



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**ECOLOGÍA DE INSECTOS QUE VISITAN FLORES
EN EL BOSQUE DE CHAPULTEPEC, MÉXICO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A :

LAURA FERNANDA RAMÍREZ VIEYRA



DIRECTOR DE TESIS:

DR. OMAR ÁVALOS HERNÁNDEZ

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX., 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos académicos e institucionales

Estoy en deuda con numerosas personas, sin cuya ayuda no hubiera sido posible realizar este trabajo. En primer lugar, debo de agradecer a Omar Ávalos, quién dirigió y me guió durante toda la realización de mi proyecto de investigación. Gracias por tu conocimiento, tu comprensión, tu paciencia, tu disposición y, sobre todo, agradezco todo el apoyo brindado para que pudiera concluir este trabajo.

Agradezco a mis sinodales, la Dra. Ivalú Cacho, el Dr. Rubén Ortega, el Dr. Uri García y la Dra. Rocío Santos por sus valiosos comentarios que me permitieron mejorar este trabajo.

También estoy enteramente agradecida al equipo de Chapultepec, Uri García, Marysol Trujano, Omar Ávalos, Javier Vega, Jorge Villagómez, Jesús Tapia, Esaú Valdenegro y Gabriel Fuentes, quienes me integraron a este increíble proyecto y estuvieron presentes en gran parte del camino del mismo.

Por el apoyo logístico agradezco a Mónica Pacheco, Martín Aguilar y a Juana Osorio de la Dirección de Manejo del Bosque de Chapultepec, a la Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA), a Edith Calixto y Fernando Córdoba, al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCyT) y a la Secretaría de Defensa Nacional (SEDENA)

Finalmente, este trabajo fue realizado gracias al apoyo financiero del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología, CONAHCyT-300197, con nombre “Análisis de la diversidad de grupos selectos de fauna de importancia ecológica y su relación con el grado de conservación en el Bosque de Chapultepec”, otorgado al Dr. Uri Omar García Vázquez, responsable del proyecto.

Dedicatorias personales

A mis padres, por los cimientos que me hacen ser quién soy ahora.

A mi hermana, Valentina, gracias por tu compañía y tu sostén en los momentos más difíciles.

A Sansa, Mimí, Chiquitín y Burbuja por su amor incondicional y ser los mejores compañeros.

A mi tita Linda, por quererme tanto y por apoyarme en lo que estuviera a tu alcance.

A mis amigas y amigos, aquellos que han permanecido y los nuevos que han llegado, gracias por ser y estar. Hago mención especial a Fer, Karmon, Susi, Vicho, Mich, Saúl, Mez, Sharon y Ori.

A Javi, Chucho y Jorge, por hacer amenas las salidas a campo y brindarme su amistad desde el inicio de este proyecto.

A mi mamá, que no viste la conclusión de este ciclo, pero estuviste la mayor parte del camino.

“No hay vidas pequeñas; cuando la miramos de cerca, toda vida es grande.”

Maurice Maeterlinck

ÍNDICE

RESUMEN	7
INTRODUCCIÓN.....	9
ANTECEDENTES.....	11
OBJETIVOS.....	18
HIPÓTESIS Y PREDICCIONES	18
MATERIALES Y MÉTODOS	22
RESULTADOS	29
DISCUSIÓN	36
CONCLUSIONES.....	48
LITERATURA CITADA	50
GLOSARIO.....	63
APÉNDICE I	66
APÉNDICE II	70

RESUMEN

Los insectos polinizadores son componentes esenciales en los ecosistemas, ya que contribuyen a su biodiversidad, funcionamiento y resiliencia a través de los servicios ecosistémicos que ofrecen. Se han documentado diversos efectos, tanto positivos como negativos, de los paisajes urbanos sobre la abundancia y diversidad de polinizadores. Estudiar las interacciones interespecíficas mejorará el entendimiento acerca de la organización y el funcionamiento de las comunidades en ambientes urbanos. Este trabajo tiene como objetivo describir la asociación del nivel de urbanización con los parámetros de las redes de interacción planta e insectos visitantes florales de dos órdenes (Hymenoptera: Apoidea, Diptera: Syrphidae y Bombyliidae) en el Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. Se realizaron muestreos durante un año, abarcando la época de secas (noviembre 2020 a marzo 2021) y de lluvias (mayo a octubre 2021), en 150 puntos a lo largo de las cuatro secciones del bosque y áreas urbanas colindantes. En cada punto se registraron las interacciones bióticas y se midieron variables ambientales y de urbanización. Los puntos se clasificaron, considerando las variables ambientales y de urbanización, en tres categorías de nivel de urbanización: baja, media y alta. Se comparó el grado de conectividad, grado de especialización, anidamiento y asimetría en los niveles de urbanización. Se registraron 5,430 interacciones planta-insecto visitante floral, en las cuales participaron 43 especies de insectos y 126 especies de plantas. Se registraron 21 especies de Diptera (Syrphidae y Bombyliidae) y 22 especies de Hymenoptera (Apoidea). En el nivel de urbanización alto se registraron 28 especies de insectos interactuando con 79 especies de plantas; en el medio 20 insectos con 32 plantas y en el nivel bajo 39 especies de insectos con 81 especies de plantas. Los valores de conectancia, anidamiento y grado de especialización fueron similares en los niveles de urbanización alto y bajo, y mayores respecto al nivel medio. Los parámetros de la red fueron diferentes en el nivel de urbanización medio debido, principalmente, a la reducción del número de especies y la dominancia de especies generalistas (e.g. *Apis mellifera*). Esto posiblemente se deba al manejo de las áreas verdes, que es una práctica común en este nivel de urbanización. Los valores altos de anidamiento en los niveles de urbanización bajo y alto sugieren la presencia de varias especies generalistas, además de especies especialistas que brindan mayor robustez a las redes de esos niveles. A partir de los resultados obtenidos se pueden proponer estrategias para

manejo de recursos biológicos en ambientes urbanos, por medio de programas de restauración, conservación y educación ambiental que promuevan el mantenimiento de la diversidad de polinizadores y plantas.

INTRODUCCIÓN

Los insectos polinizadores son componentes esenciales en de los ecosistemas, ya que contribuyen a su biodiversidad, funcionamiento y resiliencia a través de los servicios ecosistémicos que ofrecen, que incluyen la reproducción de angiospermas, la producción agrícola y la perpetuación de la biodiversidad terrestre (IPBES, 2016).

La preocupación por la conservación de insectos comenzó a aumentar a inicios del siglo XX (Potts *et al.*, 2010; Bates *et al.*, 2011; Althaus *et al.*, 2020). Los datos documentados sobre la disminución de diferentes taxones de insectos muestran que comenzó en la década de 1950 y que las pérdidas han continuado en gran medida y sin disminuir para muchos taxones (Wagner, 2020). Sin embargo, la documentación del declive de insectos varía según la espacialidad, la temporalidad y los grupos taxonómicos (Wagner, 2020). La disminución de insectos polinizadores mejor documentada es la de los órdenes Lepidoptera e Hymenoptera (Rhodes, 2018; Althaus *et al.*, 2020; Wagner, 2020). Los factores a los que se ha atribuido la pérdida de insectos polinizadores son el cambio de uso del suelo, la pérdida y fragmentación del hábitat, el cambio climático, las especies invasoras, la contaminación ambiental, la agricultura intensiva que conlleva el uso de pesticidas, fertilizantes y otros agroquímicos, las plagas y enfermedades, y la disminución de riqueza y abundancia floral (Potts *et al.*, 2016; Rhodes, 2018; Wagner, 2020).

Más del 80% de las plantas con flor son polinizadas por insectos y aproximadamente tres cuartas partes de los cultivos son dependientes de la polinización por insectos, por lo que la pérdida de ellos puede conllevar consecuencias en cadena. Desde el punto de vista ecológico, esto causa la disminución de la tasa de polinización y por ende de la reproducción de las plantas con flor, y a su vez, la disminución de las tasas de regeneración vegetal (Rhodes, 2018). Esto a su vez causaría afectaciones desde el punto de vista económico serían la disminución del bienestar de los consumidores y el reforzamiento en la desigualdad del comercio y los consumidores (Murphy *et al.*, 2021).

Paradójicamente, se ha documentado que algunos paisajes urbanos potencialmente pueden salvaguardar la biodiversidad de los polinizadores, debido a la baja exposición de pesticidas y alta diversidad floral durante todo el año (Baldock *et al.*, 2015; Martins *et al.*, 2017;

Theodorou *et al.*, 2020). Por otro lado, también existen trabajos en donde se registran que las áreas urbanas tienen un efecto negativo en la presencia de polinizadores (Bates *et al.*, 2011; Verboven *et al.*, 2014). Por lo anterior, es necesario estudiar el efecto de la urbanización sobre los diferentes taxones que forman este grupo funcional. No se puede comprender el funcionamiento del ecosistema si un estudio se centra en especies aisladas o incluso a pares independientes de interacciones, ya que el comportamiento de todo el sistema muestra propiedades más allá de la suma de sus partes (Jordano *et al.*, 2009). El efecto de los factores de perturbación urbanos como la pérdida y fragmentación del hábitat, las especies introducidas, el cambio climático y los agentes químicos contaminantes puede reflejarse de distinta forma sobre las redes de interacción planta-animal en comparación con su efecto sobre la riqueza y diversidad (Harrison & Winfree, 2015; Baldock, 2020). No

En este trabajo se estudió la asociación del nivel de urbanización con los parámetros de las redes de interacción planta-animal con enfoque en tres grupos de insectos visitantes florales (Hymenoptera: Apoidea; Diptera: Bombyliidae, Syrphidae) en el Bosque de Chapultepec y zonas urbanas cercanas al Bosque.

ANTECEDENTES

Parámetros de las redes de interacción

Una red mutualista de polinización se conforma por múltiples especies de plantas y polinizadores que interactúan entre sí; según la perspectiva, cada polinizador tiende a visitar a ciertas especies de plantas y/o cada planta recibe la visita de diferentes especies de polinizador (Rhodes, 2018). La estructura resultante de este entrelazado se denomina red bipartita, cuyos componentes son los nodos o vértices (especies) y los enlaces entre ellos (interacciones).

Cada nodo se caracteriza por un valor de *grado*, el cual se define como el número de enlaces frente a otros nodos. Una primera medida de la estructura de la red se basa en el concepto de distribución de grados, es decir, la distribución de frecuencia del número de enlaces por nodo (Bascompte y Jordano, 2007). Relacionado con el grado se tiene la *conectancia*, que es una medida a nivel de red sobre la cantidad de enlaces que se presentan respecto al total posible (Jordano *et al.*, 2009). La forma en que se distribuyen los enlaces entre las especies se le conoce como *topología* de la red de interacciones; curiosamente, la topología en las redes de interacción planta-polinizador son similares entre ecosistemas distintos, incluso si las especies participantes son completamente diferentes (Rhodes, 2018).

Cabe mencionar que se ha demostrado que la distribución de enlaces en redes reales difiere significativamente a las redes aleatorias y muestran pautas invariantes de conectividad. En redes reales, el mínimo de nodos están super-enlazados (que interactúan con todos los participantes del otro nivel) y el resto tienen muy pocos enlaces, resultando en una distribución *anidada* o encajada y heterogénea (Figura 1) (Bascompte y Jordano, 2008). Dicho de otro modo, si se ordenan las especies de plantas de la más especialista a la más generalista, se observa que las especies animales con las que interactúan se hallan incluidas en conjuntos cada vez mayores (Bascompte y Jordano, 2008; Valdovinos, 2019).

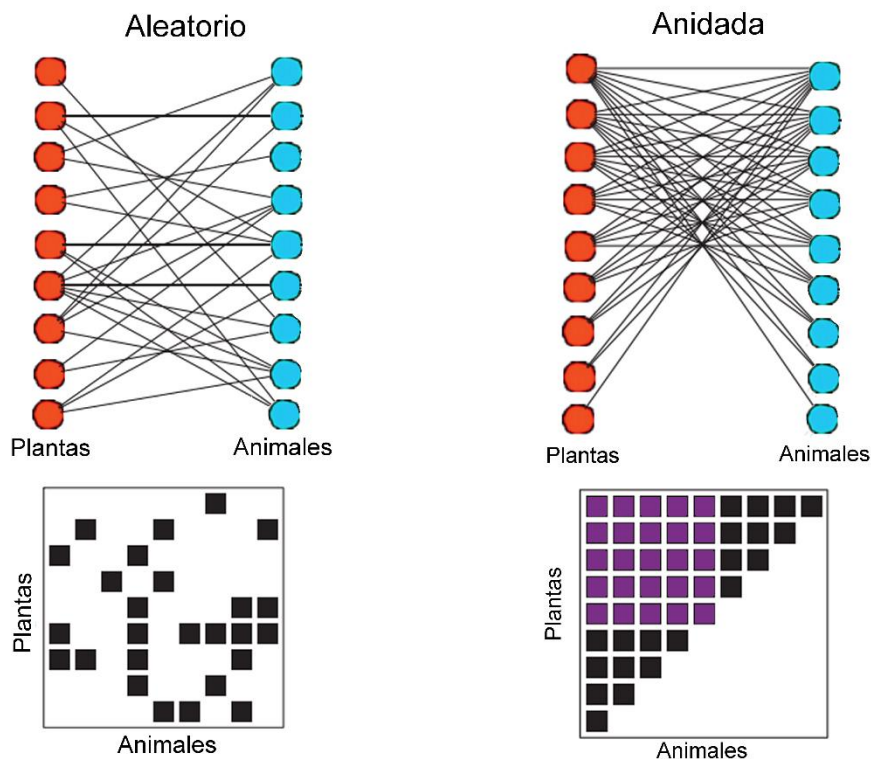


Figura 1. Comparación de una red de interacciones realizada aleatoriamente contra una red con anidamiento perfecto. Los círculos de color naranja representan a las plantas y los de color azul a los animales. También se representan las redes con matrices de adyacencia planta × animal. El cuadro de color morado indica lo que representaría al núcleo de especies generalistas que interactúan entre sí.

De la distribución anidada surgen dos propiedades: la formación de un *núcleo de generalistas* en la red y la *especialización asimétrica*. En primer lugar, el núcleo está constituido por un reducido grupo de plantas y animales generalistas que interactúan entre sí (Figura 1), lo que permite la posibilidad de rutas alternativas para la persistencia del sistema si algunas de estas interacciones desaparecen (Bascompte y Jordano, 2007). En segundo lugar, la especialización es asimétrica, es decir, las especies especialistas de uno de los conjuntos tienden a interactuar sólo con las generalistas del otro conjunto; además los generalistas tienden a ser especies más abundantes y menos fluctuantes en comparación con los especialistas ya que los generalistas interactúan con muchas otras especies y no dependen de ninguna (Bascompte y Jordano, 2007).

La asimetría puede estimarse para toda la red y es comparable con el grado de asimetría de otras redes.

Estas propiedades que determinan la estructura de la red están íntimamente relacionadas a la *robustez*, es decir, cuán sensible es la red a la pérdida de nodos; se mide como la fracción de especies que deben extinguirse para que la red resultante se fragmente en varias partes inconexas (Bascompte y Jordano, 2007). Sin embargo, no todos los nodos son igualmente importantes para la dinámica y la estabilidad del sistema. La importancia topológica de los nodos comúnmente se cuantifica utilizando diferentes índices que describen la relación de cada nodo participante en una red compleja (Estrada y Bodin, 2008).

En primera instancia un nodo se caracteriza por el grado, es decir, la cantidad de enlaces que inciden en él. Una extensión cuantitativa del grado es la *fuerza de la especie*; la cual puede definirse como la suma de las dependencias de los animales en una planta específica, o la suma de las dependencias de las plantas en un animal específico (Bascompte y Jordano, 2007). Además, se puede medir la relevancia del nodo en la red a través de la *cercanía* y la *intermediación*, estos ayudan a identificar aquellos nodos que, si se eliminan selectivamente, conllevan una ruptura más rápida de la red que si se eliminan al azar (Memmott *et al.*, 2004). De acuerdo con Jordán *et al.* (2006) la cercanía hace referencia a la proximidad que tiene un nodo respecto al resto de nodos de la red; los nodos con valores altos de cercanía pueden afectar rápidamente a otros nodos y viceversa. La intermediación describe la importancia de un nodo como conector entre diferentes partes de la red; las especies que son importantes para la cohesión de la red tendrán una intermediación positiva.

Por último, los índices para describir la diversidad de interacciones a nivel de especie son: *diversidad de socios* y *generalidad proporcional*. La diversidad de socios es el análogo cuantitativo del grado cualitativo de especie, es decir, la riqueza de los socios en la interacción; mientras que la generalidad proporcional considera las especies asociadas efectivas divididas entre el número efectivo de recursos, es decir, la proporción de especies con las que interactúa esa especie (Kaiser-Bunbury y Blüthgen, 2015). Una alta diversidad de socios, y por lo tanto de generalidad,

reduce la dependencia de la red de unas pocas especies especializadas, y a su vez, aumenta la robustez ante perturbaciones estocásticas o antropogénicas (Kaiser-Bunbury y Blüthgen, 2015).

Estas propiedades de las redes pueden modificarse si se cambia la composición o abundancia relativa de las especies que participan. En ambientes urbanos esto ocurre particularmente con la introducción de especies exóticas, generalistas y tolerantes a la perturbación (Martín *et al.*, 2010; Normandin *et al.*, 2017; Dáttilo *et al.*, 2022).

