masa corporal seca de los individuos (la fórmula para obtener la masa corporal a partir de la distancia intertegular se encuentran en la sección análisis de datos), siguiendo la metodología propuesta por Cane (1987) para ejemplares de museo. Para realizar estas mediciones se utilizó un microscopio estereoscópico (Nikon, SMZ 745) en cuyo ocular se encontraba una gradilla micrométrica.

Un número máximo de seis ejemplares y mínimo de un ejemplar, por especie, fueron utilizados para el propósito anterior. A estos mismos individuos se les midió el área alar. Para esto, se les tomó una fotografía de una de cada par de alas (una anterior y una posterior) con una cámara digital Carl Zeiss Axion CamICc1 de 5 megapíxeles integrada a un microscopio estereoscópico binocular (Carl Zeiss Discovery, v8). Para tener una medida referencial del tamaño de las alas, se colocó debajo de ellas un trozo de papel milimétrico (Figura 5).

Utilizando como herramienta el programa de procesamiento de imágenes digitales ImageJ (versión 1.47, desarrollado en Instituto Nacional de Salud de los E.U.A), se midió la superficie alar, en milímetros cuadrados, utilizando las fotografías de los ejemplares antes mencionados y los resultados se multiplicaron por dos, para obtener de esta manera la superficie alar total.



Figura 5. Ejemplo de la digitalización de una de las alas anteriores y posteriores de *Bombus weisi*, para obtener el área alar usando el programa ImageJ.

Es importante puntualizar que la masa corporal y el área de las alas fueron parámetros requeridos para calcular la carga alar, que es una de las características biológicas analizadas en este trabajo.

Para la constancia floral se consideraron tres niveles: poliléticas, oligoléticas y monoléticas. La forma de vida se refiere al comportamiento que tiene el género con otros individuos de manera intra o interespecífica, para lo cual se consideraron tres niveles: social, solitaria y parásita. La anidación, describe el sustrato en el que nidifican, y se consideraron tres niveles: suelo, cavidades preexistentes (huecos en construcciones, ramas, troncos, madera podrida, nidos de ratones) y parásitas (Cuadro 1). Por último, se obtuvo el promedio del tamaño y la carga alar de cada especie registrada en este trabajo y para los análisis de estas dos características en el gradiente de urbanización, se calculó el promedio en cada sitio de muestreo considerando los valores del tamaño y carga alar promedios de las especies registradas en cada uno de ellos (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características biológicas consideradas para los análisis y ejemplos de cada una. Las unidades en las que se expresa el tamaño promedio con su respectivo error estándar son milímetros (mm) y en el caso de la carga alar promedio también con su respectivo error estándar en Newton/metros². La categorización de la constancia floral, forma de vida y sustrato de anidación se realizó al nivel taxonómico de género, mientras que el tamaño y la carga alar se realizó a nivel de especie.

CARACTERÍSTICA BIOLÓGICA	DEFINICIÓN	NIVELES	EJEMPLO
CONSTANCIA FLORAL	Número de plantas de las que colectan polen y/o néctar	POLILÉCTICA	<i>Apis mellifera</i>
		OLIGOLÉCTICA	<i>Diadasia diminuta</i>
		MONOLÉCTICA	<i>Macrotera bicolor</i>
FORMA DE VIDA	Comportamiento que se presenta intra o interespecíficamente en los individuos	SOCIAL	<i>Bombus weisi</i>
		SOLITARIA	<i>Anthophora californica</i>
		PARÁSITA	<i>Sphecodes sp 1</i>
SUSTRATO DE ANIDACIÓN	Lugar donde anidan	SUELO	<i>Halictus ligatus</i>
		CAVIDADES PREEXISTENTES	<i>Ashmeadiella bequarti</i>
		PARÁSITAS	<i>Sphecodes sp 2</i>
TAMAÑO	Longitud del cuerpo, desde el clipeo hasta el último segmento del abdomen	PROMEDIO ± E.S	9.995±0.533 mm <i>Agapostemon leonculus</i>
CARGA ALAR	(Masa corporal x aceleración debida a la gravedad)/ área de las alas	PROMEDIO±E.S	3.221±0.542 N/m ² <i>Agapostemon leonculus</i>

Ejemplares herborizados

Las especies de plantas se identificaron con ayuda del M. en C. Manuel González Ledesma, profesor investigador del Herbario del Centro de Investigaciones Biológicas, de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, especialista en sistemática vegetal.

Una vez identificados los ejemplares, se realizó un banco de datos separándolos en especies nativas y exóticas de México, con base en la información de la especie o género registrada en diferentes fuentes bibliográficas y bases de datos.

Posteriormente para la categoría de nativas se llevó a cabo una segunda selección, dividiéndolas en dos grupos: 1) Malezas, que engloba a especies de plantas silvestres que se desarrollan en hábitats totalmente artificiales y que se encuentran bien adaptadas a condiciones antropogénicas, como son campos de cultivo, huertas, jardines, así como en las cercanías de habitaciones humanas, establecimientos industriales, orillas de caminos, vías de ferrocarril, basureros, zanjas, orillas de canales, bardas, terrenos baldíos, etc. (Rzedowski 2006) y 2) Flora xerófila, que se caracteriza por un número considerable de formas biológicas que cuentan con adaptaciones para afrontar la aridez, siendo particularmente notables los diferentes tipos de plantas suculentas, los de hojas arrosetadas o concentradas hacia los extremos de los tallos, los de plantas áfilas, los tipos gregarios o coloniales y los provistos de tomento blanco, la presencia de microfilia y espinas, al igual que la pérdida de las hojas durante la época desfavorable, son caracteres comunes de esta flora (Rzedowski 2006).

Medición de variables a nivel paisaje

Estas variables se midieron con ayuda de un sistema de información geográfica (ArcView ver. 3.2 a), y una imagen satelital de la ciudad de Pachuca (IKONOS 2, 2004, 1 m de resolución). Cada sitio de muestreo fue tomado como centro para dibujar dos buffers (círculos) a su alrededor, uno de 250 m de radio y

otro de 500m radio, digitalizando dentro de ellos (escala 1:2500 m) las siguientes categorías de uso de suelo: **superficie de suelo desnudo** (en el que se incluyen, caminos de terracería y terrenos donde no hay vegetación), **superficie impermeable** (en las que se incluyen casas, edificios, áreas cubiertas por concreto, calles y estacionamientos), cobertura de **superficie vegetal** (en la que se incluyen parques, jardines, camellones con vegetación, terrenos baldíos y remanentes de vegetación en cerros) y **superficie agrícola** (diferentes zonas de cultivo) (Figura 6). Se obtuvo el área de cada categoría y el porcentaje de cobertura para cada sitio de muestreo. Cabe destacar que estas coberturas fueron actualizadas con la apreciación visual a la misma escala en la que se realizó la digitalización, de imágenes actualizadas de satélite en Google Earth.

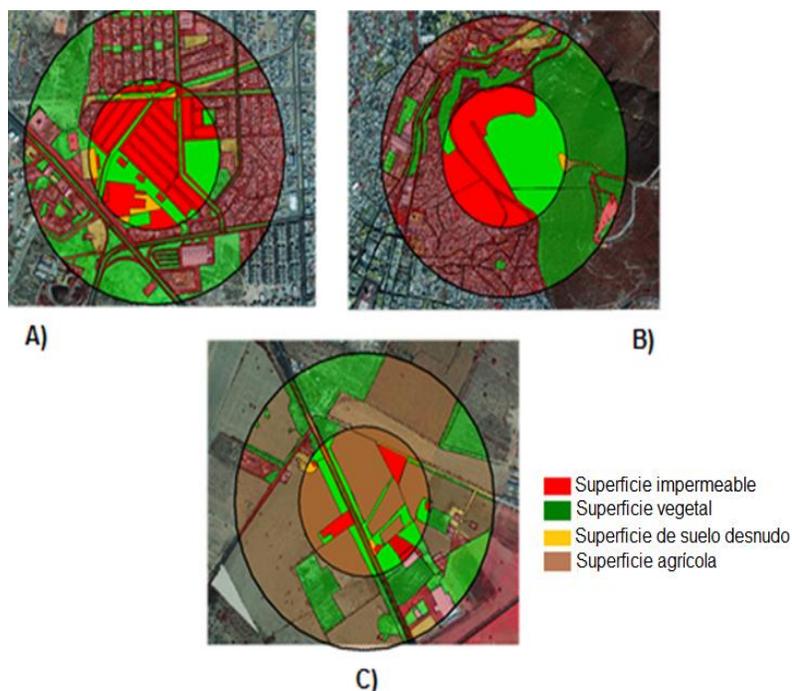


Figura 6. Ejemplo de las mediciones realizadas en cada sitio de muestreo a nivel de paisaje. El círculo de mayor circunferencia representa el buffer de 500 m de radio, mientras que el menor el de 250 m de radio. A) Corresponde a un sitio dentro de la mancha urbana, B) a uno de la periferia de la mancha y c) a uno fuera de ésta.

Análisis de datos

Se midió la completitud del inventario de abejas y abejorros y el de las plantas presentes en el gradiente de urbanización obtenido durante los dos periodos de muestreo, a través del cálculo del porcentaje de completitud y las curvas de acumulación de especies, las cuales se produjeron mediante el reordenamiento aleatorio repetido (100 repeticiones) con el programa Estimates versión 8.2.0. Se utilizaron los estimadores no paramétricos basados en incidencia (presencia/ausencia) Jackknife de primer orden y Bootstrap, los cuales además de no ajustarse a un modelo matemático predeterminado, tampoco asumen homogeneidad ambiental en las muestras y además el estimador Bootstrap arroja resultados más precisos al estimar la riqueza del ensamble con una buena porción de especies raras (Magurran 2004; Colwell 2007). La eficiencia del muestreo se calculó, multiplicando por 100 la riqueza de especies observada, y después se dividió entre el valor de especies estimadas por Jackknife de primer orden y por Bootstrap (Pineda-López & Verdú 2013).

Para determinar la existencia de colinealidad o multicolinealidad entre las variables de paisaje en las dos escalas espaciales (en buffers de 500 m y 250 m de radio), y las variables obtenidas a nivel local, se utilizaron correlaciones de Spearman (ya que no todas las variables asumían una distribución normal) con ayuda del programa SigmaStat 3.5.

Para determinar si existen diferencias entre las variables obtenidas en buffers de 500 m y 250 m de radio (e.g. porcentaje de cobertura de superficie impermeable, superficie vegetal, suelo desnudo y agrícola), se realizaron pruebas

de U Mann-Witney, debido a que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas requeridos para ser evaluados por una prueba paramétrica.

Para determinar qué aspectos de la urbanización (a nivel local y de paisaje) están asociados con la abundancia y riqueza de especies totales (de los 34 sitios de muestreo) de especies de abejas y abejorros, estas variables (riqueza y abundancia de abejas y abejorros) fueron transformadas con raíz cuadrada, para que cumplieran con el requisito de normalidad y homogeneidad de varianzas. Con estos datos se realizaron regresiones lineales simples para conocer si existe relación entre las variables de respuesta (abundancia y riqueza de especies totales) y las variables de paisaje y locales utilizando el programa SigmaStat 3.5. Cabe resaltar que no fue posible realizar regresiones lineales múltiples porque existe multicolinealidad entre las variables.

Se realizaron análisis de varianza no paramétricos (Kruskal-Wallis) entre la riqueza y abundancia de las características biológicas (constancia floral, forma de vida y sustrato de anidamiento) para saber si existen diferencias significativas entre cada nivel de dichas características en el gradiente de urbanización. En el caso de obtener diferencias entre los grupos, se realizaron pruebas *a posteriori* (prueba de Tukey, Zar 1999) para distinguir entre los niveles donde se presentan las diferencias. Los análisis de varianza y las comparaciones *a posteriori* se realizaron con el paquete estadístico SigmaStat 3.5.

La carga alar fue calculada de acuerdo a la fórmula Mbg/A , donde Mb es la masa corporal seca en kg, g es la aceleración debida a la gravedad (9.8 m/s^2) y A es el área de las alas en m^2 (Underwood 1991). Para obtener la masa seca de los

individuos se utilizó la fórmula de Cane (1987), sólo que de manera inversa, pues el interés se centraba en calcular la masa corporal seca a partir de la distancia intertegular y no lo opuesto, quedando la fórmula de la siguiente manera:

Masa corporal seca = $2.7182^{((\text{Logaritmo natural}(\text{distancia intertegular (mm)}/0.77)/0.405)}$.

RESULTADOS

Composición de especies

Se colectaron 920 ejemplares de abejas y abejorros, reconociéndolos en 59 especies, pertenecientes a 31 géneros y 5 familias (Anexo 1). Las familias mejor representadas fueron Halictidae (36% de las especies, 33% de los individuos), Apidae (25% de las especies, 45% de los individuos) y Andrenidae (24% de las especies, 13% de los individuos) (Figura 7).

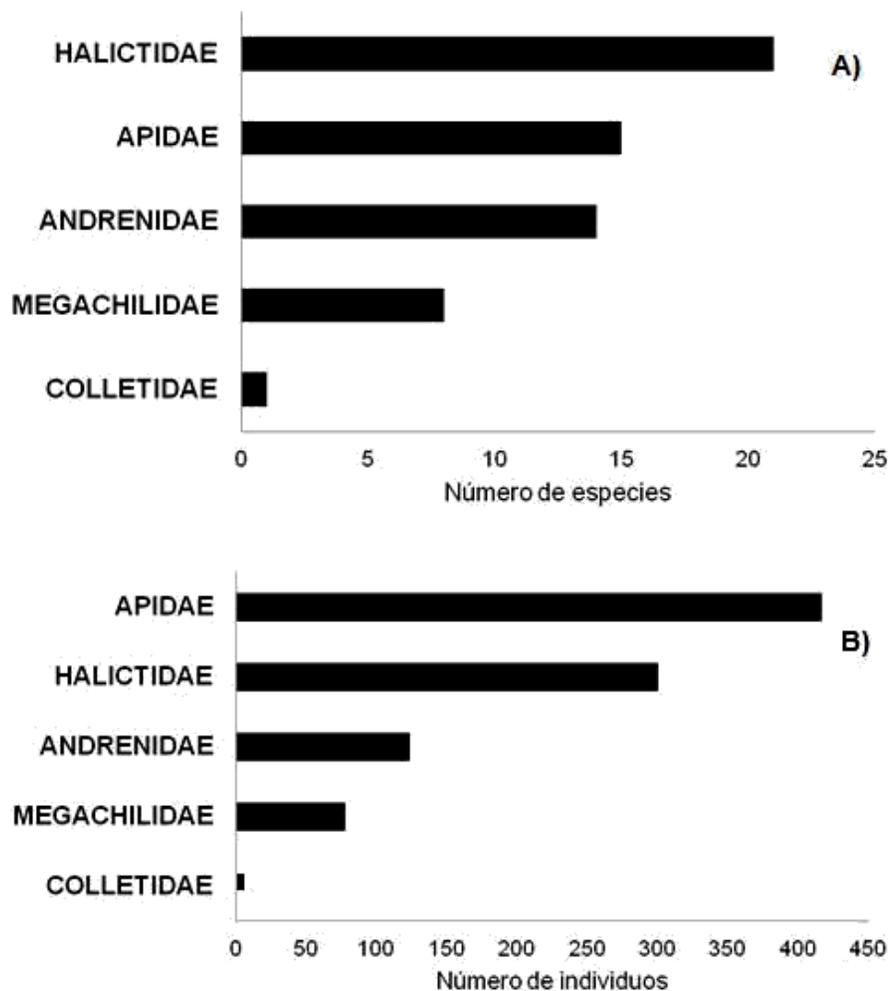


Figura 7. A) Número de especies de abejas y abejorros por familia y B) número de individuos de abejas y abejorros por familia.

La familia Apidae es la que cuenta con el mayor número de géneros registrados (con 12 géneros), mientras que Colletidae es la familia no sólo con menor número de especies e individuos, sino también de géneros (1) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Número de géneros de abejas y abejorros registrados por familia

FAMILIA	GÉNEROS
APIDAE	12
ANDRENIDAE	6
MEGACHILIDAE	6
HALICTIDAE	6
COLLETIDAE	1
TOTAL	31

Con la excepción de *Apis mellifera*, el resto de las especies de abejas colectadas fueron nativas de México. La especie más abundante en el gradiente de urbanización fue *Apis mellifera*, que representa alrededor del 35% del total de los individuos colectados. Otras especies abundantes fueron *L. Dialictus* sp. 1, *L. Dialictus* sp. 4, *Macrotera sinaloana* y *Osmia azteca*; estas últimas cuatro especies, representan el 38% de los ejemplares colectados. Veinte especies fueron representadas por un solo individuo.

Con respecto al número de especies por género, *Lasioglossum* está representado con 14 especies, seguido de *Protandrena* (4 especies) y *Sphecodes*, *Perdita* y *Megachile*, cada uno con tres especies.

La mayoría de las abejas registradas anidan en el suelo (73% de las especies, 54% de los individuos), son poliléticas (59% de las especies, 75% de

los individuos) y solitarias (59% de las especies, 32% de los individuos). Las especies parásitas estuvieron representadas en una baja proporción (7% de las especies, pero sólo el 1.2% de los individuos) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Riqueza y abundancia de abejas y abejorros de acuerdo a sus características biológicas.

CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS	NIVELES	ESPECIES	INDIVIDUOS
CONSTANCIA FLORAL	Monoléticas	6	109
	Oligoléticas	18	125
	Poliléticas	35	686
FORMA DE VIDA	Sociales	20	612
	Solitarias	35	297
	Parásitas	4	11
SUSTRATO DE ANIDACIÓN	Cavidades preexistentes	12	413
	Suelo	43	496
	Parásitas	4	11

Con respecto a la completitud del muestreo, los estimadores no paramétricos basados en la incidencia, predicen diferentes números de especies y por lo tanto la completitud del inventario alcanza porcentajes distintos.

El estimador Jackknife de primer orden, pronostica 83 especies, obteniendo una completitud del 71%, mientras que con el estimador Bootstrap se calcula una completitud del 85% con las 69 especies que predijo (Figura 8). Ambos estimadores, indican que es necesario tener un mayor esfuerzo de muestro para tener una representatividad del 100%.

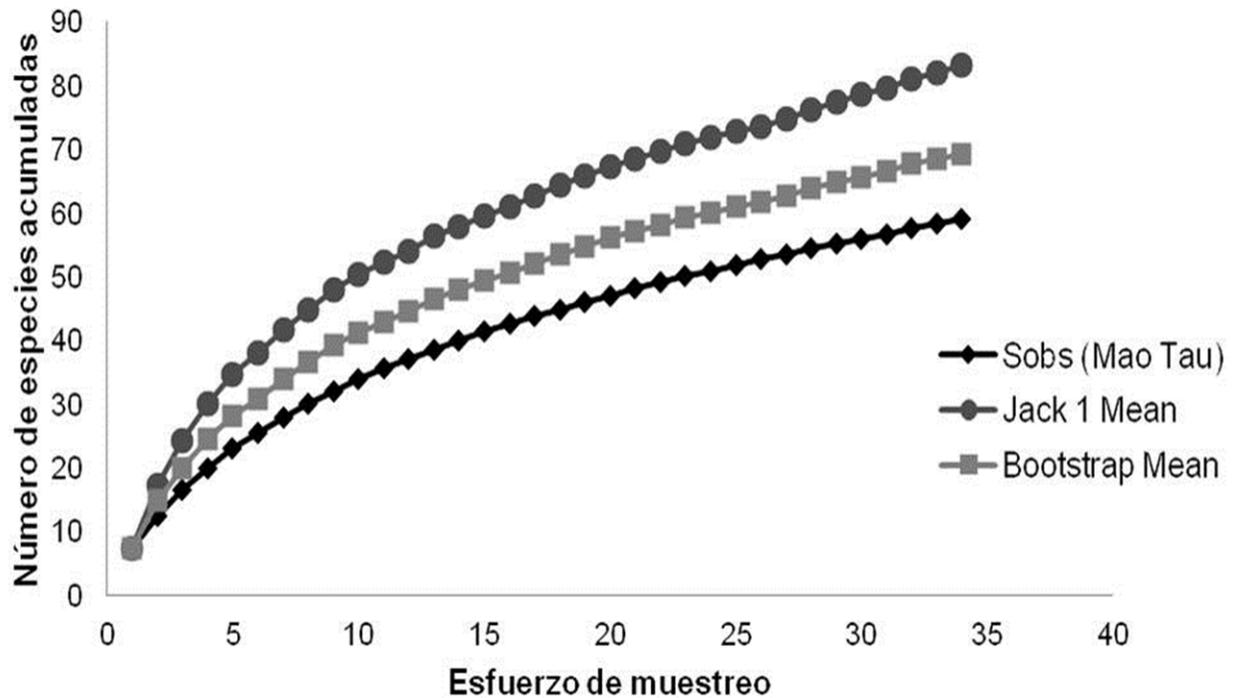


Figura 8. Curva de acumulación de especies de abejas y abejorros según los estimadores basados en incidencia.

Relación entre las variables de paisaje y locales

Las relaciones entre las variables a nivel de paisaje y local, se presentan en los Cuadros 4, 5 y 6. A nivel de paisaje, para los buffers de 500 m de radio, se encontró una asociación positiva entre el porcentaje de superficie de suelo desnudo y el porcentaje de superficie permeable, mientras que se detectaron correlaciones negativas entre el porcentaje de suelo agrícola y el de la superficie permeable con respecto al de la superficie impermeable (Cuadro 4); es decir, a esta escala, conforme aumenta la cobertura de suelo desnudo, también lo hace la cobertura de suelo con vegetación, sin embargo, cuando la superficie

impermeable aumenta, tanto la superficie de suelo agrícola como la superficie vegetal disminuyen.

Cuadro 4. Correlaciones (Spearman) entre variable de paisaje en los buffers de 500m de radio, donde R_s es el coeficiente de correlación de Spearman y p es el nivel de significancia. Los resultados significativos ($p < 0.05$) se encuentran resaltados con negritas.

VARIABLES PAISAJE (RADIO 500 m)				
		Suelo Agrícola	Superficie Impermeable	Superficie Vegetal
Suelo Desnudo	R_s	0.0252	-0.191	0.36
	p	0.886	0.276	0.036
Suelo Agrícola	R_s		-0.599	-0.189
	p		0.000	0.282
Superficie Impermeable	R_s			-0.470
	p			0.005

En los buffers de 250 m de radio, el porcentaje de suelo agrícola presentó una asociación de tipo negativa con respecto al porcentaje de superficie impermeable, y este último se asocia también de manera inversa, con el porcentaje de superficie vegetal (Cuadro 5). Es decir, cuando aumenta la cobertura de suelo impermeable, las coberturas de suelo agrícola y superficie vegetal disminuyen. La asociación a esta escala, entre el porcentaje de suelo desnudo y el de la superficie impermeable, no resultó significativa.

Cuadro 5. Correlaciones (Spearman) entre variable de paisaje en los buffers de 250m de radio, donde R_s es el coeficiente de correlación de Spearman y p es el nivel de significancia. Los resultados significativos ($p < 0.05$) se encuentran resaltados con negritas.

VARIABLES PAISAJE (RADIO 250 m)						
		Suelo Agrícola	Superficie Impermeable	Superficie Vegetal		
Suelo Desnudo	R_s	-0.153	0.027	-0.045		
	p	0.386	0.878	0.797		
Suelo Agrícola	R_s		-0.646	-0.051		
	p		0.000	0.771		
Superficie Impermeable	R_s				-0.447	
	p				0.008	

A nivel local se registró sólo una asociación significativa entre el porcentaje de suelo desnudo y el de la superficie cubierta por vegetación y fue de tipo negativa. Correlaciones con una significancia marginal se dieron entre la velocidad del viento y el porcentaje de flores, el porcentaje de flores con la cantidad de luz, ambas con tendencia positiva y una de tipo negativa se presentó entre la cantidad de luz y el porcentaje de superficie impermeable (Cuadro 6).

Cuadro 6. Correlaciones entre variables locales, donde R_s es el coeficiente de correlación de Spearman y p es el nivel de significancia. Los resultados significativos ($p < 0.05$) se encuentran resaltados con negritas.

VARIABLES LOCALES						
		Velocidad del Viento (m/s)	Cantidad de Luz (Lux)	Porcentaje de Flores	Suelo Desnudo	Superficie de Vegetación
Temperatura (°C)	R_s	0.324	0.041	-0.011	0.140	-0.193
	p	0.061	0.813	0.948	0.427	0.271
Velocidad del Viento	R_s		0.143	0.308	0.166	-0.169
	p		0.418	0.076	0.346	0.337
Cantidad de Luz	R_s			0.321	0.0423	-0.306
	p			0.0639	0.810	0.077
Porcentaje de Flores	R_s				-0.230	-0.199
	p				0.188	0.256
Suelo Desnudo	R_s					-0.84
	p					0.000

En el Cuadro 7 se resumen las medias y errores estándar de los porcentajes de las coberturas obtenidas a lo largo del gradiente en la escala de 500 m de radio y 250 m de radio. Al realizar las comparaciones entre las diferentes variables se encontró que no existen diferencias estadísticamente significativas entre ellos (Cuadro 7).

Cuadro 7. Coberturas de suelo a lo largo del gradiente de urbanización en las dos escalas de paisaje. Se muestra la media y error estándar, así como los valores de la prueba de t o de U de Mann-Whitney y nivel de significancia (p), para cada clasificación.

USO DE SUELO	PAISAJE			
	250 m de radio	500 m de radio	Valor de t/U	Valor de p
%Suelo desnudo	10.70 ± 1.77	10.18 ± 1.34	U= 562.00	0.849
% Suelo agrícola	12.38 ± 4.19	13.68 ± 4.07	U= 526.00	0.483
% Superficie impermeable	45.51 ± 4.56	41.92 ± 4.46	t= 0.563	0.576
% Superficie vegetal	30.80 ± 3.58	32.99 ± 3.58	t= 0.431	0.688

En el caso de ambas escalas, la cobertura dominante fue la de superficies impermeables con poco más del 40% a lo largo del gradiente, seguida por las superficies vegetales (con un promedio de 31.9%), en tercer lugar la superficie de suelo agrícola (promedio de 13%) y finalmente superficie de suelo desnudo (10.44%).

Relación entre las variables de paisaje y locales sobre la riqueza y abundancia de abejas y abejorros

VARIABLES DE PAISAJE

ESCALA 500 m DE RADIO

Al analizar la relación que existe entre la abundancia y riqueza totales de abejas y abejorros y las variables de paisaje en escala de 500 m de radio, se encontró que tanto la abundancia como la riqueza estaban relacionadas positiva y significativamente con el porcentaje de cobertura de suelo agrícola, mientras que con el porcentaje de cobertura de superficie impermeable se encontró una relación negativa y significativa (Cuadro 8).

Cuadro 8. Valores del coeficiente de determinación (R^2) y nivel de significancia (p), obtenidos a partir de regresiones lineales simples entre la riqueza y abundancia de abejas y abejorros y las variables del paisaje obtenidas en un buffer de 500 m de radio. Para aquellas regresiones lineales con valores de $p < 0.05$, se reporta el estadístico F y la ecuación que describe a la recta.

	Variable (x)	R^2	p	$F_{(1,32)}$	Ecuación
Abundancia total					
	% Suelo desnudo	0.00197	0.803		
	% Superficie vegetal	0.027	0.349		
	% Suelo agrícola	0.152	0.023	5.719	$4.45 + (0.0303 * x)$
	% Superficie impermeable	0.247	0.003	10.495	$6.351 - (0.0353 * x)$
Riqueza total					
	% Suelo desnudo	0.0279	0.345		
	% Superficie vegetal	0.0002	0.936		
	% Suelo agrícola	0.221	0.005	9.070	$2.474 + (0.0259 * x)$
	% Superficie impermeable	0.238	0.003	10.014	$3.163 - (0.122 * x)$

Escala 250 m de radio

Al realizar los análisis de regresión lineal simple a esta escala, se encontró el mismo patrón de relación que en la escala de 500 m de radio. Es decir, se encontró una relación positiva y significativa entre la abundancia y riqueza total de abejas y abejorros, y el porcentaje de superficie de suelo agrícola, mientras que la relación fue negativa con el porcentaje de superficie impermeable (Cuadro 9).

Cuadro 9. Valores del coeficiente de determinación (R^2) y nivel de significancia (p), obtenidos a partir de regresiones lineales simples entre la riqueza y la abundancia de abejas y abejorros y las variables del paisaje obtenidas en círculos de 250 m de radio. Para aquellas regresiones lineales con valores de $p < 0.05$, se reporta el estadístico F y la ecuación que describe a la recta.

Variable (x)		R^2	p	$F_{(1,32)}$	Ecuación
Abundancia total					
	% Suelo desnudo	0.0033	0.746		
	% Superficie vegetal	0.0406	0.253		
	% Suelo agrícola	0.159	0.020	5.980	$4.509 + (0.0293 * x)$
	% Superficie impermeable	0.265	0.002	11.558	$6.502 - (0.0358 * x)$
Riqueza total					
	% Suelo desnudo	0.00008	0.959		
	% Superficie vegetal	0.0262	0.360		
	% Suelo agrícola	0.137	0.031	5.092	$2.532 + (0.00956 * x)$
	% Superficie impermeable	0.228	0.004	9.434	$3.183 - (0.0117 * x)$

Variables locales

A nivel local, la abundancia total de abejas y abejorros tuvo asociaciones marginalmente significativas con el porcentaje de cobertura de suelo desnudo (negativamente) y con el porcentaje de superficie cubierta por vegetación (positivamente). No se obtuvieron relaciones significativas para el resto de las variables locales y la abundancia (Cuadro 10).

Se registró una relación negativa y significativa entre la riqueza de especies y el porcentaje de cobertura de suelo desnudo. Con respecto a la relación entre la riqueza de especies y el resto de las variables locales, no se encontró ninguna asociación, excepto con el porcentaje de cobertura de vegetación, pues se observó una relación marginalmente significativa con el porcentaje cubierto por vegetación (Cuadro 10).