Existen algunos trabajos que muestran las diferentes respuestas del efecto de la urbanización sobre los parámetros de las redes de interacción planta-animal (Beal-Neves *et al.*, 2020). Beal-Neves *et al.* (2020) reportaron la influencia de la urbanización junto con la perturbación de incendios sobre las redes de polinización en pastizales, encontrando que el único parámetro de la red que se asocia a la urbanización es la asimetría, la cual aumenta a mayor urbanización y se debe a un mayor número de visitantes florales que de plantas. Además, identificaron una asociación decreciente entre el nivel de urbanización y el grado de *Apis mellifera*, especie que puede promover tanto cambios en la estructura de las redes como la disminución general de los polinizadores nativos.

Papel de Apis mellifera en las redes de polinización

La abeja europea, *Apis mellifera*, destaca como un ejemplo de dominancia en las redes de interacción entre plantas y visitantes florales. Este insecto se distingue por ser súper-generalista y cosmopolita, lo que le facilita integrarse en las redes de interacción de las comunidades que invade. Su éxito ecológico se atribuye a su capacidad de adaptación a ambientes nuevos y su aprovechamiento de una amplia gama de recursos florales, además de su domesticación e introducción por parte de los humanos (Ruttner, 2013; Giannini *et al.*, 2015).

Las características ecológicas de *Apis mellifera* la convierten en una especie central, con muchas conexiones y de las más importantes en las redes de interacciones en las que participa. La abeja europea se convierte así en una especie fuerte dentro de la red. Esta fuerza se basa en la dependencia y asimetría de las plantas a esa especie (Bascompte y Jordano, 2007).

Esta especie tiende a ser muy abundante y acaparar los recursos alimenticios y de anidamiento y, en consecuencia, provoca la reducción de la eficiencia de forrajeo, la adecuación y los servicios de polinización de las otras especies de la comunidad. Esto a su vez modifica la estructura de las comunidades de polinizadores y los parámetros de las redes de interacciones (Wojcik *et al.*, 2018).

En consecuencia, algunos trabajos han demostrado que la presencia de *Apis mellifera* afecta a la estructura y organización de las redes de interacción planta-polinizador; aumenta la conectividad, el anidamiento y a su vez disminuye la modularidad. Esto a su vez produce una superposición de nichos de las plantas y la homogeneización de las interacciones en las redes (Valido *et al.*, 2019; Weaver *et al.*, 2022). También se ha reportado que a mayor abundancia de *Apis mellifera* existe una mayor especialización de otros visitantes florales. Esto se puede deber a que las otras especies visitan otros recursos florales, posiblemente de menor calidad, para evitar la competencia (Giannini *et al.*, 2015; Corcos *et al.*, 2020).

Por lo anterior, las estrategias de conservación deben dirigirse a reducir la homogeneización de las interacciones provocada por la abeja europea, ya que puede tener un papel protagonista en ambientes perturbados (Cruz *et al.*, 2022). Además, se ha demostrado que cuando se elimina a *Apis mellifera* de las redes de polinización, estas redes tienden a volverse más robustas ante la extinción de especies (Dáttilo *et al.*, 2022), debido a que los otros visitantes aumentan su espectro de uso de recursos y disminuye la dependencia de las plantas a una sola especie de polinizador.

El Bosque de Chapultepec como sistema de estudio en ecología urbana

El Bosque de Chapultepec (BCH), con un área aproximada de 800 ha, es el área verde urbana más extensa en la Zona Metropolitana del Valle de México e incluso se considera como el parque urbano más grande de América. En el año 2003 se decretó como Área de Valor Ambiental (AVA) en la categoría de “Bosque Urbano” por su importancia biológica, histórica y cultural en la Ciudad de México (SEDEMA, 2012), y es manejada por la Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México (SEDEMA).

Geológicamente, el conocido cerro de Chapultepec es un volcán extinto, el cual fue ocupado por diferentes civilizaciones mesoamericanas desde el Preclásico (2500 a.C.-200 d.C.) hasta el Posclásico (900– 1521 d.C.) con los mexicas, quiénes lo nombraron Chapultepec (del náhuatl *chapul (in)* -saltamontes-; *tepe (tl)* -cerro o montaña) (INAH, s.f.).

Desde entonces, Chapultepec se ha considerado un sitio estratégico para asentarse y se ha ido transformando a la par que las edificaciones construidas en el sitio, traspasando su ocupación a los primeros virreyes, al Colegio Militar, al emperador Maximiliano de Habsburgo y al órgano presidencial (Gutiérrez, 2021). A partir del Porfiriato se realizaron modificaciones globales que se ven reflejadas en la disposición del Bosque actualmente. No obstante, la transformación del Bosque ha continuado respondiendo a los cambios políticos, económicos, sociales y culturales de la Ciudad de México (INAH, s.f.).

Además del extenso patrimonio histórico y cultural que representa, el BCH ofrece servicios ecosistémicos a escala regional, tales como captura de carbono, liberación de oxígeno, disminución de contaminantes, reducción del efecto de islas de calor, recarga de acuíferos y el resguardo de riqueza biológica (SEDEMA, 2012). No obstante, sufre disturbios de diversa índole tales como el comercio informal, el desecho de residuos sólidos, la construcción de caminos e infraestructura, la introducción de fauna y flora exóticas, el manejo de desbrozadoras para la eliminación de herbáceas y la presión de 15 millones de visitantes anuales aproximadamente (PUEC, 2002; Orozco, 2021).

Ante el deterioro ambiental, se ha buscado la rehabilitación integral de este espacio y la generación de programas de manejo para su mejoramiento y conservación (PROBOSQUE, s.f.). En el 2021 se propuso el proyecto integral “Chapultepec: Naturaleza y Cultura” que tiene como objetivo fortalecer el Bosque de Chapultepec a través de tres ejes (social, ambiental y cultural), pretendiendo aumentar la conectividad, accesibilidad, recuperación del espacio público y de áreas verdes y el crecimiento del Bosque (PROBOSQUE, s.f.; Orozco, 2021).

Conocer la biodiversidad y estudiar interacciones interespecíficas es básico para entender la organización y funcionamiento de las comunidades urbanas (Harrison y Winfree, 2015). Además, relacionar el nivel de urbanización con las redes de interacción planta-animal aporta

información para los planes de manejo de recursos biológicos del BCH. Esta información puede aplicarse en la implementación de políticas públicas y, programas de conservación y de educación ambiental, con la participación de autoridades, urbanistas, científicos y ciudadanos (Bellamy *et al.*, 2017; Hall *et al.*, 2017; Baldock, 2020).

OBJETIVOS

Este trabajo tiene como objetivo estudiar la asociación del nivel de urbanización con los parámetros de las redes de interacción planta e insectos visitantes florales (Hymenoptera: Apoidea; Diptera: Bombyliidae, Syrphidae) en el Bosque de Chapultepec (BCH) y zonas aledañas, Ciudad de México.

En particular se busca:

1. Generar una lista de los insectos visitantes florales en el BCH, con énfasis en abejas (Apoidea) y moscas polinizadoras (Syrphidae y Bombyliidae).
2. Generar una lista de la comunidad de plantas en antesis en el BCH, durante un año
3. Generar la estructura binaria cuantitativa y estimar los parámetros: conectancia, anidamiento, asimetría de especialización, grado de especialización y robustez, de la red de interacciones entre planta-animal en tres niveles de urbanización.
4. Estimar los descriptores a nivel de especie para *Apis mellifera*: fuerza de especie, intermediación, cercanía, diversidad de socios y generalidad proporcional.
5. Comparar los parámetros de las redes y los descriptores a nivel de especie con modelos nulos en tres niveles de urbanización para el BCH.

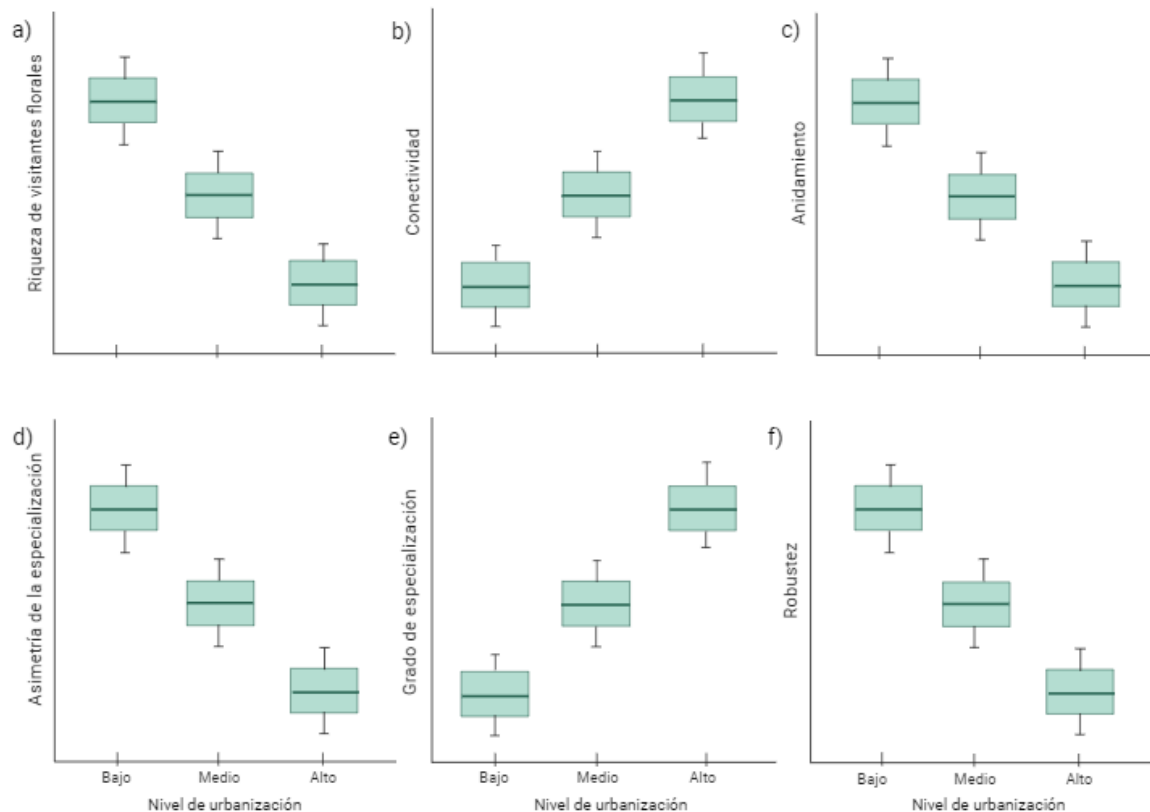
HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Se formulan las siguientes hipótesis para los parámetros de red:

1. La urbanización causa presiones de selección, como disminución de alimento y sitios de anidamiento, contaminación, pérdida y cambio de uso del suelo, que sólo aquellas especies tolerantes y/o oportunistas pueden sobrellevar (Martín *et al.*, 2010). Por ello, se espera que haya menos riqueza de especies animales conforme la urbanización aumente (Figura 2a).
2. Se espera que la conectancia de la red esté positivamente correlacionada con el grado de urbanización (Figura 2b). A medida que se incrementa la riqueza de especies de una comunidad (plantas y polinizadores), se incrementa también el número de interacciones registradas (Jordano *et al.*, 2009). No obstante, la conectancia disminuye

exponencialmente, ya que ésta se atribuye a los valores de las propiedades de primer orden (número de especies y abundancia) (Jordano, 1987; Dormann *et al.*, 2009). Es decir, las especies están relativamente más conectadas en la red cuando la riqueza es baja.

3. Considerando que la urbanización favorece a especies generalistas, en ambientes con mayor nivel de urbanización las interacciones entre generalistas serán dominantes (Martín *et al.*, 2010; Dáttilo *et al.*, 2022). Además, la proporción de especialistas y las interacciones de éstos con generalistas será menor. En consecuencia, se espera que la urbanización tenga una relación negativa con el grado de anidamiento (Figura 2c).
4. En ambientes altamente urbanizados habrá mayor proporción de generalistas e interacciones entre éstos, mientras que en ambientes menos urbanizados las especies especialistas interactuarán con generalistas, lo que incrementa la asimetría de las interacciones y de la red. Por tanto, se espera que la asimetría sea mayor en ambientes poco urbanizados (Figura 2d).
5. En ambientes urbanos hay mayor proporción de generalistas como *Apis mellifera*, la cual es una especie invasora y muy dominante (Geslin *et al.*, 2013). Se espera que en ambientes más urbanizados el grado de especialización sea mayor debido a que otras especies visitan otros recursos florales, posiblemente de menor calidad, para evitar la competencia (Giannini *et al.*, 2015; Corcos *et al.*, 2020). (Figura 2e).
6. En ambientes urbanos hay mayor proporción de generalistas (Geslin *et al.*, 2013). Las redes son más sensibles a extinciones de los generalistas que de los especialistas y la poca abundancia o ausencia de especialistas reduce el anidamiento, el cual confiere mayor robustez a las redes de interacción (Jordano *et al.*, 2009). En consecuencia, se esperan redes menos robustas en sitios más urbanizados (Figura 2f).



Created in BioRender.com **bio**

Figura 2. Predicción de los valores de los parámetros de las redes de interacción respecto al nivel de urbanización.

Se formulan las siguientes hipótesis para descriptores de especie en *Apis mellifera*:

1. Dado que *Apis mellifera* es una especie introducida y generalista (Giannini *et al.*, 2015), se espera que la fuerza de la especie sea mayor conforme aumente la urbanización y, a la par, las especies menos abundantes y especialistas disminuyan (Figura 3a).
2. Al ser generalista, *Apis mellifera* tendrá más interacciones que otras especies (Giannini *et al.*, 2015). Por lo anterior, se espera que esté en una posición central (intermediación y cercanía) en las redes del BCH, y que esta centralidad aumentará con el grado de urbanización, debido a que es una especie abundante y puede ser favorecida por la urbanización al ser una especie domesticada (Figura 3b).

3. Se espera que disminuya la generalidad proporcional y la diversidad de socios de *Apis mellifera* conforme aumente el grado de urbanización (Figura 3c), ya que, a pesar, que en sitios urbanos hay gran cantidad de recursos florales, estos pueden ser de baja calidad y no ser visitados por *Apis mellifera*.

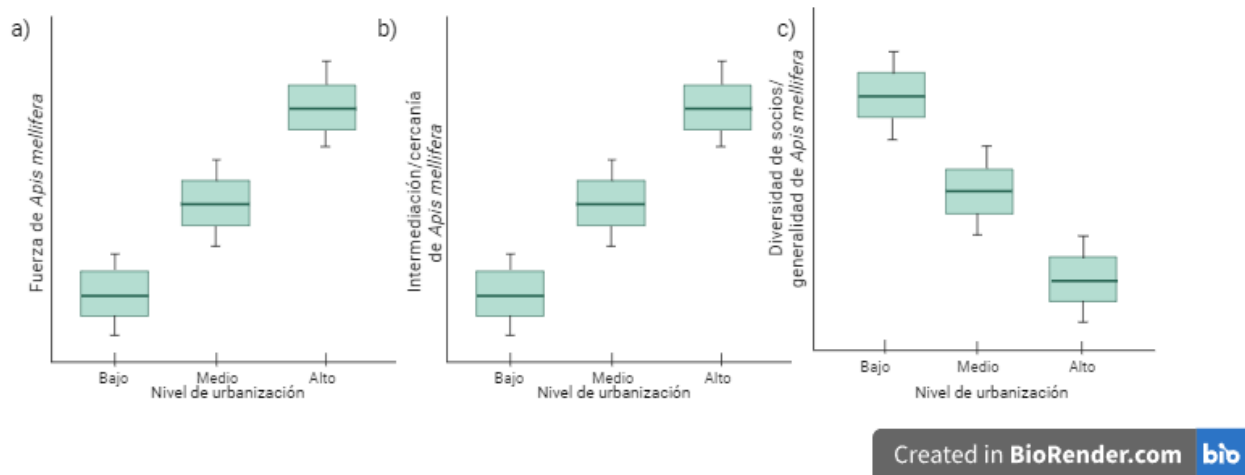


Figura 3. Predicción de los parámetros de *Apis mellifera* dentro de la red de interacciones respecto al nivel de urbanización.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El Bosque de Chapultepec (BCH) (19°23'40" - 19°25'45" norte, 99°10'40" - 99°14'15" oeste; 2,240-2,450 msnm) se ubica al suroeste del Valle de México, en las alcaldías Miguel Hidalgo y Álvaro Obregón, Ciudad de México, México. Se divide en cuatro secciones, la primera con una extensión de ~274.08 ha, la segunda con ~168.03 ha, la tercera con ~243.90 ha y la cuarta con ~100 ha, dando una extensión total de aproximadamente 800 ha (SEDEMA, 2012.).

Por medio del diagnóstico del BCH, realizado por el Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad (2002), se determinó que existe una heterogeneidad geomórfica y ambiental entre cada sección, por lo que su manejo y dinámica social es diferente entre sí, ya que van de acuerdo con las características y requerimientos de cada sección. En la primera sección se presenta un bosque maduro con un grado medio de conservación principalmente por la disponibilidad de agua. La presión de la afluencia de visitantes va de baja a alta.

La segunda sección es la sección menos diversa del bosque y ha sido promovida como un parque recreativo por lo que la afluencia de visitantes es alta. La tercera sección se considera como un área dedicada a actividades recreativas; sin embargo, hay poca afluencia de visitantes debido al relieve agreste. Las tres secciones tienen problemas de compactación de suelo y alteraciones antrópicas a causa de la integración de materiales de construcción y escombros (PUEC, 2002).