Cuadro 10. Valores del coeficiente de determinación (R^2) y nivel de significancia (p), obtenidos a partir de regresiones lineales simples entre la riqueza y la abundancia de abejas y abejorros y las variables a nivel local. Para aquellas regresiones lineales con valores de $p < 0.05$, o marginales, se reporta el estadístico F y la ecuación que describe a la recta.

	Variable (x)	R^2	p	$F_{(1,32)}$	Ecuación
Abundancia total					
	Temperatura	0.0534	0.188		
	Velocidad del viento	0.018	0.559		
	Cantidad de luz	0.0176	0.455		
	% Cobertura de flores	0.0311	0.319		
	% Suelo desnudo	0.113	0.052	4.091	$6.020 - (0.0417 * x)$
	% Cobertura de vegetación	0.0830	0.099	2.895	$2.650 + (0.0355 * x)$
Riqueza total					
	Temperatura	0.008	0.606		
	Velocidad del viento	0.00046	0.904		
	Cantidad de luz	0.0042	0.714		
	% Cobertura de flores	0.0755	0.116		
	% Suelo desnudo	0.137	0.021	5.865	$3.124 - (0.0172 * x)$
	% Cobertura de vegetación	0.0870	0.090	3.051	$1.848 + (0.0128 * x)$

Riqueza de plantas y su relación con la abundancia y riqueza de especies de abejas y abejorros en el gradiente de urbanización

Se colectaron 149 especies de plantas en el gradiente de urbanización, de las cuales el 65% se identificaron como nativas de México (97 especies) y el 35% como exóticas (52 especies). Dentro de la categoría de las nativas el 41% (43 especies), fueron malezas, el 41% (40 especies) se categorizan como propias del

matorral xerófilo y el 14% restante (14 especies) fueron especies nativas cultivadas que no pertenecen a ninguna de las dos categorías de interés para este trabajo (Anexo 2).

En cuanto a la completitud del muestreo, al igual que con las abejas y abejorros, los estimadores no paramétricos, basados en la incidencia, predicen diferentes números de especies y por ende la representatividad del muestreo alcanza porcentajes distintos. El estimador Jackknife de primer orden, pronostica 235 especies, obteniendo una completitud del 63%, mientras que con el estimador Bootstrap se calcula una completitud del 81% con las 184 especies que predijo (Figura 9). Ambos estimadores, indican que es necesario tener un mayor esfuerzo de muestro para tener una representatividad del 100%.

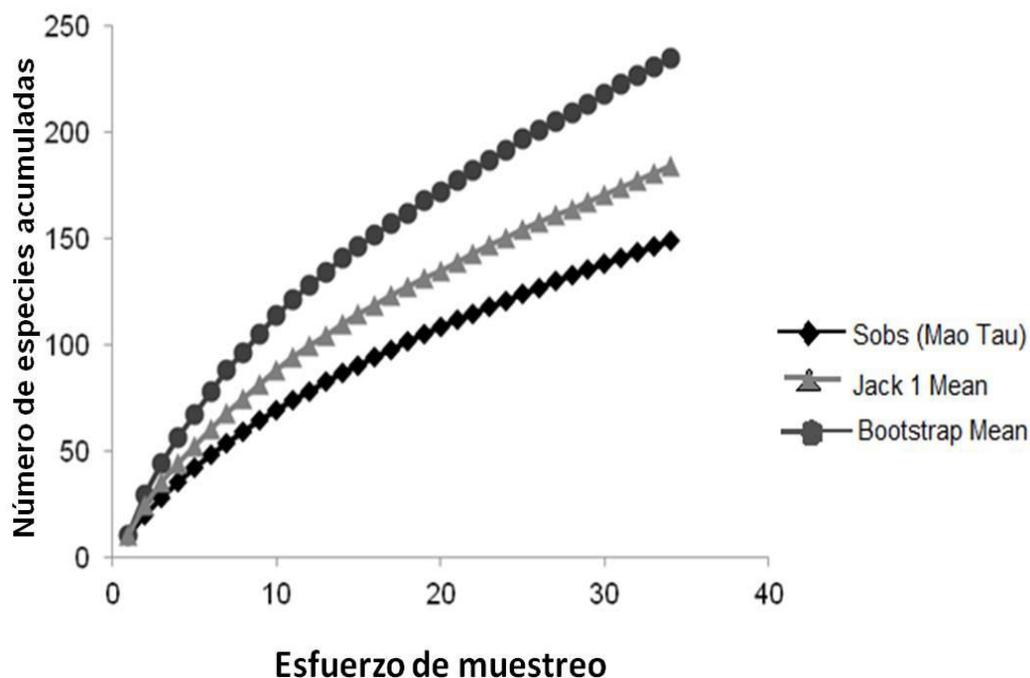


Figura 9. Curva de acumulación de especies de plantas colectadas en el gradiente de urbanización según los estimadores basados en incidencia.

Se encontró una relación significativa y positiva entre la abundancia de abejas y abejorros y la riqueza de plantas nativas (Cuadro 11). Sin embargo, no se encontró que la abundancia de abejas y abejorros mostrara una relación significativa con la riqueza total de plantas, la riqueza de plantas exóticas, la riqueza de especies de malezas y tampoco con la riqueza de especies del matorral xerófilo (Cuadro 11).

Se encontró una relación marginalmente significativa y negativa, entre la riqueza de abejas y abejorros y la riqueza de plantas exóticas (Cuadro 11). Sin embargo, no se encontró relación significativa entre la riqueza de especies de abejas y abejorros y la riqueza total de plantas, la riqueza de plantas nativas, la riqueza de especies de malezas, y la riqueza de especies de matorral xerófilo (Cuadro 11).

Cuadro 11. Valores del coeficiente de determinación (R^2) y nivel de significancia (p), obtenidos a partir de regresiones lineales simples entre la riqueza y abundancia de abejas y abejorros y la riqueza de plantas. Para aquellas regresiones lineales con valores de $p < 0.05$, o marginales, se reporta el estadístico F y la ecuación que describe a la recta.

	Variable (x)	R^2	p	$F_{(1,32)}$	Ecuación
Abundancia total					
	Riqueza total	0.0529	0.191		
	Riqueza de exóticas	0.0669	0.140		
	Riqueza de nativas	0.129	0.037	4.723	$3.703 + (0.148 * x)$
	Riqueza de malezas	0.00145	0.831		
	Riqueza de matorral xerófilo	0.0109	0.556		
Riqueza total					
	Riqueza total	0.0669	0.140		
	Riqueza de exóticas	0.0957	0.075	3.387	$2.876 - (0.078 * x)$
	Riqueza de nativas	0.0332	0.302		
	Riqueza de malezas	0.0002	0.929		
	Riqueza de matorral xerófilo	0.005	0.691		

Tendencias en las características biológicas de las abejas

Constancia floral

De los 920 individuos colectados, el 75% (686 individuos) son poliléticos, el 14% (125 individuos) son oligoléticos y el 11% (109 individuos) monoléticos. Al comparar la abundancia de abejas (por sitio) entre estas tres categorías, se encontraron diferencias significativas ($H=46.993$, $g.l.=2$, $p<0.001$). Según las pruebas *a posteriori* (pruebas de Tukey), los individuos poliléticos fueron los más abundantes en el gradiente de urbanización (Figura 10).

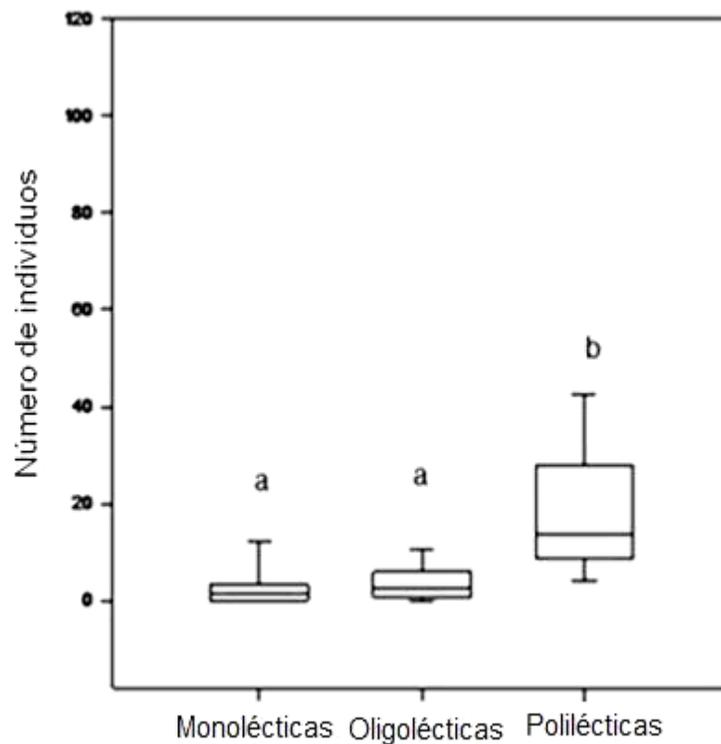


Figura 10. Abundancia de abejas y abejorros en las tres categorías de constancia floral en el gradiente de urbanización. Las letras distintas indican diferencias significativas entre las categorías ($p<0.05$).

De las 59 especies de abejas encontradas, el 59% (35 especies), son poliléticas, el 30% (18 especies) oligoléticas y el 11% (6 especies) monoléticas. Al comparar la riqueza de especies de abejas (por sitio) entre estas tres

categorías, se encontraron diferencias significativas ($H=61.128$, $g.l.=2$, $p<0.001$), siendo la más rica en especies la categoría de las poliléticas (Figura 11).

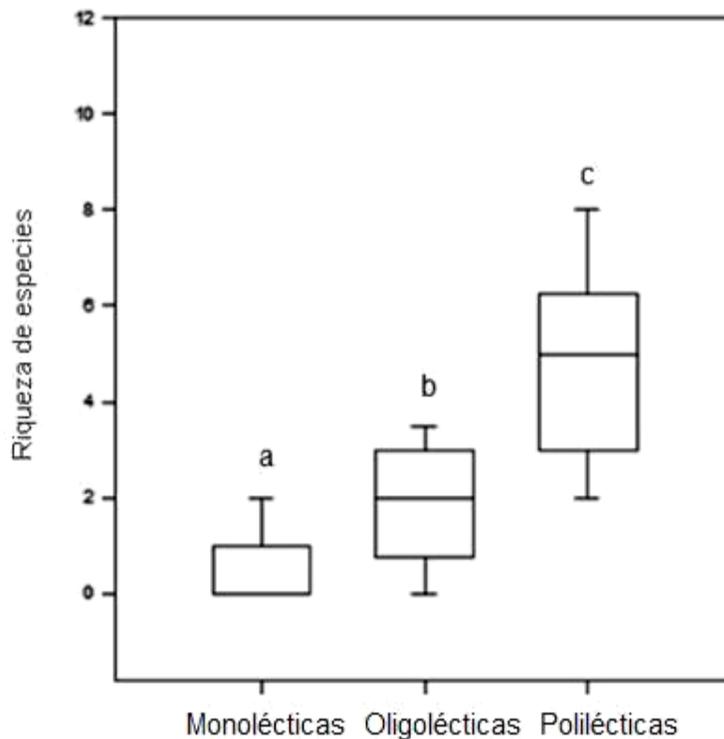


Figura 11. Riqueza de especies de abejas y abejorros en las tres categorías de constancia floral en el gradiente de urbanización. Las letras distintas indican diferencias significativas entre las categorías ($p<0.05$).

Forma de vida

Del total de los individuos colectados, el 67% (612 individuos) son sociales, el 32% (297 individuos) solitarios y el 1% (11 individuos) son parásitos. Al comparar la abundancia de abejas y abejorros entre estas tres categorías, se encontraron diferencias significativas ($H=65.796$, $g.l.=2$, $p<0.001$) y las pruebas de Tukey indican que la categoría con menor número de individuos fue la de parásitos (Figura 12).

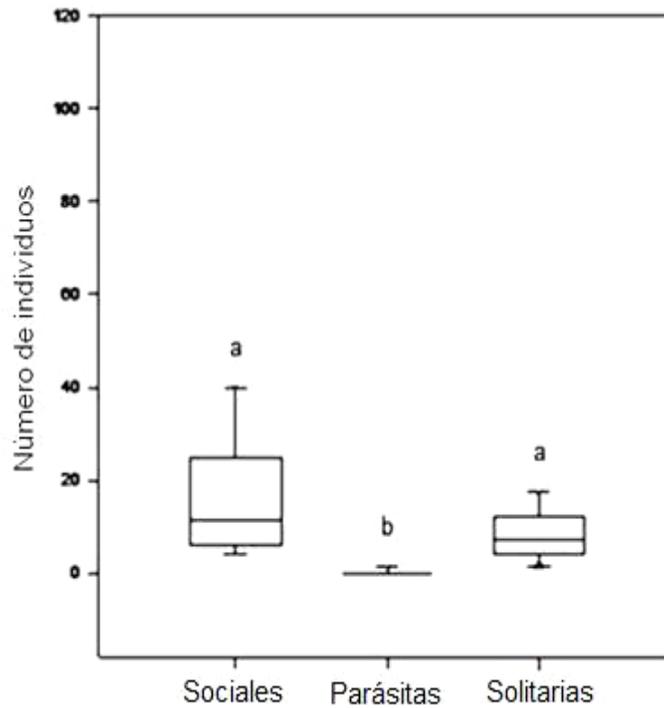


Figura 12. Abundancia de abejas y abejorros en las tres categorías de forma de vida en el gradiente de urbanización. Las letras distintas indican diferencias significativas entre las categorías ($p < 0.05$).

En el caso de la riqueza de especies, el 59% (35 especies) son solitarias, el 34% (20 especies) sociales y tan solo el 7% (4 especies) parásitas. Al comparar la riqueza de especies de abejas y abejorros entre estas tres categorías, se encontraron diferencias significativas ($H=73.007$, $g.l.=2$, $p < 0.001$) (Figura 14). Se encontró que la categoría con menor riqueza de especies fue la de parásitas (Figura 13).

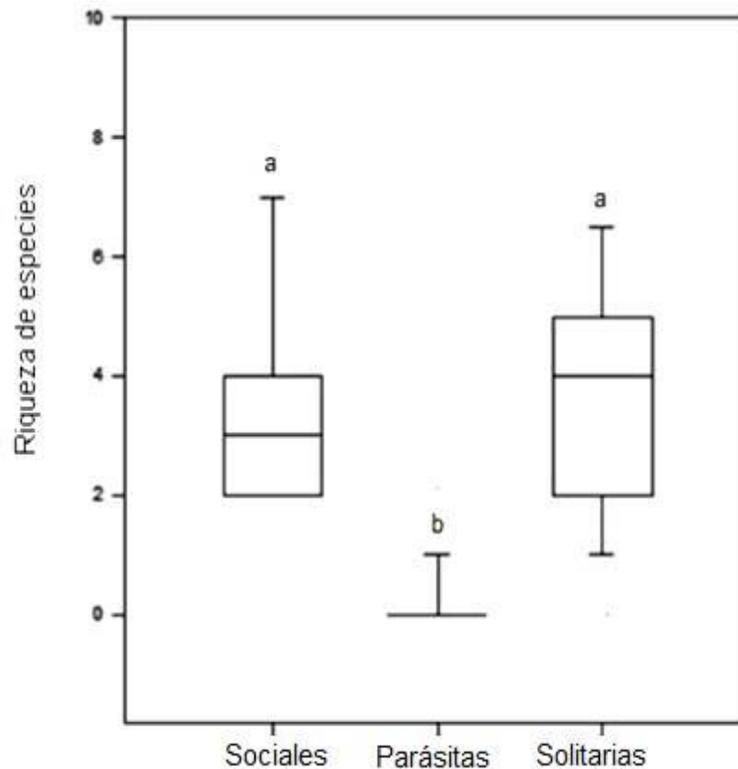


Figura 13. Riqueza de especies de abejas y abejorros en las tres categorías de forma de vida en el gradiente de urbanización. Las letras distintas indican diferencias significativas entre las categorías ($p < 0.05$).

Sustrato de anidación

El 54% de los individuos capturados anidan en el suelo (496 individuos), el 45% (413 individuos) lo hacen en cavidades preexistentes, y el 1% (11 individuos) son parásitos. Al comparar la abundancia de abejas entre estas tres categorías, se encontraron diferencias significativas ($H=59.779$, $g.l.=2$, $p < 0.001$) y las pruebas de Tukey indican que la categoría con menor abundancia en el gradiente de urbanización fue la parásita, mientras que las abundancias en las categorías de cavidades preexistentes y suelo no difirieron entre sí (Figura 14).

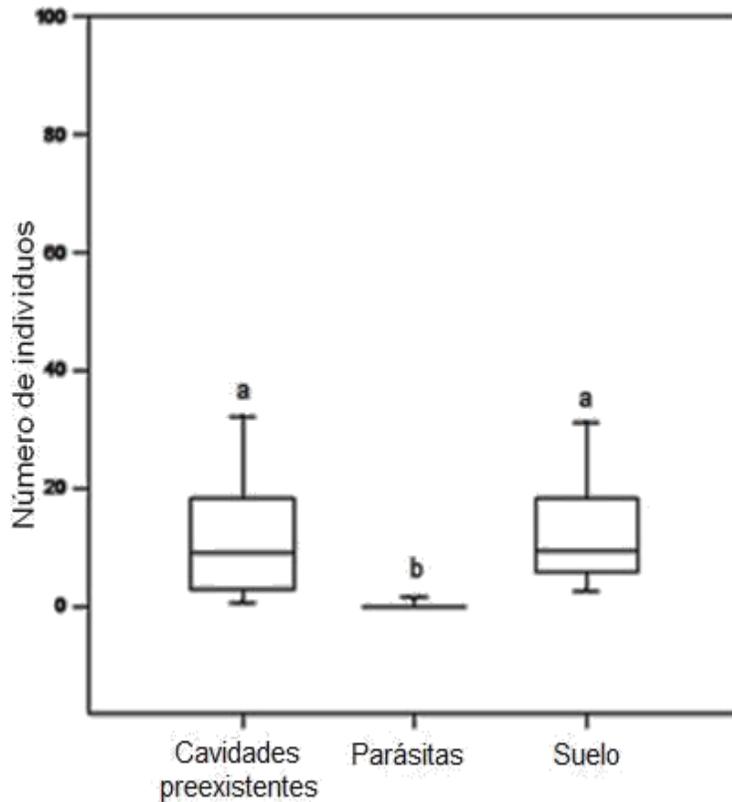


Figura 14. Abundancia de abejas y abejorros en las tres categorías de sustrato de anidación en el gradiente de urbanización. Las letras distintas indican diferencias significativas entre las categorías ($p < 0.05$).

En el caso de la riqueza de especies, el 73% (43 especies) anidan en el suelo, el 20% (12 especies) en cavidades preexistentes y el 7% (4 especies) son parásitas. Al comparar la riqueza de especies de abejas y abejorros entre estas tres categorías, se encontraron diferencias significativas ($H=73.007$, g.l.=2, $p < 0.001$) (Figura 15). La mayor riqueza se encontró para la categoría de suelo, seguida de cavidades, y la menor riqueza se presentó en la categoría de parásitas (Figura 15).

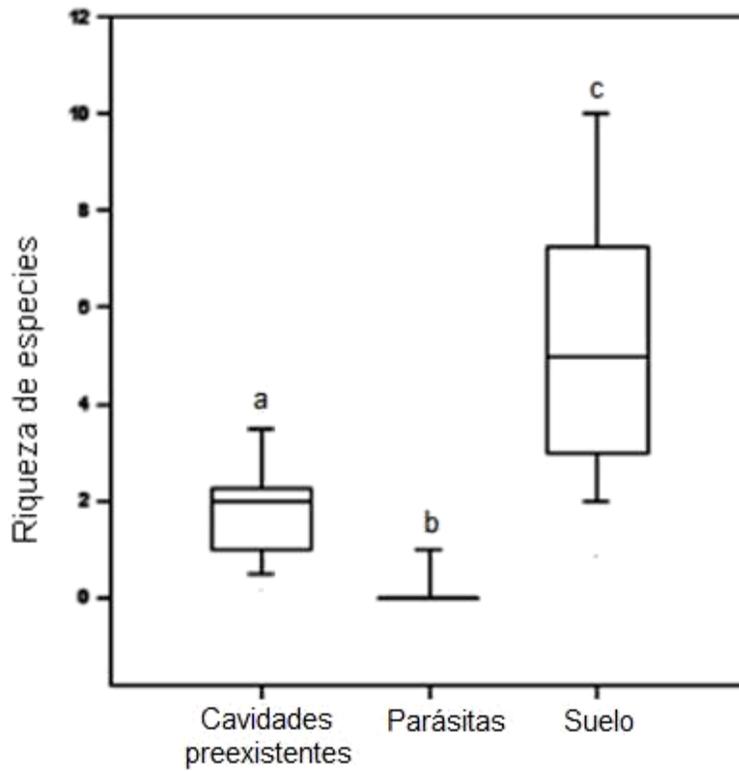


Figura 15. Riqueza de especies de abejas y abejorros en las tres categorías de sustrato de anidación en el gradiente de urbanización. Las letras distintas indican diferencias significativas entre las categorías ($p < 0.05$).

Tamaño

El tamaño (longitud del cuerpo) de las especies colectadas presentó una amplia variación (Anexo 1). El valor mínimo se registró en la especie *Sphecodes* sp. 2 (3.1mm), seguida de *Hylaeus* sp. (4.6 mm), mientras que los mayores valores se encontraron en *Megachile* sp. 2 (16.1 mm) y *Syntrichalonia ferruginea* (15.3 mm). Esta amplia variación se refleja a lo largo del gradiente de urbanización, pues dentro de la mancha urbana (Figura 2), es posible encontrar especies de abejas con tamaños como el de *Sphecode* sp. 2 hasta el de

Syntrichalonia ferruginea, pasando por valores intermedios como el de *L. Dialictus* sp. 7 (4.9 mm) y *Bombus weisi* (8.4 mm). Lo mismo ocurre para la periferia de la mancha urbana y fuera de ella (Figura 2).

Al graficar el tamaño promedio de las especies de abejas y abejorros encontradas en cada sitio de muestreo en función del porcentaje de cobertura de superficie impermeable registrado para cada sitio, no se observa una tendencia consistente y clara, lo que quiere decir que tanto abejas de tamaños pequeños o grandes, pueden estar utilizando los recursos que se presentan a lo largo del gradiente de urbanización (Figura 16).

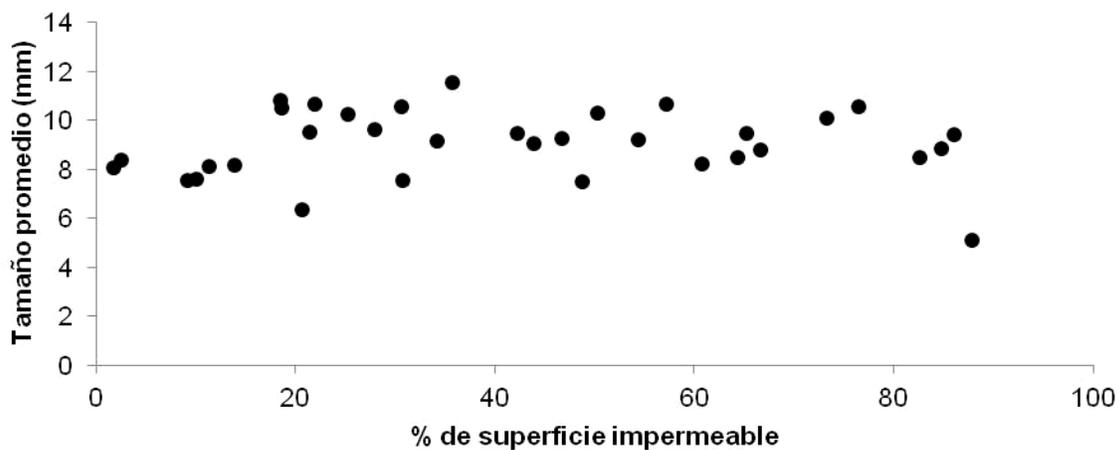


Figura 16. Tamaño promedio de las abejas y abejorros por sitio de muestreo a lo largo del gradiente de urbanización, basado en el porcentaje de cobertura de superficie impermeable en los sitios de muestreo.

Carga alar

La carga alar de las especies de abejas y abejorros colectadas también presentó una amplia variación (Anexo 1). El valor mínimo registrado fue para la especie *Protandrena* sp. 4 (1.24 N/m²), seguida de *Hylaeus* sp. y *Perdita* sp. 3

(ambas con 1.14 N/m^2), mientras que los valores mayores se encontraron en *Bombus weisi* (8.40 N/m^2) y *Anthophora californica* (7.90 N/m^2). Esta amplia variación también se refleja a lo largo del gradiente, pues dentro de la mancha urbana (Figura 2), es posible encontrar especies de abejas con carga alar baja y alta; lo mismo ocurre para la periferia de la mancha urbana (Figura 2) y fuera de ella (Figura 17).

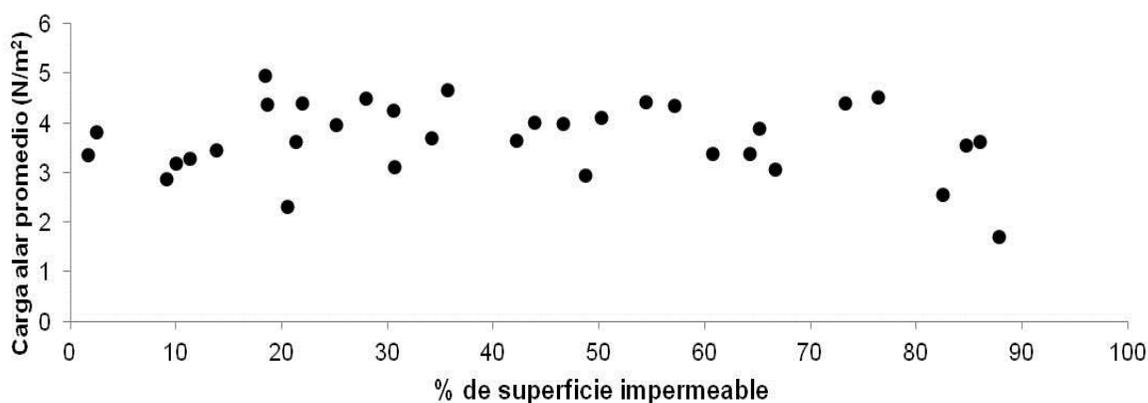


Figura 17. Carga alar promedio de las abejas y abejorros por sitio de muestreo a lo largo del gradiente de urbanización, basado en el porcentaje de cobertura de superficie impermeable en los sitios de muestreo.

Lo anterior quiere decir que a lo largo del gradiente se distribuyen especies capaces de recorrer grandes distancias aunque con baja maniobrabilidad (escribe si son de baja o alta carga alar) y de igual manera se presentan especies que no vuelan distancias largas pero tienen mayor maniobrabilidad (escribe si son de baja o alta carga alar), aprovechando de ésta manera los recursos que se encuentran en el gradiente de urbanización.

DISCUSIÓN

Relación entre las variables de paisaje y locales sobre la riqueza y abundancia de abejas y abejorros

En este trabajo, se documenta un decremento en la riqueza de especies y abundancia de abejas y abejorros conforme aumenta el porcentaje de cobertura de superficie impermeable, en las dos escalas de paisaje estudiadas. En cambio, la riqueza y abundancia se vieron favorecidas con el aumento de porcentaje de suelo agrícola, indicando que podría estar proporcionando recursos alimentarios y sitios para que puedan nidificar. Esta tendencia coincide con lo reportado en estudios como los de McIntyre & Hostetler (2001), Fetridge *et al.* (2008) y Matteson *et al.* (2008), en donde documentan menor riqueza de especies y abundancia de abejas en las zonas urbanas que en parches de vegetación natural.

Por su parte, Ahrné (2008) reportó una baja riqueza de especies de abejorros y abejas que anidan en cavidades en áreas que contienen un alto porcentaje de superficies impermeables. Su estudio concluye que la urbanización está negativamente correlacionada con la riqueza de especies de abejas y abejorros.

En otros trabajos también se ha estudiado la riqueza y abundancia de abejas y su relación con el gradiente de urbanización, en los cuales se han encontrado resultados diferentes. Por ejemplo, Banaszak-Cibicka *et al.* (2012) estudiaron los cambios en la riqueza de especies y la composición de las comunidades de abejas en el centro y los suburbios en Poznań, Polonia.

Encontraron que muchas especies son más abundantes en el centro de la ciudad, mientras que otras muestran la tendencia opuesta y que el paisaje urbano puede estar actuando como un filtro para las comunidades de abejas, facilitando la colonización en el centro de la ciudad de abejas con características específicas, en concreto se ven favorecidas las abejas y abejorros de tamaño pequeño y aquellas que no son solitarias. Sin embargo, la diversidad y riqueza de especies se mantuvo estable a lo largo del gradiente de urbanización, sugiriendo que la ciudad puede ser un hábitat importante para una fauna diversa de abejas y que la conservación de una amplia gama de hábitats con diferentes niveles de urbanización parece ser la estrategia más adecuada para la conservación de la diversidad de este grupo en las ciudades.

Nates-Parra *et al.* (2006), en un estudio realizado en la ciudad de Bogotá, Colombia, y localidades aledañas, registraron 40 especies de abejas pertenecientes a 18 géneros, distribuidas en cinco familias. Reportan que sitios urbanos como áreas verdes de campus universitarios, jardines, parques residenciales, jardín botánico y humedales, son lugares donde se registraron el 50% de las especies. Mencionan que estos lugares ofrecen condiciones propicias para la nidificación, territorios de apareamiento y lugares para los agregados de machos.

Lo anterior sugiere, que el impacto de la urbanización en la riqueza y abundancia de especies varía dependiendo de factores geográficos, históricos y económicos que son únicos en cada ciudad (McKinney 2008).