En 2019, como parte del proyecto de recuperación y rehabilitación del BCH, se decidió incorporar una cuarta sección en los terrenos que pertenecían a la Secretaría de Defensa Nacional en la zona de Santa Fe, donde está ubicado el Campo Militar No. 1-F, el cual correspondió a una ex fábrica de pólvora (Orozco, 2021).

Muestreo de interacciones

Se visitaron 150 puntos de muestreos a lo largo de las cuatro secciones del BCH y áreas urbanas colindantes (calles de la ciudad) durante un año, abarcando la época de secas (noviembre 2020 a marzo 2021) y de lluvias (mayo a agosto 2021) (Figura 4). Los puntos en las áreas urbanas

cercanas al Bosque se incluyeron para tener una referencia de las redes de visitantes florales en áreas con un alto nivel de urbanización y poder comparar con las redes dentro del Bosque.

Para ubicar los puntos se consideró cubrir homogéneamente toda el área del BCH, tener una separación de mínima de 200 m entre cada punto, accesibilidad y seguridad. Los puntos se agruparon en nueve rutas con 10 a 21 puntos por ruta. Cada ruta se recorrió por dos personas en al menos tres días en cada temporada. Por tanto, cada punto se muestreó al menos 12 veces durante el año, seis veces en temporada de lluvias y seis en temporada secas, con un mínimo de 1,800 eventos de muestreos divididos entre todos los puntos de muestreo. Algunos puntos se visitaron cuatro días por temporada según la disponibilidad y acceso.

Medición de las variables de hábitat y urbanización

En cada punto, antes de muestrear la fauna, se registraron 15 variables de vegetación y hábitat, incluyendo cinco relacionadas con los árboles (altura, densidad, riqueza de especies, cobertura del dosel y diámetro a la altura del pecho), así como la riqueza de especies y la cobertura de arbustos, hierbas y flores; cuatro tipos de cobertura del suelo (agua, hierba, pasto, y suelo desnudo), más cuatro variables asociadas a urbanización, incluyendo elementos de hábitat artificial e indicadores de actividades humanas (Apéndice I). Todas las variables de hábitat y perturbación se registraron dentro del mismo radio de 30 m del muestreo de fauna.

Se contabilizó el número de especies de todas las formas de plantas (árboles, arbustos y hierbas) y flores, así como el número de árboles dentro del radio de cada punto. Se midió la altura y el diámetro a la altura del pecho del árbol más cercano al centro del punto y de los cuatro árboles más cercanos al centro en cada punto cardinal, para luego calcular el promedio de estas cinco medidas. Se estimó visualmente el porcentaje de cobertura del dosel y de cada tipo de cobertura del suelo.

Cuando fue necesario, se actualizaron las variables de hábitat y urbanización para cada muestreo cuando las condiciones en el punto cambiaron, por ejemplo, si se podaron las hierbas o los árboles. La misma persona midió todas las variables de hábitat y urbanización durante el estudio para reducir el sesgo.

Caracterización de nivel de urbanización

Los 150 puntos se categorizaron según los valores de 19 variables: 15 asociadas al hábitat y cuatro de urbanización (Apéndice I). Estas variables están relacionadas con la disponibilidad de recursos y refugio para los insectos que visitan flores. Además, miden la heterogeneidad ambiental y de microhábitat. Las variables de urbanización (número de postes, cobertura de pavimento, cobertura de construcción y cobertura de basura) están relacionadas con la presencia y actividad humana.

El nivel de urbanización a su vez determina la presencia y abundancia de varias especies sensibles al disturbio (Wezel *et al.*, 2020). Las variables asociadas a la vegetación y actividades humanas son dinámicas en el tiempo: el estrato herbáceo y cobertura floral puede variar según la estacionalidad, o bien por el manejo del parque como la poda, fertilización y riego de la vegetación. Por esta razón, se consideraron las condiciones de cada punto por separado en temporada de lluvias y de secas. De cada punto se tomaron las 19 variables antes de los muestreos en cada la temporada. De esta forma se tienen 300 mediciones totales para la clasificación, una por cada punto en cada temporada. En consecuencia, el mismo punto puede pertenecer a una categoría de urbanización en temporada de secas y a otra categoría en temporada de lluvias, según la modificación en las variables asociadas.

La clasificación de los puntos por categorías se realizó mediante un análisis de agrupamiento (clúster) utilizando el método de K-medias en el software R (Likas *et al.*, 2003; Pham *et al.*, 2005). De este análisis se obtuvieron tres grupos de puntos. Posteriormente se realizó una prueba de Kruskal Wallis ($p < 0.05$) para cada variable entre los tres grupos, para identificar diferencias significativas en los valores de las variables y caracterizar los grupos por su nivel de urbanización y condiciones ambientales (Apéndice I). Se denominó a las categorías como de alta, media y baja urbanización con base a las diferencias entre las variables (Figura 4).

El análisis clasificó a todos los puntos de la zona conurbada como alta urbanización en ambas temporadas. Dadas las condiciones particulares de cada punto (por ejemplo: estacionamientos, calles, áreas recreativas o zonas concurridas), algunos puntos dentro del bosque también se clasifican como de alta urbanización. En general los puntos de la primera sección presentan

urbanización media, mientras que los de la tercera y cuarta sección se ubican en la categoría de urbanización baja. Algunos puntos, principalmente de la primera y segunda sección, se clasificaron en diferente categoría de urbanización según la temporada. Para estos puntos las interacciones registradas en cada temporada se asociaron a la red correspondiente según el nivel de urbanización registrado en esa temporada.

Para cada punto de muestreo, se registró visualmente a los insectos visitando las flores de las plantas (previamente identificadas), durante un periodo de 10 minutos y dentro de un radio de 30 m del centro del punto. Se consideró como una observación de interacción si los insectos interactuaban con los órganos sexuales de las flores. Se utilizaron binoculares para la observación de especies arbóreas.

En caso de que se desconociera la especie, se tomó una muestra de los insectos con redes entomológicas para su identificación taxonómica bajo la Licencia de Colecta Científica por la Línea de Investigación para Investigadores y colectores científicos vinculados a instituciones de investigación con Núm. FAUT – 0247 y los ejemplares colectados se depositaron en la Colección del Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, UNAM con registro DFE.IN.071.0798. En el caso de las plantas sólo se identificaron y registraron visualmente previamente al muestreo.

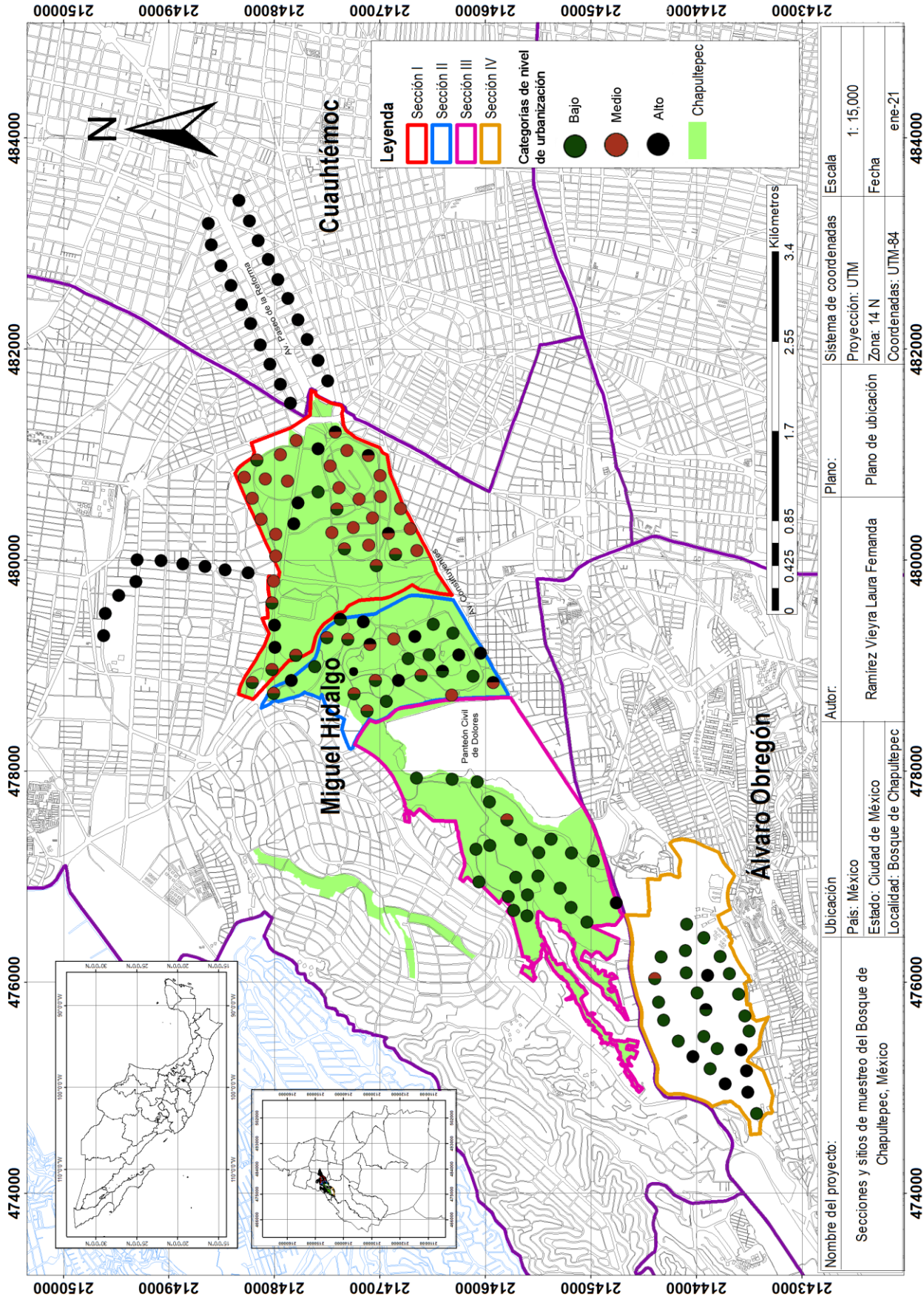


Figura 4. Mapa de las secciones y puntos de muestreo categorizados por nivel de urbanización en el Bosque de Chapultepec, México. El mapa fue elaborado en el software ArcMap 10.4.1.

Los registros fueron organizados en una base de datos con dos tablas relacionadas por el punto y la fecha de visita. En la tabla de registros se anotó la fecha y el punto, las interacciones observadas y la determinación taxonómica; la tabla de variables contiene la información de las variables asociadas al hábitat tomadas previo al muestreo.

Por cada nivel de urbanización, las interacciones registradas se organizaron en tres matrices de adyacencia (planta × animal), donde las columnas corresponden a animales y las filas a plantas, con valores de abundancia de animales en cada especie de planta visitada. La intersección de filas y columnas representa el número de interacciones observadas entre la planta y el insecto.

Para el análisis de redes de interacción, se graficaron las redes bipartitas para cada nivel de urbanización utilizando el paquete 'igraph', y se estimaron los descriptores para cada red con el paquete 'bipartite', ambos paquetes implementados en R (Dormann *et al.*, 2008).

A nivel de red se calcularon los siguientes parámetros núcleo de especies, conectancia, enlaces por especie, anidamiento ponderado, asimetría de especialización, grado de especialización y robustez. Por otro lado, a nivel de especie para *Apis mellifera*, se calcularon los siguientes índices: fuerza de la especie, intermediación, cercanía, diversidad de socios y generalidad proporcional. La definición precisa y métodos para estimar los parámetros se encuentran en la sección de Glosario.

Robustez de los datos

Se hizo una rarefacción de las interacciones para probar la robustez de los parámetros ante la reducción del esfuerzo de muestreo. Para las tres categorías de urbanización se generaron 100 matrices de prueba en las que se eliminó el 5% de las interacciones al azar. De cada una de estas matrices se calcularon los parámetros de la red y se obtuvo la distribución de los parámetros. Posteriormente, se comparó el valor del parámetro observado, estimado con el total de los datos, con la distribución de los datos de prueba.

Se consideró que el valor del parámetro se mantenía aun con la reducción de los datos si éste se ubicaba entre el primer y tercer cuartil de la distribución de los datos reducidos. Este

procedimiento se repitió eliminando progresivamente en cada iteración 5% de los datos hasta tener el 75% de los datos originales. En ninguna de las tres categorías se observaron diferencias en el valor de los parámetros observados y los de prueba.

Evaluación de asociación entre atributos de redes de interacciones y nivel de urbanización

Posteriormente, se estimó la significancia de los descriptores de las redes con la comparación de modelos nulos. Para cada una de las tres redes observadas se crearon 1000 redes aleatorias utilizando el algoritmo 'r2dtable', el cual fija los totales marginales para distribuir las interacciones y producir redes en las que todas las especies están asociadas al azar, mientras mantiene las dimensiones de la matriz (total de columnas y filas) y los totales marginales. Después se estimó cada parámetro de red para el conjunto de redes aleatorias y se obtuvo la distribución de los estadísticos de los modelos nulos, con la cual se comparó el parámetro observado. Finalmente, se calculó la proporción de valores de los estadísticos de los modelos nulos por debajo o encima del estadístico observado para obtener el valor de p .

RESULTADOS

Se registraron 5,430 interacciones entre 43 especies de visitantes florales y 126 especies de plantas (Apéndice II). En el nivel de urbanización bajo se registraron 2,457 interacciones, 786 en el nivel medio y 2,187 en el alto. La riqueza de especies de plantas y animales varía entre las categorías. El nivel de urbanización bajo tiene mayor riqueza tanto de plantas como animales, mientras que el nivel medio es la de menor riqueza de ambos grupos (Cuadro 1).

Cuadro 1. Parámetros de las redes de interacción planta-polinizador entre los diferentes niveles de urbanización en el Bosque de Chapultepec, México. Los parámetros que fueron significativamente diferentes ($p < 0.01$) a lo esperado por azar están en negritas. El superíndice indica si el parámetro fue mayor ⁽⁺⁾ o menor ⁽⁻⁾ a lo esperado por azar. Se indica si la predicción para cada parámetro se cumple (✓) o no se cumple (✗).

	Nivel de urbanización			Predicción
	Alto	Medio	Bajo	
Número de especies animales	28	20	39	✗
Número de especies plantas	79	32	81	✗
Conectancia	0.087 ⁽⁻⁾	0.117 ⁽⁻⁾	0.083 ⁽⁻⁾	✓
Enlaces por especie	1.794 ⁽⁻⁾	1.442 ⁽⁻⁾	2.176 ⁽⁻⁾	NA
Anidamiento ponderado	0.736 ⁽⁻⁾	0.589 ⁽⁻⁾	0.802 ⁽⁻⁾	✗
Asimetría de especialización (SA)	0.511 ⁽⁺⁾	0.210	0.275 ⁽⁺⁾	✗
Grado especialización (H2)	0.480 ⁽⁺⁾	0.605 ⁽⁺⁾	0.386 ⁽⁺⁾	✗
Robustez HL (animales)	0.653 ⁽⁻⁾	0.643 ⁽⁻⁾	0.659 ⁽⁻⁾	✗
Robustez LL (plantas)	0.722 ⁽⁻⁾	0.632 ⁽⁻⁾	0.733 ⁽⁻⁾	✗

En los tres niveles de urbanización el visitante floral con más interacciones registradas fue *Apis mellifera* (Apidae), seguido de la mosca *Toxomerus mutuus* (Syrphidae) (Figuras 5, 6 y 7). Las plantas con mayor frecuencia de visitas fueron *Cuphea aequipetala* (Lythraceae) en el nivel bajo (Figura 5); *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) en el medio (Figura 6) y *Jacaranda mimosifolia* (Bignoniaceae) en el alto (Figura 7). Sin embargo, ninguna de estas forma parte del núcleo de especies generalistas de cada red: a pesar de que son las plantas más visitadas, estas visitas son realizadas por la misma especie.

En cada red se identifica un núcleo de especies, el cual está constituido por un grupo reducido de plantas y animales generalistas que interactúan entre sí. El núcleo de especies de visitantes florales se conforma por *Apis mellifera*, *Toxomerus mutuus*, *Lejops mexicanus* para los tres niveles de urbanización (Figuras 5, 6 y 7); además, en los niveles bajo y alto también se incluye *Toxomerus marginatus* (Figuras 5 y 7). El núcleo de especies de plantas se conforma por las asteráceas, *Bidens pilosa* y *Galinsoga parviflora*, presentes en los tres niveles; en el nivel bajo se añade *Sonchus oleraceus* (Figura 5) y en el alto *Taraxacum officinale* (Figura 7).

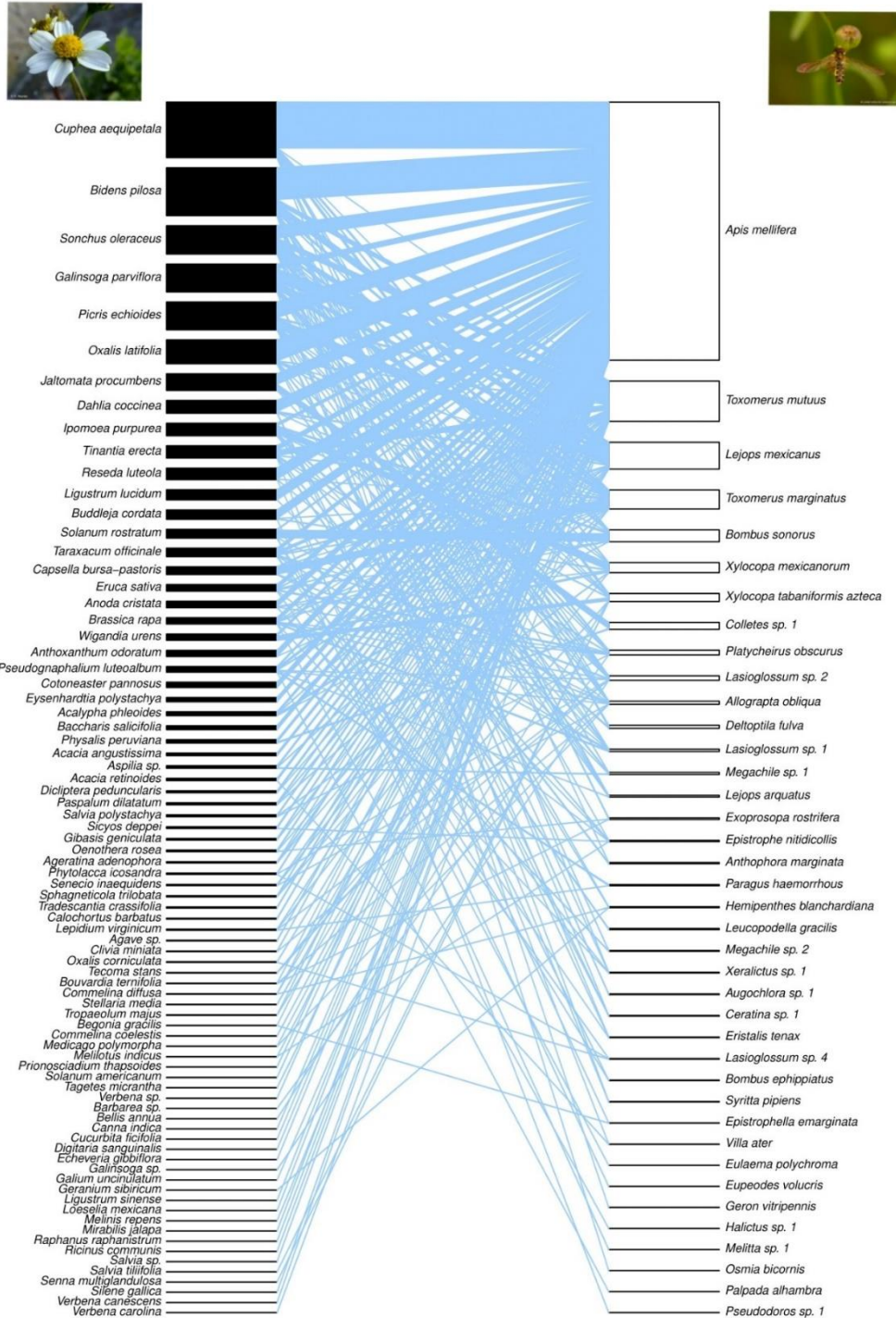


Figura 5. Estructura de la red de interacción planta-animal en el nivel de urbanización bajo en el Bosque de Chapultepec, México. Barras negras: plantas, barras blancas: animales, líneas azules: enlaces entre especies. El grosor de las barras representa la frecuencia de interacciones de cada especie. Foto superior izquierda: *Bidens pilosa*, foto superior derecha: *Toxomerus mutuus*.

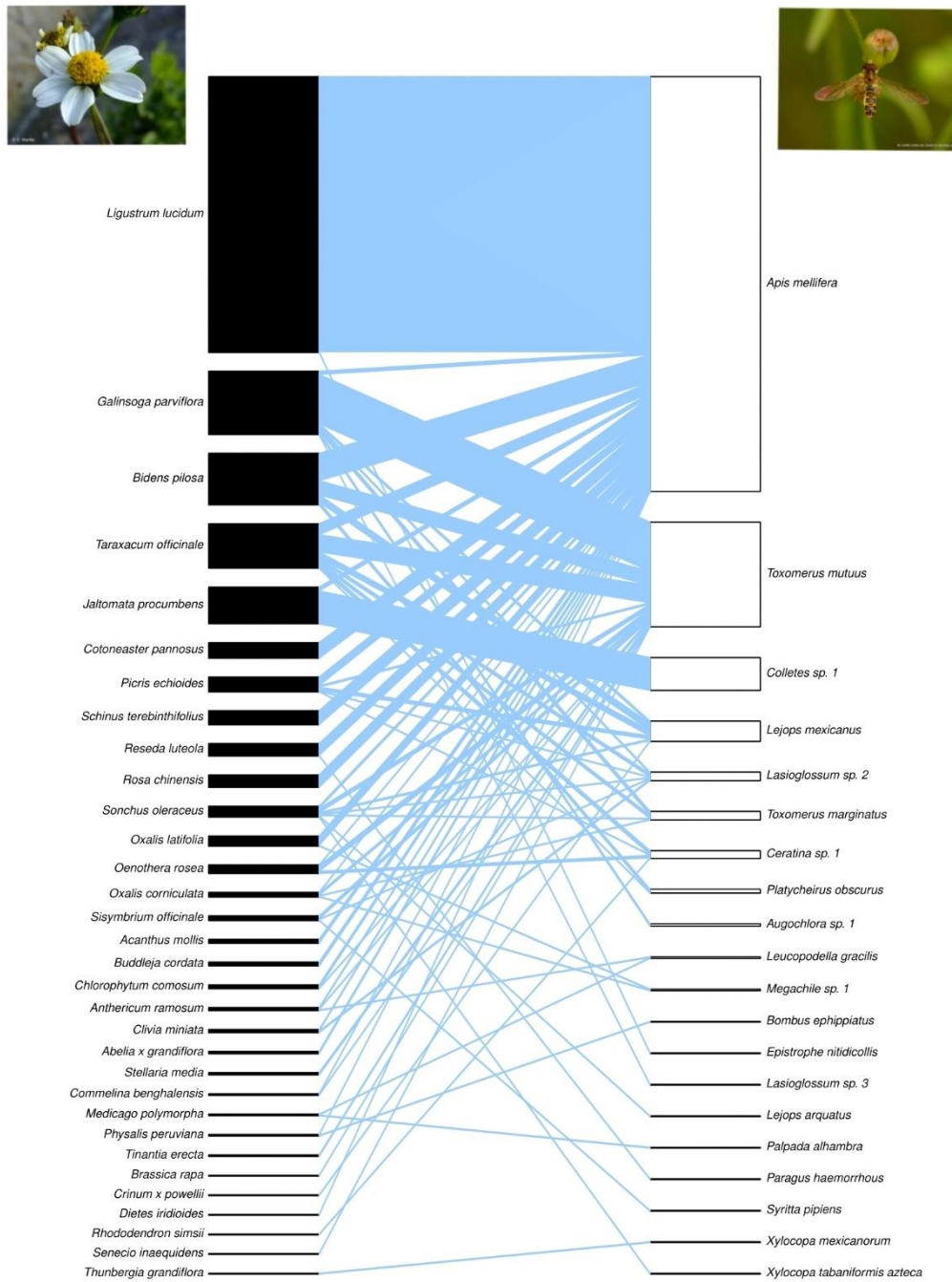


Figura 6. Estructura de la red de interacción planta-animal en el nivel de urbanización medio en el Bosque de Chapultepec, México. Barras negras: plantas, barras blancas: animales, líneas azules: enlaces entre especies. El grosor de las barras representa la frecuencia de interacciones de cada especie.

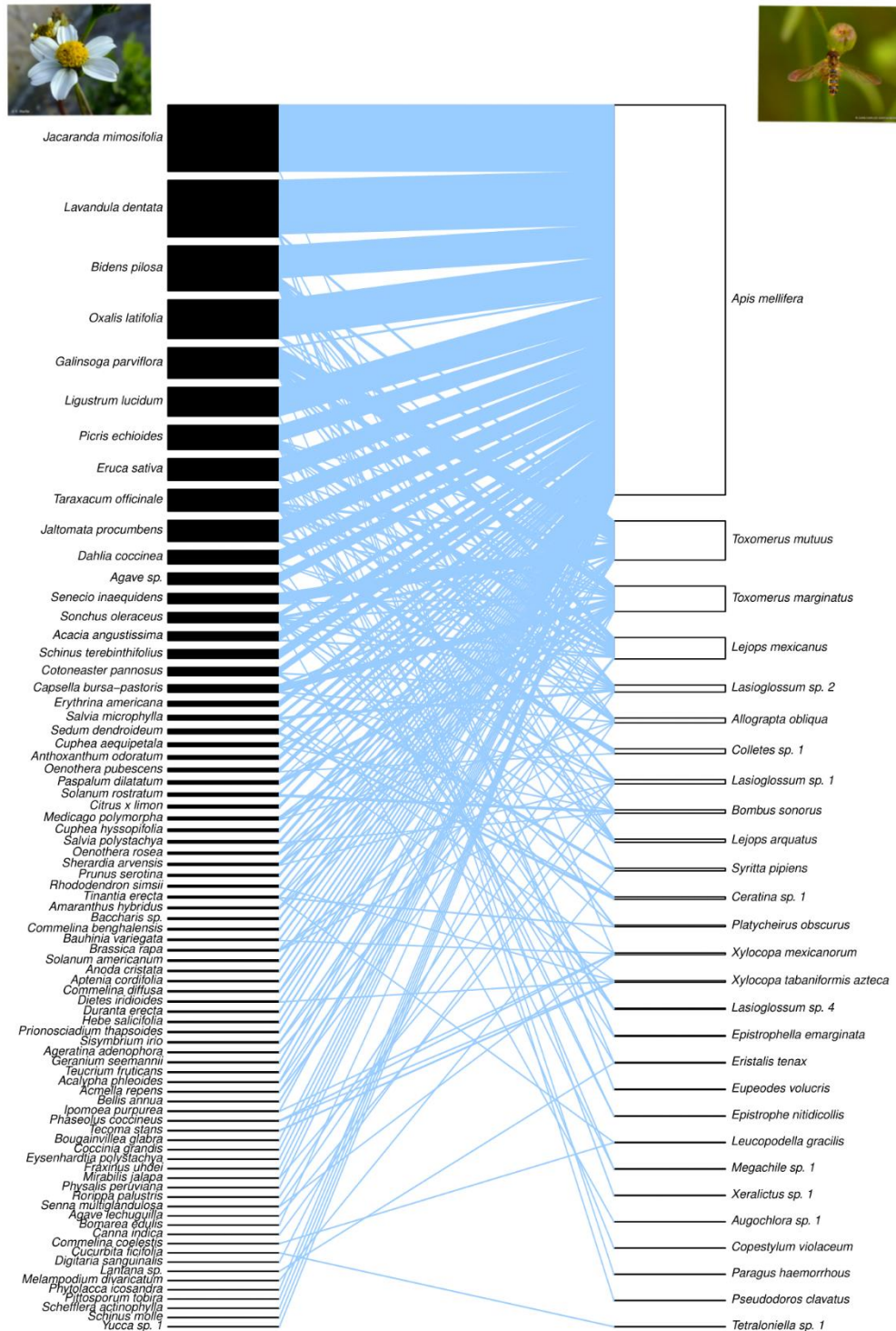


Figura 7. Estructura de la red de interacción planta-animal en el nivel de urbanización alto en el Bosque de Chapultepec, México. Barras negras: plantas, barras blancas: animales, líneas azules: enlaces entre especies. El grosor de las barras representa la frecuencia de interacciones de cada especie.

Todas las redes presentan una topología anidada (Figuras 5, 6 y 7). Esto quiere decir que las especies especialistas de uno de los conjuntos ya sean plantas o animales, tienden a interactuar sólo con las especies generalistas del otro conjunto. Los valores de anidamiento fueron menores a lo esperado por azar para todos los niveles de urbanización (Cuadro 1). El nivel de baja urbanización tiene el valor más alto de anidamiento.

Las redes de todos los sitios están escasamente conectadas y con pocos enlaces por especie en comparación a los modelos nulos. Es decir, la proporción de enlaces observados de todos los posibles fue menor a lo esperado por azar. El grado de especialización y asimetría de especialización fueron mayores a lo esperado por azar, excepto la asimetría de especialización en el nivel medio.

Por otra parte, el nivel medio tiene el valor más alto de grado de especialización, lo cual indica una mayor especialización a nivel de red. No obstante, tiene el valor más bajo de asimetría de especialización, lo que indica que los animales son menos especialistas. Mientras que el nivel alto tiene una mayor especialización del valor trófico superior (animales), ya que tiene el valor más alto de asimetría de especialización. Esto quiere decir que los animales visitan en promedio menos plantas a lo esperado por azar, pero las plantas son visitadas por varios insectos.

La robustez, tanto para animales (HL) como para plantas (LL), fue menor a lo esperado por azar en todas las categorías de urbanización, lo que indica que la eliminación de especies de cualquier nivel tiene un efecto alto sobre su contraparte. En el nivel de urbanización medio ambos valores fueron menores que en los otros niveles, por lo que es la categoría con la red más vulnerable. Los parámetros a nivel de especie para *Apis mellifera* variaron entre los diferentes niveles de urbanización (Cuadro 2). La fuerza de *Apis mellifera* fue mayor en el nivel urbanización alto y en el nivel medio fue menor, es decir, *Apis mellifera* en el nivel de urbanización alto representa una especie relevante para todas las especies con las que se relaciona. Ambas categorías difirieron a lo esperado por azar.

La intermediación de *Apis mellifera* fue menor en el nivel bajo, lo cual es indicio de que en este nivel no tiene un papel central, a diferencia del nivel medio. No obstante, la fuerza en el nivel bajo tuvo un valor mayor al nivel medio.

De igual forma, los valores de diversidad de socios y generalidad proporcional en el nivel bajo fueron mayores que en los demás niveles y los menores fueron los del nivel medio. Esto indica que *Apis mellifera* se comporta como una especie más generalista en el nivel bajo de urbanización que en los otros dos niveles.

Cuadro 2. Parámetros a nivel de especie para *Apis mellifera* en los diferentes niveles de urbanización en el Bosque de Chapultepec, México. Los parámetros que fueron significativamente diferentes ($p < 0.01$) a lo esperado por azar están en negritas. El superíndice indica si el parámetro fue mayor ⁽⁺⁾ o menor ⁽⁻⁾ a lo esperado por azar. Se indica si la predicción para cada parámetro se cumple (✓) o no se cumple (✗).

	Nivel de urbanización			Predicción
	Alto	Medio	Bajo	
Fuerza de la especie	50.098 ⁽⁻⁾	14.640 ⁽⁻⁾	46.165	✓
Intermediación	0.469	0.571	0.272	✗
Cercanía	0.052	0.077	0.036	✗
Diversidad de socios	3.021 ⁽⁻⁾	1.523 ⁽⁻⁾	3.155 ⁽⁻⁾	✗
Generalidad proporcional	0.763 ⁽⁻⁾	0.525 ⁽⁻⁾	0.849 ⁽⁻⁾	✗

DISCUSIÓN

En este estudio se describió por primera vez la estructura de la red de interacciones planta-visitantes florales (Hymenoptera: Apoidea; Diptera: Syrphidae y Bombyliidae) y sus parámetros en diferentes niveles de urbanización en el Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. Las redes resultantes difieren según el nivel de urbanización, con mayor similitud entre los niveles de urbanización alto y bajo respecto al nivel medio. Los resultados únicamente muestran una relación entre los parámetros y las variables de hábitat y urbanización. Sin embargo, este estudio no implica la causalidad entre el nivel de urbanización y los parámetros de la red. La mayoría de los parámetros difirió de los modelos nulos. Como era de esperarse, *Apis mellifera* cumple un papel importante en todas las redes obtenidas. Además, se presentan registros formales de 22 especies de abejas (Hymenoptera: Apoidea) y 21 especies de moscas polinizadoras (Diptera: Syrphidae y Bombyliidae) para el Bosque de Chapultepec, Ciudad de México.

Grupos taxonómicos de visitantes florales en los niveles de urbanización

La identidad taxonómica de los polinizadores determina su presencia y abundancia en los diferentes niveles de urbanización (Geslin *et al.*, 2013; Persson *et al.*, 2020; Theodorou *et al.*, 2020; Udy *et al.*, 2020). La familia Apidae estuvo presente mayoritariamente en los tres niveles, con mayor dominancia en el nivel alto de urbanización. Con relación a los dípteros, Syrphidae estuvo presente en los tres niveles, con menor frecuencia conforme aumentaba el nivel de urbanización. Mientras que Bombyliidae sólo estuvo presente en el nivel de urbanización bajo.

Esta diferencia entre abejas y moscas polinizadoras puede ser explicada por sus ciclos de vida y de su hábitat. Tanto Syrphidae como Bombyliidae tienen diferentes requerimientos alimenticios en su estadio larvario y adulto (Vockeroth y Thompson, 1981). Como larvas requieren principalmente de presas, ya que ambos grupos de moscas depredan o parasitan a otros insectos (Moquet *et al.*, 2017). Las larvas de bombílidos usualmente parasitan especies de abejas silvestres (Moquet *et al.*, 2017) y las larvas de sírfidos depredan áfidos, tisanópteros y orugas de mariposas (Dunn *et al.*, 2020). Puede que este requerimiento no se cumpla en los niveles medio y alto de urbanización, pues ambos niveles presentan menor riqueza tanto de abejas como de moscas polinizadoras y que esto se refleje en otros taxones de insectos (Merritt

et al. 2009; Bates *et al.* 2011). En cambio, las abejas en sus diferentes estadios aprovechan los recursos florales, como el néctar y polen, los cuales sí están presentes en mayor y menor medida en los tres niveles de urbanización (Barraud *et al.*, 2022).