A pesar de que en este trabajo la riqueza y abundancia de especies de abejas y abejorros disminuyó conforme aumentó el grado de urbanización, no se descarta la posibilidad de encontrar una riqueza alta de estas especies en algunas áreas verdes urbanas. Luniak (2008) afirma que esto puede deberse a que algunas especies llegan a estos entornos pero están de paso (especies turistas), o bien a la presencia de especies que aprovechan los nuevos recursos que ofrecen las ciudades y establecen ocasionalmente poblaciones dominantes (Ramírez *et al.* 2013).

A nivel local, la riqueza de especies de abejas estuvo afectada por el incremento en la superficie cubierta por suelo desnudo, y marginalmente se correlacionó de forma positiva con el porcentaje de superficie cubierta de vegetación. El suelo desnudo es más propenso a la erosión por factores como el viento y el agua, ocasionando que los poros del suelo pierdan conectividad, reduciendo el flujo de oxígeno y agua, y se restringe el crecimiento y desarrollo de raíces (Gysi *et al.* 2001). Lo anterior sugiere que en sitios donde predomina la cobertura de suelo desnudo, no existen las condiciones apropiadas para que las abejas puedan cumplir con sus requerimientos biológicos como anidación y alimentación.

Por otro lado, la vegetación en las ciudades, además de que proporciona recursos alimentarios y sitios de anidación, altera el balance energético del clima a escala local, provocando variaciones en la radiación solar que llega a la superficie, en la velocidad y dirección del viento, en la temperatura ambiental y en la humedad del aire. Estos efectos, aunque limitados, contribuyen, en gran

medida, a mejorar la sensación de confort en los espacios exteriores urbanos, así como a amortiguar el impacto de los elementos climáticos sobre los edificios (Ochoa 2009), lo que podría estar asociado con el incremento de la riqueza y abundancia de abejas en sitios donde existan áreas verdes.

Estructura de las comunidades de abejas y abejorros y completitud del inventario en el gradiente de urbanización en la zona metropolitana de Pachuca

La zona metropolitana de Pachuca ha presentado un crecimiento acelerado en términos de superficie urbana debido a la demanda de vivienda por el rápido crecimiento demográfico; esto coincide con la cobertura predominante en el gradiente de urbanización estudiado en este trabajo, la superficie impermeable, que refleja la transformación del suelo por causas antropogénicas. El impacto de las actividades humanas sobre todo en las ciudades genera diferencias entre parches de un mismo hábitat, lo cual causa mayor heterogeneidad (Andersson 2006). A pesar de que en el gradiente urbano estudiado se registraron pocas especies, comparadas con las encontradas por ejemplo en el valle de Zapotitlán de las Salinas en el estado de Puebla (Vergara-Briceño & Ayala 2002), que es también una región semiárida, se puede decir que es rico en especies nativas, pues de las 59 especies registradas sólo una es exótica, *Apis mellifera*, y su presencia se registró a lo largo de todo el gradiente de urbanización, además de que fue la abeja más abundante y representó un 35% del total de los individuos colectados.

Se cree erróneamente que *Apis mellifera* es el polinizador más eficiente, pero este concepto no ha sido probado para todas las especies de plantas.

Algunos autores han mostrado que en muchas ocasiones es un visitante frecuente pero un polinizador pobre, especialmente cuando se compara con abejas silvestres (Raw 1979; Tepedino 1981; Westerkamp 1991). Por otro lado es un polinizador costoso; el mantenimiento de las colonias (incluyendo los caros tratamientos para mantenerlas libres de enfermedades) y su transporte a los sitios donde se requieren los servicios de polinización suben los costos del mantenimiento y producción del cultivo. Una de las primeras reacciones de los agricultores cuando tienen problemas de polinización es incrementar el número de colmenas de *Apis mellifera* por área; esto conduce a una saturación del cultivo, más de las que el cultivo puede sostener, dando lugar a colmenas hambrientas (Westerkamp & Gottsberger 2002).

Las abejas nativas se consideran especies claves en el mantenimiento de las comunidades vegetales ya que polinizan diversas plantas silvestres y cultivadas, por lo que su conservación es muy importante desde el punto de vista ecológico y económico. A pesar de su importancia, los estudios a nivel de paisaje han sido realizados en pocos ecosistemas, la mayoría de éstos sugieren que las abejas son afectadas negativamente por el cambio del uso del suelo (e.g. Kremen *et al.* 2002; Klein *et al.* 2003; Steffan-Dewenter *et al.* 2002; Kremen *et al.* 2004; Tylianakis *et al.* 2005).

De las familias de abejas que se distribuyen en México, se encontraron representantes de cinco de ellas. No se registró ningún individuo perteneciente a la familia Melittidae, pero no se descarta la posibilidad de encontrar representantes de esta familia y otras que estuvieron poco representadas como la Colletidae,

pues el inventario de las especies no está completo, y se necesita un esfuerzo de muestreo más intenso en el gradiente para obtener una curva de acumulación de especies más cercana a la asíntota.

La familia Melittidae contiene sólo 16 géneros y 200 especies descritas (Michez 2007; Ascher *et al.* 2008). Incluye especies raras y geográficamente restringidas, anidan en el suelo y muchas son oligoléticas, se distribuyen en regiones templadas del hemisferio norte y en África, donde se ha reportado la máxima diversidad (Michener 2007), mientras que el mayor número de géneros y especies se encuentran en zonas xerófilas. Algunas especies se especializan en coleccionar aceites florales para alimentar a sus larvas (Cane *et al.*, 1983). En México hay pocas especies registradas (Ayala *et al.* 1998), así que considerando esto, si se llegaran a registrar especies de esta familia, probablemente serían pocas.

El patrón de dominancia en cuanto a riqueza de especies está representado por la familia Halictidae, seguida de la familia Apidae; este patrón es similar al reportado en un estudio realizado en sitios urbanos en Bogotá, Colombia (Nates-Parra *et al.* 2006). Algunas especies de la familia Halictidae nidifican en jardines, parques y jardinerías en zonas densamente pobladas, aprovechando la vegetación existente en estas áreas como fuente de alimento, lugares de descanso y apareamiento (Nates-Parra *et al.* 2006). México es el país que tiene la mayor cantidad de géneros de Halictidae, que constituye un componente de las comunidades de abejas de regiones tropicales y templadas; mientras que la familia Apidae es la más rica en especies y con biología variada, ostenta especies solitarias, sociales o parásitas, tiene diferentes hábitos de anidación y está

presente en zonas templadas, áridas o tropicales, además puede encontrarse desde el nivel del mar hasta zonas montañosas (Ayala *et al.* 1998; Michener 2000). Lo anterior podría explicar el patrón de dominancia de estas familias a lo largo del gradiente.

Otra familia que podría incrementar el número de especies si se llevan a cabo estudios posteriores en el área de estudio, sería Andrenidae, ya que está mejor representada en zonas templadas y xéricas del norte y sur de América (Michener 2000).

Riqueza de plantas y su relación con la abundancia y riqueza de especies de abejas y abejorros en el gradiente de urbanización

Del total de plantas colectadas en este trabajo (149 especies), el 65% se identificaron como nativas de México y el 35% como exóticas. La abundancia de abejas se asoció de manera positiva con la riqueza de plantas nativas, probablemente porque éstas les proporcionan recursos para mantener poblaciones más grandes al menos de ciertas especies, mientras que la riqueza de abejas se asoció negativamente con la riqueza de plantas exóticas. Frankie *et al.* (2002) estudiaron el nivel de atracción de especies vegetales en ambientes urbanos en California y encontraron que las abejas nativas eran poco atraídas por plantas introducidas, porque no hay una historia evolutiva paralela entre las abejas nativas y las plantas exóticas. Sería interesante realizar estudios futuros para determinar las razones por las cuales algunas de las abejas que están presentes en la zona metropolitana de Pachuca no están asociadas con las plantas introducidas.

Gran parte del área de estudio conserva remanentes de vegetación nativa, en específico de matorral xerófilo (Gómez-Aíza & Zuria 2010) y malezas que junto con los espacios verdes presentes en el gradiente de urbanización, proporcionan hábitats para la fauna de abejas, pues a pesar de sus modificaciones en la estructura de la vegetación, pueden ofrecer recursos florales de los cuales obtienen polen y néctar, así como también espacios y recursos para la nidificación (Dalmazzo 2010).

Se debe tener presente que la contaminación urbana y las actividades humanas causan diferentes grados de estrés sobre las plantas, sobre todo en su fenología; esto ocasiona que ellas ejerzan diferentes grados de atracción sobre las abejas (Nates-Parra *et al.* 2006). Sería interesante conocer el efecto de estas modificaciones de plantas sobre las especies de abejas y abejorros en la zona metropolitana de Pachuca.

Tendencias en las características biológicas

Cuando se analizó a lo largo del gradiente de urbanización, las categorías de constancia floral, se encontró que las abejas más especialistas (monoléticas y oligoléticas) presentaron menor riqueza y abundancia con respecto a las generalistas (poliléticas), siendo éstas las que mejor se representan a lo largo del gradiente. La tendencia encontrada en este trabajo coincide con lo reportado en estudios como los de Cane (2005), Frankie *et al.* (2005), Cane *et al.* (2006) y McFrederick & Le Buhn (2006), en donde las especies generalistas de abejas con amplia tolerancia en el recurso floral, son favorecidas en áreas urbanas y que las

especies de abejas con especificidades florales son escasas en los hábitats urbanos.

Se ha visto que la constancia floral está relacionada con la oferta de recurso floral en el ambiente. Las abejas especialistas están estrechamente asociadas a la presencia y fenología del género o familia vegetal de la cual se alimentan, y la temporada de vuelo coincide con el período de floración (Minckley *et al.* 1999); si estas especies vegetales no se encuentran en el ambiente, es muy probable que tampoco estén las abejas que se alimentan de ellas. En el ambiente urbano, la presencia de especies de plantas de ornato, además de las silvestres, ofrecen a las abejas generalistas una alternativa para los meses en que los recursos silvestres no están floreciendo, debido a que la fenología de las plantas ornamentales suele presentar un periodo de floración más amplio que las especies silvestres (Dalmazzo 2010).

No se encontraron diferencias significativas entre las comunidades de abejas con forma de vida social y solitaria, sin embargo, tanto en la riqueza como en la abundancia, las abejas parásitas fueron las menos abundantes. La baja frecuencia que presentan las abejas con este tipo de comportamiento, podría explicarse, porque sólo se encontraron 11 individuos pertenecientes a cuatro especies. Sin embargo, probablemente es necesario otro tipo de muestreo para el registro de ocurrencia de especies e individuos parásitos (Steiner *et al.* 2006), ya que éstas son más comunes volando en el área de nidificación de sus hospedadores y no así en las flores (Dalmazzo 2010).

Al parecer, el patrón de baja dominancia y riqueza de especies parásitas en ambientes urbanos es común, pues en algunos trabajos (Banaszak-Cibicka *et al.* 2012; Matteson *et al.* 2008), se ha registrado una cantidad baja de individuos con esta forma de vida. Cane (2005) notó que se encuentran ausentes en sitios urbanos por lo que se requiere que existan poblaciones hospederas para que puedan persistir.

Trabajos previos (e.g., Chapman & Bourke 2001), han mostrado que las abejas de forma de vida social son más abundantes en áreas urbanas, probablemente porque la socialidad permite tener mayor flexibilidad ecológica y conductual; adicionalmente los insectos sociales tienen una mayor riqueza de especies y son ecológicamente dominantes. Sin embargo aquí no se registraron diferencias entre abejas y abejorros sociales y solitarios, esto podría deberse a que algunas especies solitarias tienen más de una generación por temporada que, comparada con la abundancia de los individuos de las colonias sociales, no permiten que exista una gran disparidad entre ellos.

El sustrato de anidación más común, considerando la riqueza de especies, fue el suelo, pero considerando la abundancia no se encontró diferencia significativa entre el suelo y las cavidades preexistentes. Se ha registrado en algunos trabajos una mayor abundancia de abejas que anidan en cavidades en áreas urbanas (Cane 2005; Zquette *et al.* 2005; Cane *et al.* 2006; Hinnens 2008; Matteson *et al.* 2008; Dalmazzo 2010), y se cree que esto podría responder a que el suelo está modificado por las actividades antropogénicas, mediante construcciones, estacionamientos o la compactación del suelo. De esta forma, las

abejas capaces de utilizar cavidades en troncos de árboles, maderas y huecos en las construcciones, son las que tendrían más posibilidades de establecerse. Sin embargo, se ha reportado el patrón opuesto en otros trabajos (e.g., Banaszak-Cibicka *et al.* 2012), lo que quiere decir que el ambiente natural, ofrece suelo adecuado para la nidificación, en cuanto al grado de compactación, drenaje e incidencia de luz respecto al ambiente urbano.

Respecto al tamaño y carga alar, la variedad en especies y sus características, permiten pensar que pueden utilizar el abanico de recursos que ofertan las áreas urbanas, de esta manera existen especies de tamaños y cargas alares pequeñas que no requieren desplazarse grandes distancias para cubrir sus requerimientos alimenticios y regresar a los sitios de anidación (Westrich 1996), mientras que las de talla y carga alar grandes, les permiten desplazarse hacia los parches más convenientes para cubrir sus requerimientos biológicos.

Recomendaciones

El éxito de las áreas verdes depende de una planificación cuidadosa en donde se incluyan principalmente especies de plantas nativas (Frey 2001; McIntyre & Hostetler 2001; McKinney 2002; Lowry 2007), es por ello que se requiere conservar hábitats naturales y tener manejos efectivos en áreas verdes urbanas, esto es crítico para la conservación de especies nativas y sus asociaciones ecológicas funcionales. Para ello es necesario que se lleven a cabo planes de ordenamiento territorial en donde se involucren los conocimientos de manera conjunta de arquitectos y desarrolladores urbanos con la finalidad de planificar estrategias efectivas para los habitantes de la ciudad y al mismo tiempo,

potenciar hábitats para los insectos, bajo estrategias sustentables de manejo de las comunidades vegetales.

También es importante establecer campañas de educación ambiental en las ciudades, para dar a conocer los beneficios de contar con áreas verdes en materia de salud ambiental y humana, además de ser una buena oportunidad para hablar sobre el papel tan importante que tienen los insectos en la regulación de ciclos biológicos.

Los corredores constituyen una de las estrategias posibles para mitigar la fragmentación de los hábitats causada por la urbanización, preservando y aumentando la biodiversidad urbana (Flink & Seams 1993). El concepto de corredor de biodiversidad o corredor ecológico implica una conectividad entre áreas con una biodiversidad importante, favoreciendo la migración y la dispersión de especies de flora y fauna silvestres (Spellerberg & Gaywood 1993). Las cubiertas verdes instaladas en los techos de los edificios representan un componente importante para permitir dicha conexión entre los diferentes parches verdes de la ciudad. Los techos verdes, conocidos también como techos ecológicos, cubiertas verdes, y azoteas verdes, son una nueva forma de incorporación de masa vegetal a la vida urbana, en aquellos espacios que han sido poco valorados como los envolventes de las edificaciones (García 2010).

En los últimos años, ha aumentado la utilización de los techos para cultivar plantas, no sólo por razones estéticas, sino también para mejorar la calidad ambiental del entorno (Li *et al.* 2010). Las plantas pueden reducir el calor por medio de la reflexión de la radiación solar y la generación de sombra. También

pueden disminuir el calor a través del proceso de transpiración, el cual reduce la temperatura dentro y fuera del edificio (Fujii *et al.* 2005). Finalmente, las plantas pueden mejorar la calidad del aire, removiendo sus contaminantes y atrapando las partículas en sus hojas (Nowak *et al.* 2006). De esta manera, los techos verdes logran cada vez más reconocimiento como una tecnología moderna y ecológica para enfrentar el cambio climático y los problemas ambientales más comunes en el medio urbano (Jim & Tsang 2011).

Con los resultados obtenidos en el presente trabajo, se propone tener áreas con menor cobertura de superficie impermeable y con mayor número de especies de plantas nativas.

CONCLUSIONES

Se registraron 59 especies de abejas y abejorros en el gradiente de urbanización localizado en el área metropolitana de Pachuca, una exótica y el resto nativas de México. La familia con mayor riqueza de especies fue Halictidae (36% de las especies), mientras la de mayor número de individuos fue Apidae (45% de los individuos). El género con mayor número de especies fue *Lasioglossum* (14 especies).

En las dos escalas de paisaje estudiadas, tanto la abundancia como la riqueza de especies de abejas y abejorros, disminuyeron conforme aumentó la cobertura de superficies impermeables, mientras que aumentaron con la cobertura de superficie agrícola.

A nivel local, la abundancia y riqueza de especies de abejas y abejorros disminuyó conforme aumentó la superficie de suelo desnudo; mientras que con la superficie cubierta por vegetación, la abundancia y riqueza de especies tuvo una asociación marginal positiva.

De las 149 especies de plantas colectadas en el gradiente de urbanización, el 65% son nativas de México y el 35% exóticas.

La abundancia de abejas y abejorros aumentó al incrementarse la riqueza de plantas nativas, mientras que la riqueza de especies tuvo una relación marginalmente negativa con la riqueza de plantas exóticas.

Las abejas y abejorros poliléticos fueron los que estuvieron mejor representadas en el gradiente, en términos tanto de abundancia como en riqueza de especies. Las abejas y abejorros sociales y solitarios no difirieron entre sus abundancias y riqueza de especies a lo largo del gradiente. La forma de vida menos representada de abejas y abejorros a lo largo del gradiente de urbanización fue la parásita, con tan solo once individuos.

Las abejas y abejorros que tienen como sustrato el suelo, presentaron mayor riqueza de especies a lo largo del gradiente. No se encontró diferencia significativa entre las abundancias de abejas que anidan en cavidades preexistentes con las que anidan en el suelo.

LITERATURA CITADA

- Ahrné, K. 2008. Local management and landscape effects on diversity of bees, wasps and birds in urban green areas. Tesis de Doctorado. Universidad Suiza de Ciencias Agrícolas.
- Ahrné K., Bengtsson J., & Elmqvist T. 2009. Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization. PLoS ONE 4: e5574. doi:10.1371/journal.pone.0005574.
- Aizen M.A., & Harder L. D. 2009. The global stock of domesticated honey bee is growing slower than agricultural demand for pollination. Current Biology 19: 915-918.
- Aldridge H. D. J. N. 1986. Kinematics and aerodynamics of the greater horseshoe bat, *Rhinolophus ferrumequinum*, in horizontal flight at various flight speeds. Journal of Experimental Biology 126: 479-497.
- Aldridge H. D. J. N., & Brigham R. M. 1988. Load carrying and maneuverability in an insectivorous bat: a test of the 5% rule of radio-telemetry. Journal of Mammalogy 69: 379-382.
- Allen-Wardel G., Bernhardt P., Bitner R., Burquez A., Buchmann S., Cane J., Cox P. A., Dalton V., Feinsinger P., Ingram M., Inouye D., Jones C. E., Kennedy K., Kevan P., Koopowitz H., Medellin R., Medellin-Morales S., Nabhan G. P., Pavlik B., Tepedino D. V., Torchio P., & Walker S. 1998. The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yield. Conservation Biology 12: 8-17.
- Andersson E. 2006. Urban landscape and sustainable cities. Ecology and Society 11: 34. Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art34/>
- Andersson E., Barthel S., & Ahrne K. 2007. Measuring social- ecological dynamics behind the generation of ecosystems service. Ecological Applications 17: 1267-1278.
- Ascher J.S., Rozen Jr.J.G., & Schuh T. 2008. Apoidea species guide. Disponible en: <http://www.discoverlife.org>. (14/Marzo/2012)
- Ayala R. 1988. Abejas silvestres de Chamela, Jalisco. Folia Entomológica Mexicana 77: 395-493.
- Ayala R., Griswold T. L., & Yanega D. 1996. Apoidea (Hymenoptera). En Biodiversidad y biogeografía de artrópodos de México. Hacia una síntesis de su conocimiento. Llorente J., García A.N., & González E. Eds. UNAM/CONABIO, México, D.F. 423-464 pp.

- Ayala R., Griswold T. L., & Bullock S. H. 1998. Las abejas nativas de México. En *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F. 179-225 pp.
- Balboa C., Ayala R., Guzmán M., Esponda J., Cigarroa M., & Vandame R. 2009. Diversidad de abejas en la zona de amortiguamiento e influencia de la Reserva de la Biosfera "El Triunfo", Chiapas, México. En: *Memorias del VI Congreso Mesoamericano sobre Abejas Nativas*. pp. 233-240. (Memoria en extenso)
- Banaszak-Cibicka W., & Żmihorski M. 2012. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal Insect Conservation* 16: 331-343.
- Banaszak-Cibicka W. 2013. Are urban areas suitable for thermophilic and xerothermic bee species (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes)? *Apidologie* 45: 145-155.
- Bartholomew G. A. 1981. A matter of size: an examination of endothermy in insects and terrestrial vertebrates. En: *Insect Thermoregulation* (Eds. B. Heinrich) 45-78pp. Nueva York. Wiley & Sons.
- Bates A. J., Sadler J. P., Fairbrass A. J., Falk S. J., & Hale J. D. 2011. Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PLoS ONE* 6: e23459. doi:10.1371/journal.pone.0023459.
- Batra S. W. 1966. Nest and social behavior of halictine bees of India. *Indian Journal of Entomology* 28: 375-93.
- Bennett E. M. 2003. Soil P concentrations across an urban-rural gradient in Dane County, Wisconsin. *Environmental Management* 32: 476-488.
- Berkes K., & Folke C. 1998. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press Cambridge, Reino Unido.
- Blair R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Journal of Applied Ecology* 6: 506-519.
- Botkin D. B. 1990. *Dissonant Harmonies: a new ecology for the Twenty-first century*. Oxford University Press, Nueva York.
- Boyden S., Millar S., Newcombe K., & O'Neill. 1981. *The ecology of a city and its people: the case of Hong Kong*. Australian National University Press: Canberra.
- Brown J., & Albrecht C. 2001. The effect of tropical deforestation on stingless bees of the genus *Melipona* (Insecta: Hymenoptera: Apidae: Meliponini) in Central Rondonia, Brazil. *Journal of Biogeography* 28: 623-634.

- Cane J., Eickwort G., Wesley F., & Spielholz J. 1983. Foraging, grooming and mate-seeking behaviors of *Macropis nuda* (Hymenoptera, Melittidae) and use of *Lysimachia ciliate* (Primulaceae) oils in larval provisions and cell linings. *American Midland Naturalist* 110: 257-264.
- Cane J. H. 1987. Estimation of bee size using intertegular span (Apoidea). *Journal of the Kansas Entomological Society* 60: 145-147.
- Cane J. 2005. Bees needs challenged by urbanization. En: Johnson A.J., Klemens, M.W. (Eds.), *Nature in Fragments: The Legacy of Sprawl*. Columbia University Press, Nueva York.
- Cane J. H., Minckley R. L., Kervin L., & Roulston T. H. 2006. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications* 16: 632-644.
- Carbó-Ramírez P., & Zuria I. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100: 213-222.
- Chapman R. E., & Bourke A. F. G. 2001. The influence of sociality on the conservation biology of social insects. *Ecology Letters* 4: 650-662.
- Clark P.J., Reed J.M., & Chew F.S. 2007. Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure and rarity. *Urban Ecosystems* 10:321–337.
- Clergeau P., Savard, J. P. L., Mennechez G., & Falardeau G. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100: 413-425.
- Colwell R. K. 2007. EstimateS 8: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and Application. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates> (10/Agosto/2013).
- Comba L., Corbet S.A., Barron A., Bird A., Collinge S., Miyazaki N., & Powell M. 1999. Garden flowers: Insect visits and the floral reward of horticulturally-modified variants. *Annals of Botany* 83: 73-86.
- Concepcion E. D., Diaz M., Kleijn D., Baldi A., Batar, P., Clough Y., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Knop E., Marshall E.J.P., Tscharrntke T., & Verhulst J. 2012. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology*: 49: 695-705.
- Connor E. F., Hafernik J., Levy J., Moore V. L., & Rickman J. K. 2002. Insect conservation in an urban biodiversity hotspot: the San Francisco Bay Area. *Journal of Insect Conservation* 6: 247-259.

- Crozier R. H., & Pamilo P. 1996. Evolution of social insect colonies. Oxford University Press, Oxford.
- Dalmazzo M. 2010. Diversidad y aspectos biológicos de abejas silvestres de un ambiente urbano y otro natural de la región central de Santa Fe, Argentina. *Revista De La Sociedad Entomológica Argentina* 69: 33-44.
- Decker E. H., Kerkhoff A. J., & Moses M. E. 2007. Global patterns of city size distributions and their fundamental drivers. *PLoS One* 2(9): e934. doi:10.1371/journal.pone.0000934.
- Dias B. S. F., Raw A., & Imperatriz-Fonseca V. L. 1999. International pollinators initiative: The Sao Paulo declaration of pollinators. Report on the recommendations of the workshop on the conservation and sustainable use of the pollinators in agriculture with emphasis on bee. Brazilian Ministry of the Environment, Brasilia.
- Douglas I. 1983. The urban environment. Edward Arnold. Londres.
- Egerton F. N. 1983. The history of ecology: achievements and opportunities. *Journal of History of Biology* 16: 259-311.
- Estadísticas Canadá. 2001. Censo 2001. Disponible en: <http://www.12.statcan.ca/english/census01/Products/> (22/Septiembre/2012).
- Estadísticas Nueva Zelanda. 2006. Datos del censo 2006. Disponible en: <http://www.stats.govt.nz> (22/Septiembre/2012).
- Estrada de León C. M. 1992. Abejas Silvestres (Hymenoptera: Apoidea) de La Sierra del Tigre, Jalisco. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad de Guadalajara. 34 pp.
- 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.
- Fiedler P. L., White P. S., & Leidy R. A. 1997. The ecological basis of conservation. Champan and Hall, New York.
- Fierros E. 1994. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) del Volcán de Tequila, Jalisco, México. *Folia Entomológica Mexicana* 102: 21-27.
- Fleming G. 1999 Plan de Desarrollo Regional de la zona Metropolitana dePachuca. H. Ayuntamiento de Pachuca y por el H. Ayuntamiento de Mineral de la Reforma.
- Flink C., & Seams R. M. 1993. Greenways: A Guide to Planning, design and development. Island Press, California.

- Frankie F., Thorp R., Schindler M., Ertter B., Przybylski M. 2002. Bees in Berkeley? *Fremontia* 30: 50-58.
- Frankie G. W., & Ehler L. E. 1978. Ecology of insects in urban environments. *Annual Review of Entomology* 23: 367-387.
- Frankie G. W., Thorp R. W., Schindler M., Hernandez J., Ertter B., & Rizzardi M. 2005. Ecological patterns of bees and their host ornamental flowers in two northern California cities. *Journal of the Kansas Entomological Society* 78: 227-246.
- Frey K. 2001. The Pleasures of a Habitat Garden. *Pacific Horticulture* 62: 20-26.
- Fuji S., Cha H., Kagi N., Miyamura H., & Kim Y. S. 2005. Effects on air pollutant removal by plant absorption and adsorption. *Building and Environment* 40: 105-112.
- García I. 2010. Beneficios de los sistemas de naturación en las edificaciones. *SNES-ABC* 22.
- Gaston, K. J. 2005. Biodiversity and extinction: species and people. *Progress in Physical Geography* 29: 239–247.
- Ghazoul J. 2005. Buzzines as usual? Questioning the global pollination crisis. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 367-373.
- Ghazoul J., & Koh P. L. 2010. Food security not (yet) threatened by declining pollination. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 9-10.
- Gollan J. R., Ashcroft M. B., & Batley M. 2011. Comparison of yellow and white pan traps in surveys of bee fauna in New SouthWales, Australia (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). *Australian Journal of Entomology* 50: 174-178.
- Gómez-Aíza L., & 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.
- Goulson D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 1-26.
- Grant P. R. 1986. *Ecology and evolution of Darwin's finches*. Princeton University Press, Princeton, Nueva Jersey.
- Grimm N. B., Grove J.M., Pickett S.T.A., & Redman C.L. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience* 50: 571-584.
- Grimm N. B., Faeth S. H., Golubiewski N. E., Redman C. L., & Wu J. G. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756-760.

- Griswold T. L., Parker F., & Hanson P. 1995. The bees (Apidae). En Hanson P. E. & Gauld I (Eds) . The Hymenoptera of Costa Rica. Oxford University Press, Oxford.
- Gysi M., Maeder V., & Weisskopf P. 2001. Pressure distribution underneath tires of agricultural vehicles. Transactions of ASA 44: 1385-1389.
- Hadley A.S., & Betts M.G. 2011. The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: absence of evidence not evidence of absence. Biological Reviews.
- Hinners S. J. 2008. Pollinators in an urbanizing landscape: effects of suburban sprawl on a grassland bee assemblage. PhD Dissertation, University of Colorado.
- Hinojosa-Díaz I. A. 1996. Estudio Faunístico de las abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) del Pedregal de San Ángel, D. F. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Hinojosa-Díaz I. A. 2003. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) del declive sur de la Sierra del Chichinautzin, Morelos, México. Folia Entomológica Mexicana 42: 1-20.
- Hurd P. D. 1958. American bees of the genus *Dioxys*, *Lepeletier*, and *Serville*. University of California. Publications in Entomology 14: 127-302.
- INEGI, 2005 a. Instituto Nacional de Estadísticas, Geografía e Informática. Población Rural y Rural ampliada en México 2000.
- INEGI, 2005 b. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. INEGI. Uso del suelo y vegetación.
- INEGI, 2010. Cuaderno Estadístico Municipal, Pachuca de Soto, Estado de Hidalgo. INEGI. México.
- Jim C. Y., & Tsang S. W. 2011. Biophysical properties and thermal performance of an intensive green roof. Build Environ 46: 1263 e74.
- Kansako M., Barredo J. I., Lavelle C. 2006. Are European cities becoming dispersed? A comparative analysis of 15 European urban areas. Landscape and Urban Planning 77:111-130.
- 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.
- Keeling C. D. 1998. Rewards and penalties of monitoring the earth. Annual Review of Energy and Environment 23: 25-82.