La ausencia de registros de interacciones en la familia Bombyliidae, en el nivel alto y medio de urbanización también se puede explicar por su hábitat y comportamiento. No obstante, la falta de registros no significa la ausencia de interacciones: es posible que sean especies menos abundantes y sea más difícil su registro. Estas moscas imitadoras de abejas se encuentran mayormente en zonas áridas y semiáridas y se posan a nivel del suelo en la hojarasca o en arbustos (Hull, 1973). Su presencia también depende de las condiciones climáticas, ya que prefieren condiciones calientes y secas, especialmente hábitats semiáridos (Kastinger & Weber, 2001). Los niveles alto y medio se distinguen por la remoción de hojarasca y la alta afluencia de visitantes y animales domésticos; adicionalmente, el medio se caracteriza por la presencia de pasto, el cual requiere de un riego constante. Por ello, las condiciones de hábitat no son las óptimas para esta familia en estos sitios.

Por otra parte, la familia Syrphidae exhibe un menor registro de interacciones en el nivel alto de urbanización. Además de sus requerimientos en sus diferentes estadios, dado que sus larvas son depredadoras y no dependen de los recursos florales (Vockeroth & Thompson 1981), posee una distancia de forrajeo reducida, entre 10 y 20 m (Mayfield, 2005). Lo anterior puede restringir a los sírfidos de visitar parches florales a distancias lejanas. En contraste, las abejas solitarias forrajean a una escala espacial de aproximadamente 250 m, y los abejorros pueden buscar recursos a distancias de hasta ~2,500 m (Steffan-Dewenter *et al.*, 2001). Sin embargo, hay otros factores, además de la capacidad de vuelo, que pueden afectar la movilidad de los visitantes florales en las ciudades, entre ellos, la disponibilidad de recursos y las presiones ambientales (Vázquez *et al.*, 2009).

En el caso de las abejas solitarias, uno de los recursos limitantes es la disponibilidad de sitios para anidar, los cuales se vuelven escasos con el aumento de la urbanización. Por ejemplo, más del 80% de las especies de abejas anidan bajo el suelo y cada especie tiene preferencia por un tipo de suelo (arenosos, limosos, arcillosos) (Harmon-Threatt, 2020). Por otra parte, algunas

larvas de sírfidos requieren hábitats como madera muerta, estiércol y cuerpos de agua efímeros (Dunn *et al.*, 2020).

También el tamaño puede influir en la presencia de algunas especies en ambientes urbanizados. La familia Halictidae presenta un mayor número de interacciones registradas en el nivel de urbanización alto en comparación con los otros niveles. Esto podría deberse a que las características propias de los entornos urbanos benefician especialmente a especies de tamaño reducido, como las abejas halíctidas, por ejemplo, del género *Lassioglossum* sp. (3 – 5 mm) (Bates *et al.*, 2011; Hinners *et al.*, 2012; Threlfall *et al.*, 2015), posiblemente porque sus requerimientos son menores en comparación con las abejas de mayor tamaño como *Bombus* sp. o *Xylocopa* sp. (15 – 20 mm). Se ha observado que abejorros del género *Bombus* sp. pueden tener una disminución de tamaño corporal en ambientes urbanizados, posiblemente como resultado de la limitación en la abundancia y calidad de recursos florales (Austin *et al.*, 2022).

Si bien no se cuantificó directamente la relación de la urbanización con la riqueza y abundancia de las especies de visitantes florales en este estudio, los datos obtenidos pueden sugerir que lo anterior puede ser una explicación posible de la estructura de las redes de interacción planta-visitante floral en cada nivel de urbanización.

Comparación con modelos nulos

Para los tres niveles de urbanización todos los parámetros de las redes de interacción planta-animal son diferentes a lo esperado por azar, excepto el valor de asimetría de especialización (SA) en el nivel medio. Estos resultados sugieren que la red no se estructura por procesos estocásticos, sino que hay otros procesos involucrados para generar el patrón observado. Por ejemplo, las fluctuaciones de condiciones ambientales, la fenología de las especies, la disponibilidad de recursos, las presiones ambientales e incluso las asociaciones morfológicas interespecíficas pueden influir en la presencia y abundancia de las especies y, a su vez, en las redes de interacción (Vázquez *et al.*, 2009).

Riqueza de especies

Por lo general, la estructura de las redes de interacción planta-visitante floral de los estudios en condiciones naturales se caracterizan por tener más especies animales que vegetales (Vázquez *et al.*, 2009; Valdovinos, 2019). Esto no se cumple para las tres redes observadas en este estudio, donde es mayor el número de las especies de plantas en comparación del número de especies animales; esto puede deberse a la presencia de plantas ornamentales.

Por su parte, la diferencia entre la riqueza de especies animales entre los niveles de urbanización puede ser atribuida a la disposición de los recursos florales. Tal como lo mencionan Gómez y Perfectti (2009): “las poblaciones vegetales mayores en extensión suelen atraer a una mayor diversidad de polinizadores que poblaciones vegetales pequeñas”. Asimismo, los parches florales en los sitios urbanos muchas veces se encontraban aislados, lo cual altera las dinámicas de dispersión y colonización (Aizen y Feinsinger, 1994; Steffan-Dewenter y Tschardt, 1999; Cordeiro y Howe, 2003; Aguilar *et al.*, 2006). Sin embargo, las áreas urbanas pueden contener hábitats como espacios verdes de bajo mantenimiento y terrenos baldíos que ofrecen hábitats de alimentación y anidación para abejas solitarias (Martins *et al.*, 2017; Twerd & Banaszak-Cibicka, 2019). Lo anterior puede explicar la mayor riqueza en el nivel altamente urbanizado comparado con el medio. Los sitios del nivel de urbanización medio se encuentran principalmente en la primera sección, la cual se caracteriza por tener árboles muy altos, baja cobertura de construcción y pavimento; a pesar de esto, la cobertura de flores es muy pobre o nula, posiblemente debido al constante manejo humano del sitio y la altura de los árboles que impiden el crecimiento de plantas herbáceas. En los puntos dentro del nivel de urbanización alto se encontraban jardineras y camellones cuyo manejo no era constante, lo que permite el libre crecimiento de plantas herbáceas con flores.

Por otra parte, las actividades de mantenimiento de las áreas verdes tienen implicaciones para la biodiversidad, incluyendo: el mantenimiento de pasto, la eliminación del hábitat (poda y remoción de hojarasca), la eliminación de herbáceas a través de desbrozadora, la simplificación de la estructura del hábitat y la aplicación de pesticidas y herbicidas (Aronson *et al.*, 2017). Los sitios del nivel medio se caracterizan por el constante mantenimiento de las áreas verdes a través

de la poda de árboles y arbustos, así como la remoción de hojarasca y plantas a nivel de suelo. Estas actividades resultan en la falta de recursos alimentarios y de anidamiento, y por ende en la disminución en la riqueza de polinizadores. Lo anterior se refleja en el trabajo de Smith *et al.* (2006), donde el aumento de la gestión de los jardines (mayor deshierbe y poda) afectó negativamente en la riqueza de especies de abejorros en los jardines del Reino Unido. También en Nueva York la presencia de áreas no manejadas tuvo un efecto positivo en la riqueza de especies de abejas (Matteson y Langellotto, 2010).

Conectancia

Como se predijo, a medida que incrementa la riqueza de especies de una comunidad (plantas e insectos visitantes florales), incrementa también el número de interacciones registradas (Jordano *et al.*, 2009). No obstante, la conectancia disminuye, ya que su valor depende de las propiedades de primer orden de la red (número de especies y abundancia); es decir, cuando hay menor riqueza se incrementa la probabilidad de que las especies de uno de los niveles interactúe con la mayor parte de las especies de su contraparte, lo que aumenta la conectancia (Jordano, 1987; Dormann *et al.*, 2009).

Enlaces por especie

Los enlaces por especie resultaron ser menores que lo esperado por azar. Este parámetro per se no proporciona información sobre la identidad de las interacciones, pero sí permite entender la arquitectura de las redes (Bascompte y Jordano, 2008). Las estimaciones del parámetro pueden estar relacionadas con la riqueza de especies de cada nivel de urbanización, debido a que el valor de este parámetro aumenta con el tamaño de la red, el número de socios disponibles y el número total de interacciones (Blüthgen *et al.*, 2006). Esto es consistente con que el nivel de urbanización bajo tenga el mayor valor de enlaces por especie y mayor riqueza, seguido de los niveles alto y medio.

Anidamiento

El anidamiento en las redes observadas resultó ser menor a lo que se espera en el modelo nulo utilizado. Este resultado coincide con lo reportado en Vázquez y Aizen (2004), donde se afirma

que la propiedad de anidamiento puede ser fácilmente sobreestimada con el tipo de modelo nulo que conserva los totales marginales. Esto apoya los trabajos de Ulrich *et al.* (2009) y Joppa *et al.* (2010) quienes encontraron que muchas redes ecológicas no están anidadas cuando se prueban contra modelos nulos donde los totales marginales están establecidos.

Por otro lado, la predicción no se cumplió, ya que el valor de anidamiento no disminuye conforme aumenta la urbanización. Sin embargo, los valores de anidamiento del nivel alto y el nivel bajo son más cercanos entre sí que con el nivel medio, el cual es el de menor valor. Esta dinámica se explica por las interacciones entre las especies de niveles tróficos superiores (animales) y los niveles tróficos inferiores (plantas), las cuales conducen a patrones específicos de anidamiento. Las especies generalistas de ambos niveles tienden a interactuar entre sí, mientras que las especialistas de un nivel prefieren asociarse con las generalistas del nivel complementario. Este núcleo, conformado por especies generalistas de ambos conjuntos, suele albergar a aquellas especies con un mayor número de interacciones. Sin embargo, se observó que las especies vegetales con más interacciones no están incluidas en el núcleo de ninguna de las redes de los niveles de urbanización. Esto se explica por qué a pesar de que son especies vegetales abundantes sólo son visitadas por un polinizador (*Apis mellifera*). Lo anterior es más evidente en el nivel medio de urbanización en el que, a pesar de tener el valor mayor de conectancia, tiene el menor valor de anidamiento. Esto a su vez puede asociarse a que los recursos florales son escasos, con menor recompensa, o no son los preferidos por los insectos, que sólo visitan un número reducido de plantas de buena calidad o muy abundantes. Lo anterior puede ser propiciado (o exacerbado) por el manejo frecuente de poda y deshierbe. En cambio, en los niveles de urbanización alto y bajo los valores de anidamiento son mayores, lo cual se puede relacionar con que hay mayor riqueza de especies vegetales y por ende los animales pueden aprovechar un mayor número de recursos florales, es decir, ser generalistas.

Asimetría de especialización

La asimetría de la especialización es más alta conforme aumenta la urbanización, por lo que no se cumple la predicción de la hipótesis propuesta. La comparación de los valores de asimetría de especialización con modelos nulos concuerda con los reportados por Vázquez y Aizen (2004); es

significativamente más alta la especialización del nivel trófico superior (animales) de lo esperado por los modelos nulos. La variación de la asimetría se puede explicar por propiedades intrínsecas de la red, como la riqueza de especies y la frecuencia de interacción (Vázquez y Aizen, 2004). Sin embargo, la frecuencia de interacción se ve condicionada a su vez por otros factores como son las preferencias florales de los insectos, la dependencia de las flores como recurso y la movilidad de los polinizadores (Jordano *et al.*, 2009). Estas diferencias en la asimetría también pueden ser efecto del muestreo y la abundancia en cada nivel de urbanización, ya que es más probable observar las visitas a las flores de los polinizadores más abundantes que de los polinizadores raros (Gómez y Perfectti, 2009).

En campo se observaron en los insectos visitantes ciertas preferencias florales por sobre otros recursos alimentarios, por ejemplo, *Toxomerus mutuus* con *Galinsoga parviflora*, *Colletes* sp. con *Jaltomata procumbens*, *Xylocopa mexicanorum* con *Ipomoea purpurea* y *X. tabaniformis-azteca* con *Wigandia urens*. Cuando estaba presente algunas de las especies vegetales mencionadas era frecuente encontrar a los visitantes florales mencionados. Sin embargo, habían especies florales (*Jacaranda mimosifolia* y *Ligustrum lucidum*) que, aunque eran muy abundantes en el sitio, sólo se registraban un par de visitantes florales, entre ellos *Apis mellifera* con la mayor abundancia y frecuencia de visitas.

El nivel de urbanización alto tiene una mayor asimetría de especialización del nivel trófico superior (animales) frente al inferior (plantas), es decir, los animales visitan en promedio menos plantas, pero las plantas son visitadas por varios insectos. Lo anterior puede ser derivado de las preferencias florales de los insectos; a pesar de que hay una alta riqueza de plantas en el nivel alto, los animales visitan solamente algunas plantas dentro del área. A pesar de haber gran abundancia y disponibilidad de plantas ornamentales, como *Clivia miniata*, *Lavandula dentata*, *Dietes iridioides* y *Bauhinia variegata*, en el nivel de urbanización alto, estas no eran visitadas por los insectos. En cambio, preferían visitar pequeñas malezas que se encontraban en el sitio como *Galinsoga parviflora*, *Sonchus oleraceus* y *Taraxacum officinale*.

Una de las consecuencias de la asimetría de red es que haya una baja dependencia recíproca entre mutualistas, paradójicamente la red incluye tanto elementos de simetría y

asimetría de la especificidad, lo cual confiere propiedades de estabilidad y robustez a las redes de interacción frente a la pérdida de especies de uno de los niveles tróficos (Vázquez y Aizen, 2004; Bascompte *et al.*, 2006). Por tanto, redes con menor asimetría, como en los niveles bajo y medio de urbanización, serán más estables ante la pérdida de especies que la red más asimétrica encontrada en el nivel alto de urbanización.

Grado de especialización

Los resultados del grado de especialización (H2) muestran en primer lugar que este parámetro es significativamente mayor que en los modelos nulos. Lo anterior coincide con el estudio realizado por Dormann *et al.* (2009), en el cual sugieren que la especialización es más común de lo que se esperaría del emparejamiento aleatorio. No obstante, la predicción para el parámetro de grado de especialización no se cumplió, ya que no hay una pauta que indique que aumenta conforme el nivel de urbanización. La variación del grado de especialización se relaciona con el valor del anidamiento, en donde a mayor anidamiento menor será el grado de especialización a nivel de red. El nivel medio de urbanización tiene mayor especialización que los niveles alto y bajo, lo que denota más proporción de especies especialistas en uno de los conjuntos. En este caso las especies especialistas se encuentra en el nivel trófico inferior (plantas). Estas plantas especialistas tienden a interactuar únicamente con *Apis mellifera*, la especie más generalista.

Robustez

Finalmente, la predicción respecto a la robustez no se cumplió, ya que la robustez no disminuyó al aumentar la urbanización. No obstante, los valores de anidamiento del nivel alto y el nivel bajo son más cercanos entre sí que con el nivel medio, el cual tiene la red más vulnerable. La robustez para todos los niveles de la red resultó menor a lo esperado por azar. Se ha observado que las redes de polinización reales son menos robustas a la extinción que los modelos nulos (Dormann *et al.*, 2009). Esto es una consecuencia de la especialización: entre más especialización haya en la red, mayor será la vulnerabilidad ante la extinción. El anidamiento, así como la asimetría de especialización le confieren propiedades a la red que ayudan a la persistencia de especies y a la robustez ante su extinción (Jordano *et al.*, 2009). Los niveles de urbanización bajo y alto tuvieron

los valores más altos de robustez tanto para animales como para plantas. Esto concuerda con los valores de anidamiento y asimetría de especialización obtenidos para estas redes.

Se observa que en los niveles de urbanización alto y bajo las plantas tienen una mayor robustez ante las extinciones de los animales; por tanto, en estas redes, los animales son más sensibles a la extinción de las plantas que viceversa (Jordano *et al.*, 2009). En cambio, los animales son más vulnerables ante la extinción de plantas, posiblemente porque las visitas a diferentes recursos florales promueven la satisfacción de sus requerimientos (Jordano *et al.*, 2009).

Fuerza de Apis mellifera

La predicción con relación a la fuerza de *Apis mellifera* se cumplió, ya que la fuerza es mayor en el nivel altamente urbanizado. Sin embargo, la fuerza de *Apis mellifera* en el nivel bajo es más cercano al del nivel alto que el nivel medio. Cabe destacar que este último valor fue el único que no resultó ser diferente a lo esperado al por azar. *Apis mellifera* es una especie super-generalista y se integra con facilidad en las redes de polinización en las comunidades que invade (Giannini *et al.*, 2015), por lo que se esperaba que tuviera mayor fuerza sobre las otras especies animales de la red.