- Kleijn D., & van Langevelde F. 2006. Interacting effects of landscape context and habitat quality on flower visiting insects in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 7: 201-214.
- Klein M.A., Steffan-Dewenter I., & Tscharntke T. 2003. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society Biological Science* 270: 955–961.
- Klein M. A., Vaissière E. B., Cane H. J., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C., & Tscharntke T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of Royal Society of London* 274: 303-313.
- Kotze D. J., & O'Hara R. B. 2003. Species decline –but why? Explanations of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) declines in Europe. *Oecologia* 135: 138-148.
- Kremen C., Williams N. M., & Thorp R. W. 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 812-816
- Kremen C., Williams N. M., Bugg R. L., Fay J. P., & Thorp R. W. 2004. The area requirements on an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7: 1109-1119.
- Li J., Wai O. W. H., Li Y. S., Zhan J. H. A., Li J., & Lam E. 2010. Effect of green roof on ambient CO₂ concentration. *Building and Environment* 45: 2644-2651.
- Linsley E. G. 1958. The ecology of solitary bees. *Hilgardia* 27: 534-599.
- Lowry, J. L. 2007. *The Landscaping Ideas of Jays: A Natural History of the Backyard Restoration Garden*. University of California Press. Berkeley and Los Angeles, CA.
- Luniak M. 2008. Fauna of the big city—estimating species richness and abundance in Warsaw, Poland. *Urban Ecology*. Marzluff J.M., Shulenberger E., Endlicher W. Eds. 349–354 pp. Nueva York.
- Magurran A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, Reino Unido.
- Márquez J. 2005. Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 37: 385-408.
- Matteson K. C., & Langelotto G. A. 2010. Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosystems* 13: 333-347.

- Matteson K. C., Ascher J. S., & Langellotto G. A. 2008. Bee richness and abundance in New York city urban gardens. *Annals of the Entomological Society of America* 101: 140-150.
- McDonnell M.J., & Pickett S.T. A. 1990. The study of ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1231-1237.
- McFrederick Q.S., & LeBuhn G. 2006. Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apoidea)? *Biological Conservation* 129: 372-382.
- McIntyre N. E. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* 93: 826-835.
- McIntyre N.E., & Hostetler M. E. 2001. Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. *Basic and Applied Ecology* 3: 209-218.
- McIntyre N.E., Rango J., Fagan W. F., & Faeth S. H. 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52: 257-274.
- McKinney M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52:883–890.
- McKinney M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystem* 11: 161-76.
- Meekins J.F., & McCarthy B.C. 2001. Effect of environmental variation on the invasive success of a nonindigenous forest herb. *Ecol. Appl.* 11: 1336–1348.
- Memmott J., Waser N. M., & Price M. V. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271: 2605-2611.
- Michener C. D. 1969. Comparative social behavior of bees. *Annual Review of Entomology* 14: 299-342.
- Michener C.D. 1974. *The Social Behavior of the Bees: A Comparative Study*. Cambridge, Massachusetts. Harvard University Press. 404 pp.
- Michener C. D. 1979. Biogeography of the bees. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 66: 277-347.
- Michener C. D. 2000. *The bees of the world*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. 913 pp.

- Michener C. D. 2007. The bees of the world. The John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Michez D. 2007. Monographic revision of the Melittidae s.l. (Hymenoptera: Apoidea: Dasypodidae, Meganomiidae, Melittidae). PhD Thesis, Universite de Mons-Hainaut, Mons, Belgium.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystem and Human Well-being: Current State and Trends, Vol. 1. Washington, D.C: Island Press.
- Miller J. R. 2005. Biodiversity conservation and the extinction of experience. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 430-434.
- Minckley R. L., Cane J. H., Kervin L., & Roulston T. H. 1999. Spatial predictability and resource specialization of bees (Hymenoptera: Apoidea) at a superabundant, widespread resource. *Biological Journal of the Linnean Society, London* 67: 119-147.
- Nates-Parra G. 2005. Abejas silvestres y polinización. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología (Costa Rica)* 75: 7-20.
- Nates-Parra G., Parra A. H., Rodriguez A., Baquero P., & Vélez D. 2006. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea en ecosistemas urbanos: Estudio en la ciudad de Bogotá y sus alrededores. *Revista Colombiana de Entomología* 32: 77-84.
- Niemelä J. 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8: 119–131.
- Niemelä J., & Kotze D.J. 2009. Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: a review. *Landscape and Urban Planning* 92: 65-67.
- Norberg U. M. 1981. Flight, morphology, and the ecological niche in some birds and bats. *Symposia of the Zoological Society of London* 48:1 73-197.
- Norberg U. M. 1998. Morphological Adaptations far flight in Bats. Pp 93-108. En: T. H. Kunz and P. A. Racey (Eds). *Bat Biology and Conservation*. Smithsonian Institution Press.
- Novelo-Rincón, L. F., Delfín-González H., Ayala R., & Contreras-Acosta H. 2003. Community structure of native bees in four vegetation types in the dry tropics of Yucatán, México. *Folia Entomológica Mexicana* 42: 177-190.
- Nowak D. J., Crane D. E., & Stevenes J. C. 2006 Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4: 115-123.

- Ochoa de la Torre J. M. 2009. Ciudad, vegetación e impacto climático: el confort en los espacios urbanos. 1a ed.. Erasmus (Eds.) Vilafranca del Penedés, Barcelona.
- Pauleit S., & Duhme F. 2000. Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning* 52: 1-20.
- Pavón N. P., & Meza-Sánchez M. 2009. Cambio climático en el estado de Hidalgo: Clasificación y tendencias climáticas. Univ. Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México.
- Pennycuik C. J. 1975. Mechanics of flight. En: *Avian biology*. Edited by D. Earner and J.R. King, Academic Press, London. 1-75 pp.
- Pickett S. T. A., & McDonnell. M. J. 1993. Humans as components of ecosystems. Springer Verlag, Nueva York.
- Pickett S. T. A., & McDonnell M. J. 1993. Humans as components of ecosystems: A Synthesis. En: *humans as components of ecosystems: Subtle human effects and the ecology of populated areas*. Springer-Verlag: New York.
- Pickett S. T. A., Kolasa J., & Jones C. 2007. *Ecological Understanding: The Nature of Theory and the theory of Nature*. Second Edition. Academic Press, Boston.
- Pickett S. T. A., Parker V. T & Fiedler P. L. 1992. The new paradigm in ecology: Implications for conservation biology above the species level. En: Fiedler PL & SK Jain (Eds.) *Conservation biology: The theory and practice of nature conservation, preservation and management*: 65-88. Chapman and Hall, New York.
- Pineda-López R., & Verdú J. R. 2013. Cuaderno de Prácticas. Medición de la biodiversidad: diversidades alfa, beta y gamma. Universidad Autónoma de Querétaro y Universidad de Alicante. México.
- Plan Municipal de Desarrollo 2012-2016, Pachuca de Soto, Hidalgo. <http://intranet.e-hidalgo.gob.mx/siieh/Planes%20Muicipales/EPAZOYUCAN.pdf> (08/Enero/2014)
- Proctor M., Yeo, P. & Lack A. 1996. *The natural history of pollination*. Harper Collins, Londres.
- Pyle R. M. 1978. The extinction of experience. *Horticulture* 56: 64-67.
- Ramírez R. L., & Halffter G. 2013. Butterfly diversity in a regional urbanization mosaic in two Mexican cities. *Landscape and Urban Planning* 115: 39-48.

- Raw A. 1979. *Centris dirrhorda* (Anthophoridae), the bee visiting West Indian Cherry flowers (*Malpighia puniceifolia*). *Revista de Biología Tropical* 27(2):283-285.
- Rayner J. M. V. 1981. Flight adaptations in vertebrates. *Symposia of the Zoological Society of London* 48:137-172.
- Ricketts T. H., Regetz J., Steffan-Dewenter I., Cunningham S. A., Kremen C., Bogdanski A., Gemmill-Herren B., Greenleaf S. S., Klein A. M., Mayfield M. M., Morandin L. A., Ochieng A., & Viana B. F. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11: 499-515.
- Roubik D. W. 1989. *Ecology and Natural History of tropical Bees*. Cambridge University, Cambridge, Reino Unido.
- Roubik D. W., Villanueva R., Cabrera E. F. & Colli W. 1991. Abejas Nativas de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. *Diversidad Biológica de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México*. CIQRO, Chetumal, Quintana Roo, México.
- Roulston T. A., Cane J. H., & Buchmann Y. S. L. 2000. What governs protein content pollen; pollinator preferences, pollen-pistil interactions, or phylogeny? *Ecological Monographs* 70: 617-43.
- Rundlof M., Nilsson H., & Smith H. G. 2008. Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. *Biological Conservation* 14: 417-426.
- Rzedowski G. Rzedowski C. de, J., & colaboradores. 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2a. ed., 1a reimp., Instituto de Ecología, A.C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Michoacán.
- Salisbury F. B. 1963. *The flowering process*. Pergamosn Press, Oxford.
- Saunders D. A., Hobbs R. J. & Margules C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.
- Savard J. P. L., Clergeau P., & Mennechez G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 131-142.
- Sharma S., & Amritphale D. 2007. Effect of urbanization on the population density of aak weevil. *Current Science* 93:1130–1134.
- Simberloff D. 1982. A succession of paradigms in ecology. Essentialism to materialism and probabilism. Saarinen (Eds.) Reidel, Boston.
- Small C., Pozzi F., & Elvidge C. 2005. Spatial analysis of global urban extent from DMSP-OLS night lights. *Remote Sensing of Environment* 96: 277-291.

- Spellerberg I.F., & Gaywood M.J. 1993. Linear features: linear habitats and wildlife corridors, English Nature Research Report No. 63. Peterborough, Reino Unido.
- Starr C.K. 1984. Sperm competition, kinship and sociality in the aculeate Hymenoptera. En: Smith RL (Eds.) Sperm competition and the evolution of animal mating systems. Academic Press, Nueva York.
- Steffan-Dewenter I., Tschardt T. 2001. Succession of bee communities on fallows. *Ecography* 24: 83-93.
- Steffan-Dewenter I., Münzenberg U., Bürger C., Thies C., & Tschardt T. 2002. Scale-dependent effects of landscape structure on three pollinator guilds. *Ecology* 83: 1421-1432.
- Steffan-Dewenter I., & Tschardt T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Royal Society of London* 274: 303-313.
- Steiner, J., Harter-Marques B., Zillikens A., & Feja E.P. 2006. Bees of Santa Catarina Island, Brasil - a first survey and checklist (Insecta: Apoidea). *Zootaxa* 1220: 1-18.
- Stockwell E. F. 2001. Morphology and flight manoeuvrability in New World leaf-nosed bats (Chiroptera: Phyllostomidae). *Journal of Zoology* 254: 505-514.
- Stone G. N., & Willmer P. G. 1989. Endothermy and temperature regulation in bees: a critique of "grab and stab" measurement of body temperature. *Journal of Experiment Biology* 143: 211-223.
- Sukopp H. 2002. On the early history of urban ecology in Europe. *Preslia* 74: 373-393.
- Sustek Z. 1987. Changes in body size structure of carabid communities (Coleoptera, Carabidae) along an urbanization gradient. *Biologia (Bratislava)* 42: 145-156.
- Tepedino V. J. 1981. The pollination efficiency of squash bee (*Peponapis pruinosa*) and the honey bee (*Apis mellifera*) on summer squash (*Cucurbita pepo*). *Journal of the Kansas Entomological Society* 54: 359-377.
- Terradas J. 2001. Espacio público y ecología urbana. Rubes (Eds.) Barcelona.
- Theobald D. M. 2002. Land-use dynamics beyond the American urban fringe. *The Geographical Review* 91: 544-564.
- Thomas H. 2000. Rising Wage Inequality in Urban Labor Markets. *Employment Research* 7: 5-6.

- Thompson K., Austin K. C., Smith R. M., Warren P. H., Angold P. G., & Gaston K. J. 2003. Urban domestic gardens (I): putting small-scale plant diversity in context. *Journal of Vegetation Science* 14: 71-78.
- Triplehorn C. A., & Johnson N.F. 2005. Borror and DeLong's introduction to the study of insects. Edit. Thomson Brooks/cole. 7th Ed. California, Estados Unidos de América.
- 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.
- Tylianakis J. M., Klein A. M., & Tscharntke T. 2005. Spatiotemporal variation in the diversity of Hymenoptera across a tropical habitat gradient. *Ecology* 86: 3296-3302.
- Underwood B .A. 1991. Thermoregulation and energetic decision-making by the honeybees *Apis cerana*, *Apis dorsata* and *Apis laboriosa*. *Journal of Experimental Biology* 157: 19-34.
- UN-HABITAT. 2006. The satate of the World's Cities Report 2006/2007. London: Earthscan.
- Organización de las Naciones Unidas, Departamento de Economía and Asuntos sociales, División de Población: World Urbanization Prospects, the 2011 Revision. Final Report with Annex Tables. New York, 2012 <http://esa.un.org/unpd/wup/index.htm> (26/Julio/2012)
- Vergara-Briseño C. & Ayala R. 2002. Diversity, phenology and biogeography of the bees (Hymenoptera: Apoidea) of Zapotitlán de las Salinas, Puebla, México. *Journal of the Kansas Entomological Society* 75: 16-30.
- Villalbazo P., Corona J., & García S. 2002. Urbano-rural, constante búsqueda de fronteras conceptuales. *Notas Revista de Información y Análisis*, núm. 20, INEGI, México, pp. 17-24.
- Vitousek P. M., Mooney H. A., Lubchenco J., & Melillo J. M. 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* 227: 494-499.
- Wcislo W.T., & Danforth B. 1997. Secondarily solitary: The evolutionary loss of social behavior. *Trends in Ecology and Evolution* 12: 468-474.
- Westerkamp C., & Gottsberger G. 2002 The Costly Crop Pollination Crisis. En: Kevan P & Imperatriz Fonseca VL (Eds) - *Pollinating Bees - The Conservation Link Between Agriculture and Nature* - Ministry of Environment / Brasília.

- Westerkamp C. 1991. Honeybees are poor pollinators-why? *Plant Systematic and Evolution* 177: 71-75.
- Westrich P. 1996. Habitat requirements of central European bees and the problems of partial habitats. *The Conservation of Bees* (Eds.) A. Matheson, S. L. Buchmann, C. O'Toole, P. Westrich & I. H. Williams), Academic Press, London, Reino Unido.
- Williams N. M., Crone E. E., Roulston T. H., Minckley R. L., Packer L., & Potts S. G. 2001. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation* 143: 2280-2291.
- Wilson E. O. 1971. *The insect societies*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts .
- Winfree R., Griswold T., & Kremen C. 2007. Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conservation Biology* 21: 213-223.
- Winston M. L. 1987. *The biology of the honey bee*. Harvard University Press, Londres.
- Zanette L. R. S., Martins R. P., & Ribeiro S. P. 2005. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in Brazilian metropolis. *Landscape Urban Planning* 71: 105-121.
- Zar J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall. Nueva Jersey.

ANEXOS

Anexo 1. Listado taxonómico de las especies de abejas registradas en el gradiente de urbanización, y sus respectivas características biológicas. El tamaño promedio y carga alar promedio por especie, se acompaña del error estándar.

ESPECIE	CONSTANCIA FLORAL	FORMA DE VIDA	SUSTRATO DE ANIDACIÓN	TAMAÑO PROMEDIO (mm)	CARGA ALAR PROMEDIO (N/m ²)
ANDRENIDAE					
<i>Andrena</i> sp. 1	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	11.47 ± 0.940	4.37 ± 0.856
<i>Andrena</i> sp. 2	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	12.25 ± 0	5.08 ± 0
<i>Calliopsis</i> sp. 1	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	8.09 ± 0.11	5.37 ± 0.11
<i>Calliopsis</i> sp. 2	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	7.12 ± 0.02	5.47 ± 0.2
<i>Macrotera bicolor</i>	Monoléctica	Solitaria	Suelo	9.29 ± 0.327	2.86 ± 0.224
<i>Macrotera sinaloana</i>	Monoléctica	Solitaria	Suelo	6.43 ± 0.317	2.65 ± 0.468
<i>Perdita</i> sp. 1	Monoléctica	Solitaria	Suelo	6.20 ± 0	1.14 ± 0
<i>Perdita</i> sp. 2	Monoléctica	Solitaria	Suelo	7.77 ± 0.175	2.44 ± 0.17
<i>Perdita</i> sp. 3	Monoléctica	Solitaria	Suelo	5.35 ± 0.170	1.49 ± 0.033
<i>Protandrena</i> sp. 1	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	6.10 ± 0	2.62 ± 0
<i>Protandrena</i> sp. 2	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	7.38 ± 0.15	1.89 ± 0.159
<i>Protandrena</i> sp. 3	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	9.31 ± 0.415	2.11 ± 0.001
<i>Protandrena</i> sp. 4	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	7.80 ± 0	1.248 ± 0
<i>Pseudopanurgus</i> sp.	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	11.10 ± 2.648	2.08 ± 0.150
APIDAE					
<i>Anthophora californica</i>	Poliléctica	Solitaria	Suelo	12.73 ± 0.020	7.90 ± 0.387
<i>Apis mellifera</i>	Poliléctica	Social	Cavidades preexistentes	11.86 ± 0.429	5.33 ± 0.162
<i>Bombus weisi</i>	Poliléctica	Social	Cavidades preexistentes	13.56 ± 0.823	8.40 ± 0.768
<i>Ceratina</i> sp.	Poliléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	7.40 ± 0.326	3.19 ± 0.141
<i>Diadasia diminuta</i>	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	8.70 ± 0.273	4.29 ± 0.412
<i>Diadasia</i> sp. 1	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	12.41 ± 0.372	5.77 ± 0.319
<i>Exomalopsis</i> sp.	Poliléctica	Solitaria	Suelo	5.74 ± 0.728	3.05 ± 0.72
<i>Melisodes</i> sp. 1	Poliléctica	Solitaria	Suelo	13.62 ± 1.25	4.11 ± 0.566

<i>Melissodes tepaneca</i>	Poliléctica	Solitaria	Suelo	12.19 ± 0.420	4.03 ± 0.299
<i>Peponapis sp. 1</i>	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	12.40 ± 0.4	3.83 ± 0.061
<i>Peponapis sp. 2</i>	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	11.15 ± 0	6.90 ± 0
<i>Syntrichalonia ferruginea</i>	Poliléctica	Solitaria	Suelo	15.32 ± 0.701	6.29 ± 0.476
<i>Tetraloniella sp.</i>	Poliléctica	Solitaria	Suelo	11.12 ± 0.176	3.34 ± 0.241
<i>Thygater montezuma</i>	Poliléctica	Solitaria	Suelo	13.05 ± 0.149	5.46 ± 0.575
<i>Xeromelecta californica</i>	Poliléctica	Parásita	Parásita	10.63 ± 0	4.41 ± 0

COLLETIDAE

<i>Hylaeus sp.</i>	Poliléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	4.60 ± 0	1.49 ± 0
--------------------	-------------	-----------	----------------------------	----------	----------

HALICTIDAE

<i>Agapostemon leonculus</i>	Poliléctica	Social	Suelo	9.99 ± 0.217	3.22 ± 0.221
<i>Augochlorella sp.</i>	Poliléctica	Social	Cavidades preexistentes	8.37 ± 0	2.36 ± 0
<i>Halictus ligatus</i>	Poliléctica	Social	Suelo	9.10 ± 0	2.20 ± 0
<i>L. Dialictus sp. 1</i>	Poliléctica	Social	Suelo	5.82 ± 0.310	1.76 ± 0.102
<i>L. Dialictus sp. 2</i>	Poliléctica	Social	Suelo	6.23 ± 0.096	1.64 ± 0.015
<i>L. Dialictus sp. 3</i>	Poliléctica	Social	Suelo	4.82 ± 0.478	1.87 ± 0
<i>L. Dialictus sp. 4</i>	Poliléctica	Social	Suelo	5.11 ± 0.222	1.70 ± 0.137
<i>L. Dialictus sp. 5</i>	Poliléctica	Social	Suelo	4.87 ± 0	1.86 ± 0
<i>L. Dialictus sp. 6</i>	Poliléctica	Social	Suelo	5.22 ± 0.288	2.11 ± 0.210
<i>L. Dialictus sp. 7</i>	Poliléctica	Social	Suelo	4.96 ± 0.437	1.70 ± 0.236
<i>L. Dialictus sp. 8</i>	Poliléctica	Social	Suelo	5.36 ± 0.808	2.08 ± 0.118
<i>L. Evylaeus sp. 1</i>	Oligoléctica	Social	Suelo	6.30 ± 0	2.09 ± 0
<i>L. Lasioglossum cercothrix</i>	Poliléctica	Social	Suelo	8.80 ± 0.6	2.71 ± 0.118
<i>L. Lasioglossum sp. 1</i>	Poliléctica	Social	Suelo	8.20 ± 0	3.34 ± 0
<i>L. Lasioglossum sp. 2</i>	Poliléctica	Social	Suelo	8.23 ± 0.398	2.15 ± 0.031
<i>L. Lasioglossum sp. 3</i>	Poliléctica	Social	Suelo	9.30 ± 0	2.65 ± 0
<i>L. Lasioglossum sp. 4</i>	Poliléctica	Social	Suelo	6.52 ± 0	2.42 ± 0
<i>Paragapostemon coelestinus</i>	Oligoléctica	Social	Suelo	10.20 ± 0	2.23 ± 2.232

<i>Sphecodes sp. 1</i>	Poliléctica	Parásita	Parásita	5.88 ± 0.363	1.50 ± 0.175
<i>Sphecodes sp. 2</i>	Poliléctica	Parásita	Parásita	3.10 ± 0	1.47 ± 0
<i>Sphecodes sp. 3</i>	Poliléctica	Parásita	Parásita	8.50 ± 0	1.55 ± 0
MEGACHILIDAE					
<i>Anthidium sp.</i>	Poliléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	12.35 ± 0.450	8.74 ± 0.427
<i>Ashmeadiella bequarti</i>	Oligoléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	8.60 ± 0.168	6.15 ± 0.382
<i>Lithurgus littoralis</i>	Monoléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	14.54 ± 1.455	5.50 ± 0.334
<i>Megachile sp. 1</i>	Poliléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	14.35 ± 0.45	7.22 ± 0.066
<i>Megachile sp. 2</i>	Poliléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	16.10 ± 0	7.60 ± 0
<i>Megachile sp. 3</i>	Poliléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	12.20 ± 0	5.82 ± 0
<i>Osmia azteca</i>	Oligoléctica	Solitaria	Cavidades preexistentes	12.50 ± 0.728	4.49 ± 0.932
<i>Trachusa mitchelli</i>	Oligoléctica	Solitaria	Suelo	13.15 ± 0	8.39 ± 0

Anexo 2. Listado taxonómico de las especies de plantas registradas en el gradiente de urbanización, y sus respectivas especificaciones sobre origen y hábitat.

ESPECIE	ORIGEN	HÁBITAT
<i>Acacia farnesiana</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Acacia schaffneri</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Acacia</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Adenium obesum</i>	Exótica	No especificado
<i>Agapanthus africanus</i>	Exótica	No especificado
<i>Agave americana</i>	Nativa	Cultivado
<i>Agave lechuguilla</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Agave salmiana</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Agave</i> sp. 1	Nativa	Cultivado
<i>Agave</i> sp. 2	Nativa	Cultivado
<i>Aloe barbadensis</i>	Exótica	No especificado
<i>Aloe</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Amaranthus hybridus</i>	Nativa	Maleza

<i>Ambrosia psilostachya</i>	Exótica	Maleza
<i>Argemone platyceras</i>	Nativa	Maleza
<i>Argemone</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Aristida</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Atriplex</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Avena fatua</i>	Exótica	No especificado
<i>Baccharis</i> sp.	Nativa	Maleza
.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Bahia absinthifolia</i>		
<i>Barkleyanthus salicifolius</i>	Nativa	Maleza
<i>Bidens odorata</i>	Nativa	Maleza
<i>Boerhavia</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Bouvardia ternifolia</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Brassica rapa</i>	Exótica	Maleza
<i>Bromus carinatus</i>	Nativa	Maleza
<i>Buddleia cordata</i>	Nativa	Matorral xerófilo

<i>Buddleia sessiliflora</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Canna indica</i>	Exótica	No especificado
<i>Chenopodium album</i>	Exótica	No especificado
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Nativa	Maleza
<i>Chenopodium graveolens</i>	Nativa	Maleza
<i>Chenopodium sp.</i>	Nativa	Maleza
<i>Chloris virgata</i>	Nativa	Maleza
<i>Cirsium raphilepis</i>	Nativa	Maleza
<i>Conium maculatum</i>	Exótica	No especificado
<i>Conyza sophiifolia</i>	Nativa	Maleza
<i>Coriandrum sativum</i>	Exótica	No especificado
<i>Cosmos bipinnatus</i>	Nativa	Maleza
<i>Crinum sp.</i>	Exótica	No especificado
<i>Cupressus macrocarpa</i>	Exótica	No especificado
<i>Cupressus sp.</i>	Exótica	No especificado
<i>Cylindropuntia imbricata</i>	Nativa	Matorral xerófilo

<i>Cylindropuntia pallida</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Dalea bicolor</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Dasyilirion acrotriche</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Dyssodia</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Echinocereus cinerascens</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Erigeron</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Eruca sativa</i>	Exótica	No especificado
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Exótica	No especificado
<i>Euonymus</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Eupatorium</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Ficus carica</i>	Exótica	No especificado
<i>Fraxinus</i> sp.	Nativa	Cultivado
<i>Gazania</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Gnaphalium</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Haplopappus venetus</i>	Nativa	Maleza
<i>Hebe</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Hechtia</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo

<i>Hordeum jubatum</i>	Exótica	No especificado
<i>Hordeum vulgare</i>	Exótica	No especificado
<i>Ipomea purpurea</i>	Nativa	Maleza
<i>Ipomea</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Ipomea stans</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Iris</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Jatropha dioica</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Juniperus</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Kalanchoe</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Lamourouxia dasyantha</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Lavatera assurgentiflora</i>	Exótica	No especificado
<i>Leptochloa</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Ligustrum lucidum</i>	Exótica	No especificado
<i>Malus pumila</i>	Exótica	No especificado
<i>Malva parviflora</i>	Exótica	No especificado

<i>Mammillaria</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Marrubium vulgare</i>	Exótica	No especificado
<i>Maurandya</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Melilotus indica</i>	Exótica	No especificado
<i>Milla biflora</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Mimosa aculeaticarpa</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Mimosa</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Mirabilis jalapa</i>	Nativa	Maleza
<i>Montanoa</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Myrtillocactus geometrizans</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Nicotiana glauca</i>	Nativa	Maleza
<i>Opuntia albicarpa</i>	Nativa	Cultivado
<i>Opuntia heliabravoana</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Opuntia robusta</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Opuntia</i> sp. 1	Nativa	Matorral Xerófilo

<i>Opuntia</i> sp. 2	Nativa	Cultivado
<i>Opuntia</i> sp. 3	Nativa	Cultivado
<i>Opuntia</i> sp. 4	Nativa	Cultivado
<i>Opuntia streptacantha</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Oxalis</i> sp. 1	Nativa	Maleza
<i>Oxalis</i> sp. 2	Nativa	Maleza
<i>Pachycereus marginatus</i>	Nativa	Cultivado
<i>Parthenium bipinnatifidum</i>	Nativa	Maleza
<i>Parthenium incanum</i>	Nativa	Maleza
<i>Pelargonium</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Peniocereus castellanosii</i>	Nativa	Cultivado
<i>Pennisetum clandestinum</i>	Exótica	No especificado
<i>Pennisetum villosum</i>	Exótica	No especificado
<i>Phoenix canariensis</i>	Exótica	No especificado
<i>Physalis philadelphica</i>	Nativa	Cultivado
<i>Pinus cembroides</i>	Nativa	Cultivado
<i>Pinus greggii</i>	Nativa	Cultivado

<i>Pinus halepensis</i>	Exótica	No especificado
<i>Pinus</i> sp.	Nativa	Cultivado
<i>Piptochaetium</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Plumbago pulchella</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Podranea ricasoliana</i>	Exótica	No especificado
<i>Populus alba</i>	Exótica	No especificado
<i>Prosopis laevigata</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Prunus persica</i>	Exótica	No especificado
<i>Punica granatum</i>	Exótica	No especificado
<i>Pyracantha koidzumii</i>	Exótica	No especificado
<i>Rapistrum rugosum</i>	Exótica	No especificado
<i>Reseda luteola</i>	Exótica	No especificado
<i>Ricinus communis</i>	Exótica	No especificado
<i>Rosa</i> sp.	Exótica	No especificado
<i>Salsola tragus</i>	Exótica	No especificado

<i>Salvia chamaedryoides</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Salvia</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Sanvitalia procumbens</i>	Nativa	Maleza
<i>Schinus molle</i>	Exótica	No especificado
<i>Sedum</i> sp.	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Senna multiglandulosa</i>	Nativa	Cultivado
<i>Simsia amplexicaulis</i>	Nativa	Maleza
<i>Solanum cervantesii</i>	Nativa	Maleza
<i>Solanum corymbosum</i>	Nativa	Maleza
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Solanum lanceolatum</i>	Nativa	Maleza
<i>Solanum rostratum</i>	Nativa	Maleza
<i>Sonchus oleraceus</i>	Exótica	No especificado
<i>Spharalcea angustifolia</i>	Nativa	Maleza
<i>Tagetes lunulata</i>	Nativa	Maleza
<i>Taraxacum officinale</i>	Exótica	No especificado
<i>Thunbergia alata</i>	Exótica	No especificado

<i>Tithonia tubiformis</i>	Nativa	Maleza
<i>Tradescantia crassifolia</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Verbena</i> sp.	Nativa	Maleza
<i>Viguiera dentata</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Yucca filifera</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Zaluzania augusta</i>	Nativa	Matorral xerófilo
<i>Zaluzania triloba</i>	Nativa	Maleza