Se ha reportado un efecto negativo de la alta densidad de las colonias de la abeja europea sobre los demás polinizadores nativos dentro de ambientes urbanos (Geslin *et al.*, 2017; Mallinger *et al.*, 2017; Ropars *et al.*; 2019). Sin embargo, el efecto varía dependiendo del taxón, donde las abejas solitarias y los abejorros son más afectados por la superposición de recursos utilizados, a diferencia de las moscas polinizadoras (Wojcik *et al.*, 2018). Además, la abeja melífera puede favorecerse de las plantas manejadas por el humano, ya que tiende a centrar sus visitas en los recursos más abundantes y las plantas ornamentales, como *Lavandula sp.*, que es una especie muy abundante en ambientes urbanos (Holzschuh *et al.*, 2016). Lo anterior fue observado en campo en el nivel alto de urbanización, ya que había varios puntos con gran disponibilidad de *Lavandula dentata* donde se realizaron varios registros de interacción con *Apis mellifera*.

Por otro lado, se ha registrado que los polinizadores silvestres visitan significativamente más a las flores silvestres que a las ornamentales (Ropars *et al.*, 2019), lo cual se puede relacionar con

la disminución de interacciones en el nivel de urbanización medio, ya que es el ambiente con mayor manejo en cuanto a deshierbe y poda. Estas prácticas remueven principalmente especies herbáceas nativas y mantienen sólo especies ornamentales.

Intermediación y cercanía de Apis mellifera

Los parámetros de centralidad de *Apis mellifera* son mayores en el nivel medio, por lo que no se cumplió la predicción. La abeja europea es una especie más central dentro del nivel medio y menos central en el nivel bajo. Esto puede explicarse por la ausencia de otras especies de animales generalistas en el nivel medio respecto a los otros dos niveles de urbanización. Las especies super-generalistas pueden cambiar la configuración de la red al usurpar las interacciones entre mutualistas nativos y, en consecuencia, se convierten en nodos centrales en la red (Aizen *et al.*, 2008). La arquitectura observada en las tres redes de interacción realizadas puede ser resultado de lo anterior, ya que *Apis mellifera* es la especie con mayor centralidad.

Diversidad de socios y generalidad proporcional de Apis mellifera

No se cumplió la predicción formulada para la diversidad de socios y la generalidad proporcional, ya que estos valores no incrementan conforme el nivel de urbanización. Al contrario, *Apis mellifera* tiene menos diversidad de socios en el nivel de urbanización medio. Al igual que con la centralidad, esto puede ser derivado a que en el nivel medio hay menor cantidad de recursos a diferencia de los niveles alto y bajo.

En conjunto, se destaca una mayor centralidad y menores valores de diversidad de socios y generalidad proporcional en el nivel de urbanización medio. A pesar de que el nivel de urbanización medio presenta una mayor extensión de áreas verdes en comparación con el nivel de urbanización alto, desde mi observación personal, estas áreas no cuentan con una variedad significativa de recursos florales. Como resultado, pocos animales pueden aprovechar estas áreas, dependiendo de sus necesidades específicas de alimentación y hábitat. Esto se puede traducir en que *Apis mellifera* sea aún más importante en la red del nivel de urbanización medio.

Posibles fuentes de sesgo

De acuerdo con Dormann *et al.* (2009) algunos parámetros de las redes de interacción están relacionados con las propiedades de primer orden de ésta (tamaño de la matriz y conectancia); por ende, pueden proporcionar información redundante. En este trabajo se buscó incluir parámetros que proporcionaran información independiente. Sin embargo, es complicado evitar el efecto de las propiedades primarias sobre los parámetros de la red. Por otra parte, las propiedades de primer orden son afectadas por el método de muestreo. El muestreo es causa de sesgo en la topología de la red en términos de número de interacciones únicas registradas, asimetría de la red y uniformidad de los totales marginales; no obstante, se ha visto que el muestreo no influye en la conectancia ni sobre el anidamiento (Gibson *et al.*, 2011).

El muestreo utilizado en este estudio fue cronometrado, en el cual hay un mayor registro de interacciones únicas entre especialistas con generalistas. No obstante, esta metodología puede conducir a una disminución en el número de observaciones por unidad de tiempo, ya que existe una mayor probabilidad de encontrar especies de plantas que son muy abundantes y altamente atractivas en los puntos de muestreo. En consecuencia, se tiende a dedicar menos tiempo a las especies de plantas que no cuentan con tantos visitantes o se encuentran en menor abundancia, afectando así la equidad en la representación de la diversidad vegetal en el estudio (Gibson *et al.*, 2011). Esto resulta en menos registros de interacciones entre especialistas. Cabe añadir que, independientemente del esfuerzo o del método de muestreo usado siempre existirán “interacciones prohibidas”, es decir, no todas las interacciones posibles son realmente observables en la naturaleza (Jordano *et al.*, 2003). De cualquier forma, el muestreo cronometrado se recomienda como el método más efectivo cuando el hábitat es heterogéneo o de difícil acceso, cuando se muestrean insectos, si hay disponibilidad de tiempo y recursos y si se requiere una representación más amplia de la comunidad de la red (Gibson *et al.*, 2011). Dichas condiciones fueron las que se presentaron en la realización de este estudio.

Aplicaciones e implicaciones a futuro

Promover la seguridad de la biodiversidad de polinizadores en las ciudades conlleva muchos desafíos. En primera instancia, se deben entender e identificar los impulsores de cambio que más

afectan a las redes de polinización en las ciudades, en las que necesariamente interactúan múltiples especies. Asimismo, es importante tener en cuenta los requerimientos de hábitat, alimentación y anidamiento de cada especie (Ayers y Rehan, 2021). Dentro de estos requerimientos están los recursos florales, pero hay otros requerimientos particulares, relacionados a conductas más allá de la alimentación, como el anidamiento o el apareamiento. Segundo, las diferencias en la tenencia y gestión de los espacios verdes pueden apoyar aún más la diversidad de polinizadores al aumentar la variación espacial del hábitat y permitir la complementación de recursos (Aronson *et al.*, 2017). Otro desafío es la colaboración entre las diferentes esferas sociales, tanto de investigadores, tomadores de decisiones y ciudadanos, para compartir datos, participar en investigaciones interdisciplinarias y debatir la gestión, diseño y planificación de las áreas verdes en las ciudades. El desafío es considerar las opiniones de estos sectores y conjuntarlas con la función de las áreas verdes urbanas. En este sentido, el Bosque de Chapultepec no es suelo de conservación, sino que tiene funciones recreativas y estéticas, sin embargo, tiene el potencial de ser refugio de especies nativas.

De lo anterior se deriva que es necesario modificar algunas prácticas de gestión de áreas verdes que afectan directamente a los polinizadores. Algunas medidas restaurativas son la disminución de la intensidad del manejo, la promoción de abundancia y riqueza floral nativa, el establecimiento de áreas con diferentes hábitats potenciales de anidamiento, el mantenimiento de corredores verdes para promover la conectividad de recursos florales y la ampliación del rango de movimiento de los polinizadores (Aronson *et al.*, 2017).

Este tipo de prácticas se han llevado a cabo en el King's College Cambridge (Inglaterra), donde se reemplazó una porción del campo de césped por un parche de flores silvestres. A pesar de la pequeña extensión del parche, se registró que esta albergaba tres veces más especies, tanto de plantas como de invertebrados terrestres, además de 14 especies con alguna designación de conservación (Marshall *et al.*, 2023). Este ejemplo muestra que estas tales acciones, al ser replicadas en parques, jardines y otros espacios públicos, pueden tener un impacto positivo en sobre la vida silvestre. Además, el beneficio en la biodiversidad urbana impulsa los servicios ecosistémicos de regulación y culturales a un menor costo.

La composición de especies tanto vegetales como animales es distinta en los niveles de urbanización alto y bajo, a pesar de tener valores similares de riqueza de especies, por lo tanto, es necesario desarrollar herramientas de gestión para poder establecer estrategias adecuadas de conservación. Aun cuando las redes mantengan sus propiedades es preferible que la composición sea con especies nativas y en lugares conservados.

Se deben emprender acciones encaminadas al mejoramiento de las áreas verdes dentro del Bosque de Chapultepec para favorecer el desarrollo y conservación de los polinizadores. Por esta razón, se considera prioridad la modificación de la gestión de áreas verdes del Bosque, incluyendo acciones tales como: la reducción de actividades de manejo como poda y deshierbe que ocasionan la pérdida de recursos florales importantes para los polinizadores, la selección de especies vegetales nativas que promuevan la visita de polinizadores diferentes a *Apis mellifera*, la formación de corredores interconectados a través de la creación y mantenimiento de parches florales, el incremento de la abundancia de recursos florales dentro de los parches y la creación de microhábitats como zonas con acumulación de hojarasca para favorecer el desarrollo y crecimiento de los polinizadores en sus diferentes estadios de vida. El reto es congeniar estas prácticas con los espacios de recreación dentro del Bosque.

CONCLUSIONES

- Se registraron 5,430 interacciones planta-polinizador en el Bosque de Chapultepec, en las cuales participaron 43 especies de insectos y 127 especies de plantas. Se registraron 21 especies de Diptera (*Syrphidae* y *Bombyliidae*) y 22 especies de Hymenoptera (*Apoidea*).
- La riqueza de especies de plantas fue similar entre los niveles de urbanización alto (79 especies) y bajo (81 especies), y menor en el nivel de urbanización medio (32 especies). Para los animales, el nivel de urbanización bajo tuvo la mayor riqueza (39 especies), seguido del nivel alto (28 especies) y el nivel medio fue el que menos especies presentó (20 especies).
- De manera general, los parámetros de las redes de los niveles de urbanización alto y bajo son más cercanos entre sí que con el nivel medio.

- Los niveles de urbanización alto y bajo tienen redes más anidadas, ya que hay mayor riqueza de especies vegetales y por ende los animales pueden aprovechar un mayor número de recursos florales, es decir, ser generalistas. Esto confiere robustez a la red porque proporciona rutas alternativas para flujos de materia y energía. La red más robusta a extinciones es la del nivel bajo, seguida por la del nivel alto y por último el medio.
- *Apis mellifera* es la especie animal con mayor fuerza sobre las otras especies del nivel trófico superior de la red, ya que aprovecha una gran cantidad de recursos florales, tanto nativos como ornamentales. También es una especie central y por tanto relevante en las redes del Bosque de Chapultepec y zonas aledañas.
- Los resultados sugieren que existe una gran influencia de las actividades de manejo del Bosque sobre la comunidad floral y de polinizadores, principalmente de la poda, el deshierbe y remoción de hojarasca, que ocurre en sitios de urbanización media, es decir las zonas recreativas del Bosque. Por otro lado, en sitios de urbanización alta, el mantenimiento de flores ornamentales mantiene una diversidad alta de recursos florales y redes similares a los sitios con baja urbanización que tienen poco manejo.
- En primera instancia, las estrategias que se sugiere llevar a cabo dentro del Bosque para mantener las redes de polinización incluyen: la reducción de poda y deshierbe, la creación y mantenimiento de un corredor de parches con gran abundancia floral y la elección de especies florales nativas para una nueva paleta vegetal.
- Finalmente, es necesaria la colaboración entre las diferentes esferas sociales, tanto de investigadores, tomadores de decisiones y ciudadanos, para el diseño y manejo de las áreas verdes en las ciudades. Los resultados muestran que las áreas verdes recreativas, incluso altamente urbanizadas, pueden funcionar como refugios para plantas y polinizadores, siempre que cuenten con un manejo adecuado pueden fungir como estos en la ciudad.

LITERATURA CITADA

Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., & Aizen, M. A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, 9(8), 968–980.

<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00927.x>

Aizen, M. A., Morales, C. L., & Morales, J. C. (2008). Invasive mutualists erode native pollination webs. *PLOS Biology*, 6(2), 31.

<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060031>

Aizen, M. A., & Feinsinger, P. (1994). Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine “Chaco Serrano.” *Ecological Applications*, 4(2), 378–392.

<https://doi.org/10.2307/1941941>

Althaus, S. L., Berenbaum, M. R., Jordan, J., & Shalmon, D. A. (2021). No buzz for bees: Media coverage of pollinator decline. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2).

<https://doi.org/10.1073/pnas.2002552117>

Aronson, M. F. J., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Marra, P. P., MacIvor, J. S., Nilon, C. H., & Vargo, T. L. (2017). Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189–196.

<https://doi.org/10.1002/fee.1480>

Ayers, A. C., & Rehan, S. M. (2021). Supporting bees in cities: how bees are influenced by local and landscape features. *Insects*, 12(2), 128.

<https://doi.org/10.3390/insects12020128>

Austin, M. W., Tripodi, A. D., Strange, J. P., & Dunlap, A. S. (2022). Bumble Bees exhibit body size clines across an urban gradient despite low genetic differentiation. *Scientific Reports*, 12(1).

<https://doi.org/10.1038/s41598-022-08093-4>

- Baldock, K. C. R., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., Potts, S. G., Robertson, K. M., Scott, A. V., Stone, G. N., Vaughan, I. P., & Memmott, J. (2015). Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1803).
<http://doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>
- Baldock, K. C. R. (2020). Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Current Opinion in Insect Science*, 38, 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2020.01.006>
- Barraud, A., Barascou, L., Lefebvre, V., Sene, D., Le Conte, Y., Alaux, C., Grillenzoni, F.-V., Corvucci, F., Serra, G., Costa, C., Vanderplanck, M., & Michez, D. (2022). Variations in nutritional requirements across bee species. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.824750>
- Bascompte, J., Jordano, P., & Olesen, J. L. (2006). Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science*, 312(5772), 431–433.
<https://doi.org/10.1126/science.1123412>
- Bascompte, J., & Jordano, P. (2007). Plant-animal mutualistic networks: The Architecture of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38(1), 567–593.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>
- Bascompte, J., & Jordano, P. (2007). Plant-animal mutualistic networks: The Architecture of Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38(1), 567–593.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>
- Bascompte, J., & Jordano, P. (2008). Redes mutualistas de especies. *Investigación Y Ciencia*, 384, 50- 59.
- Bates, A., Sadler, J. P., Fairbrass, A. J., Falk, S., Hale, J. S., & Matthews, T. (2011). Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PLOS ONE*, 6(8).

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023459>

Beal-Neves, M., Vogel Ely, C., Westerhofer Esteves, M., Blochtein, B., Lahm, R. A., Quadros, E. L. L., & Abreu Ferreira, P. M. (2020). The influence of urbanization and fire disturbance on plant-floral visitor mutualistic networks. *Diversity*, 12(4), 141.

<https://doi.org/10.3390/d12040141>

Bellamy, C., Van Der Jagt, A. P., Barbour, S., Smith, M., & Moseley, D. (2017). A spatial framework for targeting urban planning for pollinators and people with local stakeholders: A route to healthy, blossoming communities? *Environmental Research*, 158, 255–268.

<https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.06.023>

Blüthgen, N., Menzel, F., & Blüthgen, N. (2006). Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology*, 6(1), 9.

<https://doi.org/10.1186/1472-6785-6-9>

Corcos, D., Cappellari, A., Mei, M., Paniccchia, D., Cerretti, P., & Marini, L. (2020). Contrasting effects of exotic plant invasions and managed honeybees on plant–flower visitor interactions. *Diversity and Distributions*, 26(10), 1397–1408.

<https://doi.org/10.1111/ddi.13132>

Cordeiro, N. J., & Howe, H. F. (2003). Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(24), 14052–14056.

<https://doi.org/10.1073/pnas.2331023100>

Cruz, C. P., Luna, P., Guevara, R., Hinojosa-Díaz, I. A., Villalobos, F., & Dáttilo, W. (2022). Climate and human influence shape the interactive role of the honeybee in pollination networks beyond its native distributional range. *Basic and Applied Ecology*, 63, 186–195.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2022.06.009>

- Dáttilo, W., Cruz, C. P., Luna, P., Ratoni, B., Hinojosa-Díaz, I. A., Neves, F. S., Leponce, M., Villalobos, F., & Guevara, R. (2022). The impact of the Honeybee *Apis mellifera* on the organization of pollination networks is positively related with its interactive role throughout its geographic range. *Diversity*, 14(11), 917. <https://doi.org/10.3390/d14110917>
- Dormann, C. F., Gruber, B., & Fründ, J. (2008). Introducing the bipartite Package: Analysing Ecological Networks. *R News*, 8(2), 8–11. https://www.researchgate.net/profile/Jochen_Fruend/publication/228861770_Introducing_the_Bipartite_Package_analyzing_Ecological_Networks/links/0deec516d700ce520c000000.pdf
- Dormann, C. F., Fründ, J., Blüthgen, N., & Gruber, B. (2009). Indices, graphs and null models: Analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal*, 2(1), 7–24. <https://doi.org/10.2174/1874213000902010007>
- Dunn, L., Lequerica, M., Reid, C. R., & Latty, T. (2020). Dual ecosystem services of syrphid flies (Diptera: Syrphidae): Pollinators and biological control agents. *Pest Management Science*, 76(6), 1973–1979. <https://doi.org/10.1002/ps.5807>
- Estrada, E., & Bodin, Ö. (2008). Using network centrality measures to manage landscape connectivity. *Ecological Applications*, 18(7), 1810–1825. <https://doi.org/10.1890/07-1419.1>
- Geslin, B., Gauzens, B., Thébault, E., & Dajoz, I. (2013). Plant pollinator networks along a gradient of urbanisation. *PLOS ONE*, 8(5), 63421. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063421>
- Geslin, B., Gauzens, B., Baude, M., Dajoz, I., Fontaine, C., Henry, M., Ropars, L., Rollin, O., Thébault, E., & Vereecken, N. J. (2017). Massively introduced managed species and their consequences for plant–pollinator interactions. *Elsevier eBooks* (pp. 147–199).

- Giannini, T. C., Garibaldi, L. A., Acosta, A. L., Silva, J., Maia, K. P., Saraiva, A. M., Guimarães, P. R., & De Matos Peixoto Kleinert, A. (2015). Native and non-native supergeneralist bee species have different effects on plant-bee networks. *PLOS ONE*, 10(9), e0137198.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137198>
- Gibson, R. J., Knott, B., Eberlein, T., & Memmott, J. (2011). Sampling method influences the structure of plant-pollinator networks. *Oikos*, 120(6), 822–831.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18927.x>
- Gómez, J. M. & Perfectti, F. (2009). Capítulo 3. Diversidad de polinizadores, generalización ecológica y conservación de plantas. Pp. 61-76. En: Medel, R, Aizen, M. A., Zamora, R. (eds.). *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*. Universitaria, Santiago de Chile.
- Gutiérrez, P. (2021). Chapultepec, un cerro de historia. En: <<https://www.fundarqmx.org/post/chapultepec-un-cerro-de-historia>> Consultado en línea el 9 de noviembre del 2023,
- Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J. S., Baldock, K. C. R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M. E., Jackson, J. I., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E. S., Philpott, S. M., Potts, S. G., Sirohi, M. H.; Spevak, E.; Stone, G. H., & Threlfall, C. G. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology* 31(1), 24–29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>
- Harmon-Threatt, A. (2020). Influence of nesting characteristics on health of Wild Bee Communities. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 39–56.
<https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-024955>
- Harrison, T. & Winfree, R. (2015). Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology*, 29(7), 879–888.
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.12486>

Hinners, S. J., Kearns, C. A., & Wessman, C. A. (2012). Roles of scale, matrix, and native habitat in supporting a diverse suburban pollinator assemblage. *Ecological Applications*, 22(7), 1923–1935.

<https://doi.org/10.1890/11-1590.1>

Holzschuh, A., Dainese, M., González-Varo, J. P., Mudri-Stojnic, S., Riedinger, V., Rundlöf, M., Scheper, J., Wickens, J. B., Wickens, V. J., Bommarco, R., Kleijn, D., Potts, S. G., Roberts, S. K., Smith, H. G., Vilà, M., Vujić, A., & Steffan-Dewenter, I. (2016). Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology Letters*, 19(10), 1228–1236.

<https://doi.org/10.1111/ele.12657>

Hull, F.M. (1973). *The bee flies of the world. The genera of the family Bombyliidae*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Instituto Nacional de Antropología e Historia (s.f.). Historia de Chapultepec. En: <<https://mnh.inah.gob.mx/userfiles/media/mnh-cultura-gob-mx/uploaded/mnh-chapultepec.pdf>> Consultado en línea el 9 de noviembre del 2023.

Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 552

Joppa, L. N., Montoya, J. M., Solé, R. V., Sanderson, J., & Pimm, S. L. (2010). On nestedness in ecological networks. *Evolutionary Ecology Research* 12(1), 35-46

Jordán, F., Liu, W., & Davis, A. J. (2006). Topological keystone species: Measures of positional importance in food webs. *Oikos*, 112(3), 535–546. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.13724.x>

Jordano, P. (1987). Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *The American Naturalist*, 129(5), 657–677.

<https://doi.org/10.1086/284665>

Jordano, P., Bascompte, J., & Olesen, J. L. (2003). Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. *Ecology Letters*, 6(1), 69–81.

<https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00403.x>

Jordano, P., Vázquez, D. & Bascompte, J. (2009). Capítulo 1. Redes complejas de interacciones mutualistas planta-animal. Pp. 17-41. En: Medel, R, Aizen, M. A., Zamora, R. (eds.). *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*. Universitaria, Santiago de Chile.

Kaiser-Bunbury, C. N., & Blüthgen, N. (2015). Integrating network ecology with applied conservation: A synthesis and guide to implementation. *AoB Plants*, 7.

<https://doi.org/10.1093/aobpla/plv076>

Kastinger, C., & Weber, A. (2001). Bee-flies (*Bombylius* spp., Bombyliidae, Diptera) and the pollination of flowers. *Flora*, 196(1), 3–25.

[https://doi.org/10.1016/s0367-2530\(17\)30015-4](https://doi.org/10.1016/s0367-2530(17)30015-4)

Likas, A., Vlassis, N., & Verbeek, J. (2003). The global k-means clustering algorithm. *Pattern Recognition*, 36(2), 451–461.

[https://doi.org/10.1016/s0031-3203\(02\)00060-2](https://doi.org/10.1016/s0031-3203(02)00060-2)

Mallinger, R. E., Gaines-Day, H. R., & Gratton, C. (2017). Do managed bees have negative effects on wild bees? A systematic review of the literature. *PLOS ONE*, 12(12), 0189268.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189268>

Marshall, C., Wilkinson, M. T., Hadfield, P. M., Rogers, S. M., Shanklin, J. D., Eversham, B. C., Healey, R., Kranse, O. P., Preston, C. D., Coghill, S. J., McGonigle, K. L., Moggridge, G. D., Pilbeam, P. G., Marza, A. C., Szigeccsan, D., Mitchell, J., Hicks, M. A., Wallis, S. M., Xu, Z.,

- Toccaceli, F., McLennan, C., & Akker, S. E. D. (2023). Urban wildflower meadow planting for biodiversity, climate and society: An evaluation at King's College, Cambridge. *Ecological Solutions and Evidence*, 4(2).
<https://doi.org/10.1002/2688-8319.12243>
- Martín González, A. M., Dalsgaard, B., & Olesen, J. M. (2010). Centrality measures and the importance of generalist species in pollination networks. *Ecological Complexity*, 7(1), 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.03.008>
- Martins, K. T., Gonzalez, A., & Lechowicz, M. J. (2017). Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1359–1371.
<https://doi.org/10.1007/s11252-017-0688-8>
- Matteson, K. C., & Langellotto, G. A. (2010). Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosystems*, 13(3), 333–347.
<https://doi.org/10.1007/s11252-010-0122-y>
- Mayfield, M. M. (2005). The importance of nearby forest to known and potential pollinators of Oil Palm (*Elaeis guineënsis* Jacq.; Areceaceae) in Southern Costa Rica. *Economic Botany*, 59(2), 190–196.
[https://doi.org/10.1663/0013-0001\(2005\)059](https://doi.org/10.1663/0013-0001(2005)059)
- Memmott, J., Waser, N. M., & Price, M. V. (2004). Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1557), 2605–2611. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2909>
- Merritt, R. W., Courtney, G. W., & Keiper, J. B. (2009). Chapter 76 - Diptera: (Flies, Mosquitoes, Midges, Gnats). Pp. 284-297. En: Resh, V. H., Cardé, R. T. (eds.). *Encyclopedia of Insects* (Second Edition). Academic Press.

- Moquet, L., Laurent, E., Bacchetta, R., & Jacquemart, A. (2017). Conservation of hoverflies (Diptera, Syrphidae) requires complementary resources at the landscape and local scales. *Insect Conservation and Diversity*, 11(1), 72–87. <https://doi.org/10.1111/icad.12245>
- Murphy, J. T., Breeze, T. D., Willcox, B., Kavanagh, S., & Stout, J. C. (2022). Globalisation and pollinators: Pollinator declines are an economic threat to Global Food Systems. *People and Nature*, 4(3), 773–785. <https://doi.org/10.1002/pan3.10314>
- Normandin, É., Vereecken, N. J., Buddle, C. M., & Fournier, V. (2017). Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings. *PeerJ*, 5. <https://doi.org/10.7717/peerj.3051>
- Orozco, G. (coord.). (2021). V Una radiografía del interior del Bosque de Chapultepec. Pp. 232-307. En: *Plan Maestro Integral 2021. Bosque de Chapultepec: Naturaleza y Cultura*. Contenidos Arcadia, México.
- Persson, A., Ekroos, J., Olsson, P., & Smith, H. G. (2020). Wild bees and hoverflies respond differently to urbanization, human population density and urban form. *Landscape and Urban Planning*, 204, 103901. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103901>
- Pham, D. T., Dimov, S. S., & Nguyen, C. N. (2005). Selection of K in K-means clustering. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part C: *Journal of Mechanical Engineering Science*, 219(1), 103–119. <https://doi.org/10.1243/095440605x8298>
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25(6), 345–353.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca, V., Ngo, H. T., Aizen, M. A., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., Hill, R., Settele, J., y Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540(7632), 220–229.

PROBOSQUE (s.f.). Pro Bosque de Chapultepec. Consultado en línea el 9 de noviembre del 2023, en: <https://www.chapultepec.org.mx/nosotros/>

Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad (PUEC), UNAM. (2002). *Proyecto ejecutivo para la implementación del manejo integral y desarrollo autosostenible del Bosque de Chapultepec*. Diagnóstico. Publicaciones PUEC-UNAM, México.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rhodes, C. J. (2018). Pollinator decline – an ecological calamity in the making? *Science Progress*, 101(2), 121–160. <https://doi.org/10.3184/003685018x15202512854527>

Ropars, L., Dajoz, I., Fontaine, C., Muratet, A., & Geslin, B. (2019). Wild pollinator activity negatively related to honeybee colony densities in urban context. *PLOS ONE*, 14(9), 0222316.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222316>

Ruttner, F. (1988) *Biogeography and Taxonomy of Honeybees*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg and New York.

<http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-72649-1>

Secretaría del Medio Ambiente (SEDEMA). (2012). Chapultepec, lugar de todos. Pp. 5-50. En: *Los bosques urbanos de Chapultepec y San Juan de Aragón*. Libros Blancos, México.

Smith, R. D., Warren, P. H., Thompson, K., & Gaston, K. J. (2006). Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation*, 15(8), 2415–2438.

<https://doi.org/10.1007/s10531-004-5014-0>

Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (1999). Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121(3), 432–440.

<https://doi.org/10.1007/s004420050949>

- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., & Tschardtke, T. (2001). Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 268(1477), 1685–1690.
- <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1737>
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Lentendu, G., Kahnt, B., Husemann, M., Bleidorn, C., Settele, J., Schweiger, O., Grosse, I., Wubet, T., Murray, T. E., & Paxton, R. J. (2020). Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications*, 11(1), 1–13.
- Threlfall, C. G., Walker, K., Williams, N. S., Hahs, A. K., Mata, L., Stork, N. E., & Livesley, S. J. (2015). The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. *Biological Conservation*, 187, 240–248.
- <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.003>
- Twerd, L., & Banaszak-Cibicka, W. (2019). Wastelands: their attractiveness and importance for preserving the diversity of wild bees in urban areas. *Journal of Insect Conservation*, 23(3), 573–588.
- <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00148-8>
- Udy, K., Reininghaus, H., Scherber, C., & Tschardtke, T. (2020). Plant–pollinator interactions along an urbanization gradient from cities and villages to farmland landscapes. *Ecosphere*, 11(2).
- <https://doi.org/10.1002/ecs2.3020>
- Ulrich, W., Almeida-Neto, M., & Gotelli, N. J. (2009). A consumer’s guide to nestedness analysis. *Oikos*, 118(1), 3–17.
- <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.17053.x>
- Valdovinos, F. S. (2019). Mutualistic networks: moving closer to a predictive theory. *Ecology Letters*, 22(9), 1517–1534.

<https://doi.org/10.1111/ele.13279>

Valido, A., Rodríguez-Rodríguez, M. C., & Jordano, P. (2019). Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Scientific Reports*, 9(1).

<https://doi.org/10.1038/s41598-019-41271-5>

Vázquez, D. P., & Aizen, M. A. (2004). Asymmetric specialization: A perverse feature of plant-pollinator interactions. *Ecology*, 85(5), 1251–1257.

<https://doi.org/10.1890/03-3112>

Vázquez, D. P., Blüthgen, N., Cagnolo, L., & Chacoff, N. P. (2009). Uniting pattern and process in plant–animal mutualistic networks: a review. *Annals of Botany*, 103(9), 1445–1457.

<https://doi.org/10.1093/aob/mcp057>

Verboven, H. A. F., Uyttenbroeck, R., Brys, R., & M. Hermy. (2014). Different responses of bees and hoverflies to land use in an urban-rural gradient show the importance of the nature of the rural land use. *Landscape and Urban Planning* 126, 31–41.

Vockeroth, J. R. & Thompson, F. C. (1981) Syrphidae. Pp. 713–743. En McAlpine, J. F. Peterson, B. V., Shewell, G. E., Teskey, H. J. Vockeroth, J. R., Wood D. M. (Eds.), *Manual of Nearctic Diptera*, vol. 1. Monograph 27. Research Branch, Agriculture Canada, Ottawa, Canada.

Wagner, D. L. (2020). Insect declines in the anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65(1), 457–480.

<https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151>

Weaver, J. R., Ascher, J. S., & Mallinger, R. E. (2022). Effects of short-term managed honeybee deployment in a native ecosystem on wild bee foraging and plant–pollinator networks. *Insect Conservation and Diversity*, 15(5), 634–644. <https://doi.org/10.1111/icad.12594>

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

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321>

Wojcik, V., Morandin, L. A., Adams, L. S., & Rourke, K. (2018). Floral resource competition between honey bees and wild bees: is there clear evidence and can we guide management and conservation? *Environmental Entomology*, 47(4), 822–833.

<https://doi.org/10.1093/ee/nvy077>

GLOSARIO

- **Anidamiento:** Patrón de interacciones en que las especies generalistas interactúan con un amplio conjunto de especies, pero las más especialistas sólo interactúan predominantemente con las generalistas.

$$N = \frac{100 - T}{100}$$

Donde T es la temperatura o grado de desorden de la matriz. Se calcula con el número de interacciones sobre la isocline y representa a las interacciones no esperadas en el anidamiento perfecto.

- **Asimetría de especialización (SA):** Cuantifica si las especies especializadas del nivel trófico superior interactúan con los generalizados del nivel trófico inferior. Es decir, el nivel de dependencia del nivel superior con el inferior, en este caso del polinizador con la planta.

$$AS_{ij} = \frac{d_{ij}^P - d_{ji}^P}{d_{ij}^P, d_{ji}^A}$$

Donde d es la proporción de interacciones entre dos especies respecto al total de interacciones de esa especie (dependencia) y d_{ij}^P, d_{ji}^A se refiere al valor máximo de ambas.

- **Cercanía:** Describe la centralidad de una especie en la red a través de la distancia a otros nodos.
- **Conectancia:** Se refiere a la fracción de interacciones registradas respecto al total posible. Es una variable característica de cada comunidad.

$$C = \frac{I}{P \times A}$$

Donde I es el número de interacciones observadas, A es el número de especies de animales y P es el número de especies de plantas.

- **Diversidad de socios:** Es una medida de la variedad de interacciones por cada especie.

$$E_s = \frac{-\sum_i \sum_j p_{ij} \ln \ln p_{ij}}{\ln \ln (AP)}$$

Donde p_{ij} es la proporción relativa de la interacción entre la especie i y la especie j respecto al total de interacciones, A es el número de especies de animales y P es el número de especies de plantas.

- **Enlaces por especie:** Parámetro de la red que proporciona el valor de la media del número de enlaces por cada especie (de forma cualitativa).

$$Lx = \frac{L}{(I + J)}$$

Donde L es el número de enlaces observados en la red, I es el número de especies del nivel trófico inferior y J es el número de especies del nivel trófico superior.

- **Fuerza de la especie:** Es un índice que mide la relevancia de una especie de un nivel trófico para las especies del otro nivel trófico. Toma en cuenta la suma de la asimetría de las interacciones de la especie.
- **Generalidad proporcional:** Es una medida de generalización que considera las especies asociadas efectivas divididas entre el número efectivo de recursos.

$$G_{qw} = \sum_{j=1}^J \frac{A_j}{m} 2^{H_j}$$

Donde A_j es el número total de interacciones de especies j del nivel trófico superior, m es el número total de interacciones de todas las especies, H_j es la diversidad de Shannon de interacciones para las especies del nivel trófico superior.

- **Grado de especialización (H_2):** Es una medida de especialización a nivel de red. Se estandariza para que su valor varíe entre cero (sin especialización) y uno (especialización completa). Es un índice que se utiliza para comparar la especialización entre diferentes redes bipartitas.

$$H'_2 = \frac{H_{2max} - H_2}{H_{2max} - H_{2min}}$$

Donde H_2 es el índice observado de diversidad de Shannon de las interacciones en la red. H_{2max} es el valor máximo que puede tomar del índice de diversidad con la riqueza de la red, especialización mínima. H_{2min} es el valor mínimo del índice de diversidad con la riqueza de la red, especialización máxima.

- **Intermediación:** Valor que describe la centralidad de la especie en la red por su posición entre los nodos.
- **Núcleo de especies:** Grupo pequeño de plantas y animales generalistas que interactúan entre sí.
- **Red bipartita:** Representación gráfica en el cual las interacciones mutualistas ocurren entre miembros de los dos grupos (plantas y animales).
- **Robustez:** Permite saber cuán estables son las redes de interacciones ante la pérdida de especies mediante modelos teóricos que eliminan especies al azar hasta que la red colapsa. La robustez es mayor si soporta más extinciones antes de colapsar.

APÉNDICE I

VARIABLES AMBIENTALES MEDIDAS DENTRO DE UN RADIO DE 30 m DEL CENTRO DE CADA PUNTO DE MUESTREO EN EL BOSQUE DE CHAPULTEPEC Y ZONAS URBANAS ALEDAÑAS, CIUDAD DE MÉXICO.

Categoría/ abreviatura	Significado	Unidad	Descripción
Punto	Número de punto	#	Número de punto de conteo
Temporada	Estación del año	Nombre	Lluvia, Secas
Fecha	Fecha	Día-mes-año	Fecha en que se muestreó el punto
Observador	Observador	Nombre	Personas que midieron las propiedades del hábitat
Sección	Sección	Nombre	Sección del bosque de Chapultepec muestreada
Paraje	Paraje	Nombre	Nombre del paraje donde se localiza el punto
Referencia	Referencia	Texto	Referencia en campo para localizar el punto
Latitud	Latitud	Decimales	Latitud
Longitud	Longitud	Decimales	Longitud
Altitud	Altitud	msnm	Altitud

Variables asociadas al hábitat

DENSARBO	Densidad arbórea	#	Número de árboles en el interior del punto (30 m de radio)
DAPPROM	DAP promedio	cm	DAP promedio de los cinco árboles medidos (CIRCPROM/3.1416)
ALTUARBOPROM	Altura arbórea promedio	m	Altura promedio de los cinco árboles medidos

COBEDOSE	Cobertura de dosel	%	% del punto cubierto por vegetación con altura mayor a los 5m
COBEARBU	Cobertura de arbustos	%	% del punto cubierto por vegetación de 50cm a 5m de altura
COBEHERB	Cobertura de hierbas	%	% del punto cubierto por vegetación de 1 a 50cm de altura
COBEPASTO	Cobertura de pasto	%	% del punto cubierto por pasto
COBEFLOR	Cobertura floral	%	% del punto cubierto por flores de todas las especies
COBESUEL	Cobertura de suelo desnudo	%	% del punto cubierto por suelo desnudo (tierra)
COBEAGUA	Cobertura de agua	%	% del punto cubierto por cuerpos de agua
RIQUARBO	Riqueza arbórea	#	Número de morfoespecies de árboles en el punto
RIQUARBU	Riqueza arbustiva	#	Número de morfoespecies de arbustos en el punto
RIQUHERB	Riqueza herbácea	#	Número de morfoespecies de hierbas en el punto
RIQUFLOR	Riqueza floral	#	Número de morfoespecies de flores en el punto
RIQUMICRO	Riqueza microhábitats	#	Número de microhábitats en el punto (Suma de microhábitats)
<i>Variables de urbanización</i>			
NUMEPOST	Número de postes de luz	#	Número de postes de luz presentes en el punto
COBPAVI	Cobertura de pavimento	%	% del punto cubierto por pavimento

COBECONS	Cobertura construida	%	% del punto cubierto por construcciones (bardas, casas, edificaciones)
COBEBASU	Cobertura de basura	%	% del punto cubierto por basura

Caracterización de las categorías de puntos según las variables de hábitat y urbanización. Se muestran las diferencias significativas y el orden de magnitud (bajo, medio, alto) según la prueba de Kruskal Wallis para cada variable en cada categoría. Para las variables donde dos categorías no presentaron diferencias significativas los valores se caracterizaron solo como alto y bajo. La riqueza de árboles fue la única variable que no presentó diferencias significativas en ninguna categoría.

Nivel de urbanización	Bajo	Medio	Alto
<i>Variables asociadas al hábitat</i>			
Cobertura de hierbas	Alto	Bajo	Medio
Riqueza herbácea	Alto	Bajo	Medio
Cobertura floral	Alto	Bajo	Medio
Riqueza floral	Alto	Bajo	Medio
Cobertura de arbustos	Alto	Bajo	Medio
Riqueza arbustiva	Alto	Bajo	Alto
Riqueza arbórea	-	-	-
Densidad arbórea	Bajo	Bajo	Alto
DAP promedio	Bajo	Alto	Alto
Altura arbórea promedio	Bajo	Alto	Bajo
Cobertura de dosel	Alto	Alto	Bajo
Cobertura de pasto	Alto	Medio	Bajo
Cobertura de suelo desnudo	Medio	Alto	Bajo
Cobertura de agua	Bajo	Medio	Alto

Riqueza microhábitats	Alto	Bajo	Bajo
-----------------------	------	------	------

Variables de urbanización

Cobertura de pavimento	Bajo	Bajo	Alto
Número de postes de luz	Bajo	Medio	Alto
Cobertura de basura	Alto	Bajo	Medio
Cobertura construida	Bajo	Bajo	Alto

APÉNDICE II

Lista de especies de visitantes florales, origen geográfico y su presencia en los diferentes niveles de urbanización en el Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. N: nativa, E: exótica, ND: no disponible.

	Origen	Alto	Medio	Bajo
Orden Diptera				
Familia Bombyliidae				
<i>Exoprosopa rostrifera</i> Jaennicke, 1867	N			•
<i>Geron vitripennis</i> Loew, 1869	N			•
<i>Hemipenthes blanchardiana</i> (Jaennicke, 1867)	N			•
<i>Villa ater</i> Painter, 1926	ND			•
Familia Syrphidae				
<i>Allograpta obliqua</i> (Say, 1823)	N	•		•
<i>Copestylum violaceum</i> (Macquart, 1842)	N	•		
<i>Epistrophe nitidicollis</i> (Meigen, 1822)	E	•	•	•
<i>Epistrophella emarginata</i> (Say, 1823)	E	•		•
<i>Eristalis tenax</i> (Linnaeus, 1758)	E	•		•
<i>Eupeodes volucris</i> Osten Sacken, 1877	N	•		•
<i>Lejops arquatus</i> (Say, 1829)	ND	•	•	•
<i>Lejops mexicanus</i> (Macquart, 1842)	N	•	•	•
<i>Leucopodella gracilis</i> (Williston, 1891)	N	•	•	•
<i>Palpada alhambra</i> (Hull, 1925)	ND		•	•
<i>Paragus haemorrhous</i> Meigen, 1822	N	•	•	•
<i>Platycheirus obscurus</i> (Say, 1824)	E	•	•	•
<i>Pseudodoros clavatus</i> (Fabricius, 1794)	N	•		
<i>Pseudodoros</i> sp. 1	ND			•
<i>Syritta pipiens</i> (Linnaeus, 1758)	E	•	•	•
<i>Toxomerus marginatus</i> (Say, 1823)	N	•	•	•

<i>Toxomerus mutuus</i> (Say, 1829)	N	•	•	•
Orden Hymenoptera				
Familia Apidae				
<i>Anthophora marginata</i> Smith, 1854	N			•
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	E	•	•	•
<i>Bombus ephippiatus</i> Say, 1837	N		•	•
<i>Bombus sonorus</i> Say, 1837	N	•		•
<i>Ceratina</i> sp. 1	ND	•	•	•
<i>Deltoptila fulva</i> (Smith, 1879)	N			•
<i>Eulaema polychroma</i> (Mocsáry, 1899)	N			•
<i>Tetraloniella</i> sp. 1	ND	•		
<i>Xylocopa mexicanorum</i> Cockrell, 1912	N	•	•	•
<i>Xylocopa tabaniformis azteca</i> Cresson, 1878	N	•	•	•
Familia Colletidae				
<i>Colletes</i> sp. 1	ND	•	•	•
Familia Halictidae				
<i>Augochlora</i> sp. 1	ND	•	•	•
<i>Halictus</i> sp. 1	ND			•
<i>Lasioglossum</i> sp. 1	ND	•		•
<i>Lasioglossum</i> sp. 2	ND	•	•	•
<i>Lasioglossum</i> sp. 3	ND		•	
<i>Lasioglossum</i> sp. 4	ND	•		•
<i>Xeralictus</i> sp. 1	ND	•		•
Familia Megachilidae				
<i>Megachile</i> sp. 1	ND	•	•	•

<i>Megachile</i> sp. 2	ND			●
------------------------	----	--	--	---

Familia Melittidae

<i>Melitta</i> sp. 1	E			●
----------------------	---	--	--	---

<i>Osmia bicornis</i> (Linnaeus, 1758)	E			●
--	---	--	--	---

Lista de especies de plantas con flor, su origen geográfico y su presencia en los diferentes niveles de urbanización en el Bosque de Chapultepec, Ciudad de México. N: nativo, E: exótico, ND: no disponible.

	Origen	Alto	Medio	Bajo
Orden Apiales				
Familia Apiaceae				
<i>Prionosciadium thapsoides</i> (DC.) Mathias	N	●		●
Familia Araliaceae				
<i>Schefflera actinophylla</i> (Endl.) Harms	E	●		
Familia Pittosporaceae				
<i>Pittosporum tobira</i> (Thunb.) W.T. Aiton	E	●		
Orden Asparagales				
Familia Amaryllidaceae				
<i>Crinum x powellii</i> Torr.	E		●	
<i>Clivia miniata</i> Regel	E		●	●
Familia Asparagaceae				
<i>Agave lechuguilla</i> L.	E	●		
<i>Agave</i> sp. 1	ND	●		●
<i>Anthericum ramosum</i> Regel	E		●	
<i>Chlorophytum comosum</i> hort. ex Baker	E		●	
<i>Yucca</i> sp. 1	ND	●		
Familia Iridaceae				

<i>Dietes iridioides</i> L.	E	•	•	
Orden Asterales				
Familia Asteraceae				
<i>Acmeilla repens</i> (Walter) Rich.	N	•		
<i>Ageratina adenophora</i> (Spreng.) R.M. King & H. Rob.	N	•		•
<i>Aspilia</i> sp.1	ND			•
<i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	N			•
<i>Baccharis</i> sp.	ND	•		
<i>Bellis annua</i> L.	E	•		•
<i>Bidens pilosa</i> L.	N	•	•	•
<i>Dahlia coccinea</i> Cav.	N	•		•
<i>Erigeron</i> sp. 1	ND			•
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	N	•	•	•
<i>Galinsoga</i> sp.	ND			•
<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich.) DC.	N	•		
<i>Picris echioides</i> L.	E	•	•	•
<i>Pseudognaphalium luteoalbum</i> (L.) Hilliard & B.L. Burtt	E			•
<i>Senecio inaequidens</i> DC.	E	•	•	•
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	E	•	•	•
<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	N			•
<i>Tagetes micrantha</i> Cav.	N			•
<i>Taraxacum officinale</i> F.H. Wigg.	E	•	•	•
Orden Boraginales				
Familia Namaceae				
<i>Wigandia urens</i> (Ruiz & Pav.) Kunth	N			•
Orden Brassicales				
Familia Brassicaceae				

<i>Barbarea</i> sp.1	ND			•
<i>Brassica rapa</i> L.	E	•	•	•
<i>Capsella bursa-pastoris</i> Moench	E	•		•
<i>Eruca sativa</i> Mill.	E	•		•
<i>Lepidium virginicum</i> L.	N			•
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	E			•
<i>Rorippa palustris</i> L.	E	•		
<i>Sisymbrium irio</i> (L.) Besser	E	•		
<i>Sisymbrium officinale</i> L.	E		•	
Familia Resedaceae				
<i>Reseda luteola</i> (L.) Scop.	E		•	•
Familia Tropaeolaceae				
<i>Tropaeolum majus</i> L.	E			•
Orden Caryophyllales				
Familia Aizoaceae				
<i>Aptenia cordifolia</i> L.	E	•		
Familia Amaranthaceae				
<i>Amaranthus hybridus</i> (L. f.) Schwantes	N	•		
Familia Caryophyllaceae				
<i>Silene gallica</i> Choisy	E			•
<i>Stellaria media</i> L.	E		•	•
Familia Nyctaginaceae				
<i>Bougainvillea glabra</i> L.	E	•		
<i>Mirabilis jalapa</i> L.	N	•		•
Familia Phytolaccaceae				
<i>Phytolacca icosandra</i> (L.) Vill.	N	•		•
Orden Commelinales				
Familia Commelinaceae				
<i>Commelina benghalensis</i> L.	E	•	•	

<i>Commelina coelestis</i> Willd.	N	•		•
<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	N	•		•
<i>Gibasis geniculata</i> (Jacq.) Rohweder	N			•
<i>Tinantia erecta</i> (Jacq.) Schtdl.	N	•	•	•
<i>Tradescantia crassifolia</i> Cav.	N			•
Orden Cucurbitales				
Familia Begoniaceae				
<i>Begonia gracilis</i> (L.) Voigt	N			•
Familia Cucurbitaceae				
<i>Cucurbita ficifolia</i> Bouché	ND	•		•
<i>Sicyos deppei</i> Kunth	N			•
<i>Coccinia grandis</i> G. Don	E	•		
Orden Dipsacales				
Familia Caprifoliaceae				
<i>Abelia x grandiflora</i> (Rovelli ex André) Rehder	E		•	
Orden Ericales				
Familia Polemoniaceae				
<i>Loeselia mexicana</i> (Lam.) Brand	N			•
Familia Ericaceae				
<i>Rhododendron simsii</i> Planch.	E	•	•	
Orden Fabales				
Familia Fabaceae				
<i>Acacia angustissima</i> (Mill.) Kuntze	N	•		•
<i>Acacia retinodes</i> Schtdl.	E			•
<i>Bauhinia variegata</i> L.	E	•		
<i>Erythrina americana</i> Mill.	N	•		
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	N	•		•
<i>Medicago polymorpha</i> L.	E	•	•	•
<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.	E			•

<i>Phaseolus coccineus</i> L.	N	•	
<i>Senna multiglandulosa</i> (Jacq.) H.S. Irwin & Barneby	N	•	•
Orden Gentianales			
Familia Rubiaceae			
<i>Bouvardia ternifolia</i> (Cav.) Schltdl.	N		•
<i>Galium uncinulatum</i> DC.	N		•
<i>Sherardia arvensis</i> L.	E	•	
Orden Geraniales			
Familia Geraniaceae			
<i>Geranium seemannii</i> Peyr.	N	•	•
<i>Pelargonium</i> sp. 1	ND		•
Orden Lamiales			
Familia Acanthaceae			
<i>Acanthus mollis</i> L.	E		•
<i>Dicliptera peduncularis</i> L.	N		•
<i>Thunbergia grandiflora</i> Kunth	E		•
Familia Bignoniaceae			
<i>Jacaranda mimosifolia</i> Nees	E	•	
<i>Tecoma stans</i> (Wenz.) Lingelsh.	N	•	•
Familia Lamiaceae			
<i>Lavandula dentata</i> (G. Forst.) Pennell	E	•	
<i>Salvia microphylla</i> D. Don	N	•	
<i>Salvia polystachya</i> L.	N	•	•
<i>Salvia tiliifolia</i> W.T. Aiton	N		•
<i>Salvia</i> sp. 1	ND		•
<i>Teucrium fruticans</i> Lour.	E	•	
Familia Oleaceae			
<i>Fraxinus uhdei</i> Kunth	N	•	

<i>Ligustrum lucidum</i> M. Martens & Galeotti	E	•	•	•
<i>Ligustrum sinense</i> L.	E			•
Familia Plantaginaceae				
<i>Hebe salicifolia</i> Vahl	E	•		
Familia Scrophulariaceae				
<i>Buddleja cordata</i> (L.) Juss. ex Kunth	N		•	•
Familia Verbenaceae				
<i>Duranta erecta</i> L.	N	•		
<i>Lantana</i> sp. 1	ND	•		
<i>Verbena canescens</i> Kunth	N			•
<i>Verbena carolina</i> L.	N			•
<i>Verbena</i> sp. 1	ND			•
Orden Liliales				
Familia Alstroemeriaceae				
<i>Bomarea edulis</i> (Tussac) Herb.	N	•		
Familia Liliaceae				
<i>Calochortus barbatus</i> (Kunth) J.H. Painter	N			•
Orden Malpighiales				
Familia Euphorbiaceae				
<i>Acalypha phleoides</i> Cav.	N	•		•
<i>Ricinus communis</i> L.	E			•
Orden Malvales				
Familia Malvaceae				
<i>Anoda cristata</i> (L.) Schldl.	N	•		•
Orden Myrtales				
Familia Lythraceae				
<i>Cuphea aequipetala</i> Cav.	N	•		•
<i>Cuphea hyssopifolia</i> Kunth	N	•		
Familia Onagraceae				

<i>Oenothera pubescens</i> Willd. ex Spreng.	N	•		
<i>Oenothera rosea</i> L'Hér. ex Aiton	N	•	•	•
Orden Oxalidales				
Familia Oxalidaceae				
<i>Oxalis corniculata</i> L.	N		•	•
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	N	•	•	•
Orden Poales				
Familia Poaceae				
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	E	•		•
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	E	•		•
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	E			•
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	E	•		•
Orden Rosales				
Familia Rosaceae				
<i>Cotoneaster pannosus</i> Franch.	E	•	•	•
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	N	•		
<i>Rosa chinensis</i> Jacq.	E		•	
Orden Sapindales				
Familia Anacardiaceae				
<i>Schinus molle</i> L.	E	•		
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	E	•	•	
Familia Rutaceae				
<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck	E	•		
Orden Saxifragales				
Familia Crassulaceae				
<i>Echeveria gibbiflora</i> Lindl.	N			•
<i>Sedum dendroideum</i> DC.	N	•		
Orden Solanales				
Familia Convolvulaceae				

<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	N	•		•
Familia Solanaceae				
<i>Jaltomata procumbens</i> (Cav.) J.L. Gentry	N	•	•	•
<i>Physalis peruviana</i> L.	N	•	•	•
<i>Solanum americanum</i> Mill.	N	•		•
<i>Solanum rostratum</i> Dunal	N	•		•
Orden Zingiberales				
Familia Cannaceae				
<i>Canna indica</i> L.	N	•		•
