



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores

Unidad Morelia

Uso de bebederos en espacios verdes particulares (jardines y patios) por vertebrados nectarívoros (aves y mamíferos) en la ciudad de Morelia, Michoacán.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

PRESENTA

NATALIA MEDRANO MINET

DIRECTOR DE TESIS: DR. JORGE ERNESTO SCHONDUBE FRIEDEWOLD

CO-TUTOR DE TESIS: M.C. RODRIGO PACHECO MUÑOZ

MORELIA, MICHOACÁN

ABRIL, 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.



ESCUELA
NACIONAL
de ESTUDIOS
SUPERIORES
mm
UNIDAD MORELIA

10
años
(2011-2021)

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO ESCUELA
NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES UNIDAD MORELIA
SECRETARÍA GENERAL
SERVICIOS ESCOLARES

MTRA. IVONNE RAMÍREZ WENCE

DIRECTORA

DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR

PRESENTE

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 01** del **Comité Académico de la Licenciatura en Ciencias Ambientales** de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES), Unidad Morelia, celebrada el día **30 de enero de 2024**, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional de la alumna **Natalia Medrano Minet** de la Licenciatura en **Ciencias Ambientales**, con número de cuenta **418126101**, con el trabajo titulado: **"Uso de bebederos en espacios verdes particulares (jardines y patios) por vertebrados nectarívoros (aves y mamíferos) en la ciudad de Morelia, Michoacán"**, bajo la dirección como tutor del **Dr. Jorge Ernesto Schondube Friedewold** y como co-tutor el **Mtro. Rodrigo Pacheco Muñoz**.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente:	Dr. Roberto Antonio Lindig Cisneros
Vocal:	Dra. Erika Ivette de la Peña Cuellar
Secretario:	Dr. Jorge Ernesto Schondube Friedewold
Suplente:	Dra. Ek del Val de Gortari
Suplente:	Dr. Hernando Alonso Rodríguez Correa

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Morelia, Michoacán a 17 de abril de 2024.

DRA. ANA YESICA MARTÍNEZ VILLALBA
SECRETARIA GENERAL

CAMPUS MORELIA

Antigua Carretera a Pátzcuaro N° 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta
58190, Morelia, Michoacán, México. Tel: (443)689.3500 y (55)5623.7300, Extensión Red UNAM: 80614
www.enesmorelia.unam.mx



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores

Unidad Morelia

Uso de bebederos en espacios verdes particulares (jardines y patios) por vertebrados nectarívoros (aves y mamíferos) en la ciudad de Morelia, Michoacán.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

NATALIA MEDRANO MINET

DIRECTOR DE TESIS: DR. JORGE ERNESTO SCHONDUBE FRIEDEWOLD

CO-TUTOR DE TESIS: M.C. RODRIGO PACHECO MUÑOZ

MORELIA, MICHOACÁN

ABRIL, 2024

Agradecimientos institucionales

Agradezco a la Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia y a la Licenciatura en Ciencias Ambientales por la formación que recibí.

Agradezco a la beca “Programa para Impulso a la Titulación por Actividades Académicas en el Extranjero” (PITAAE) por permitirme tener el tiempo de escribir mi tesis y pausar mis actividades laborales para desarrollar este proyecto y aprender de murciélagos en Costa Rica.

Agradezco al Dr. Jorge E. Schondube Friedewold, por ser mi tutor y guiar el desarrollo de la tesis.

Agradezco al M. en C. Rodrigo Pacheco Muñoz, por el acompañamiento como co-tutor y guía en el desarrollo de la tesis.

Al jurado por sus valiosas recomendaciones y revisión de la tesis: Dra. Ek del Val, Dra. Erika de la Peña Cuéllar, Dr. Roberto Lindig Cisneros y Dr. Hernando Rodríguez Correa.

Agradecimientos personales

Gracias a mi mamá y a mi abuelita por su apoyo incondicional y cuidados que sin ellas nada de esto podría ser posible. Gracias por apoyarme siempre.

A Chon, por compartir todos tus conocimientos e ideas que dieron vida a este trabajo, la clase de ecología urbana fue crucial para mi formación y motivación para desarrollar un proyecto dentro de esta disciplina. No sabía que sería tan significativo para mi formación pedir que abrieran la materia. Gracias por ser inspiración en el camino científico, por los libros de naturaleza y ciencia ficción, y por la paciencia cuando me aceleraba en el proceso de desarrollo la tesis.

A Rod, muchas gracias por ser un increíble co-tutor y acompañarme en las partes más difíciles del proyecto (la estadística), por todas las sesiones donde me explicaste R Studio y cosas de modelos estadísticos, gracias por tu paciencia, por acompañarme en el desarrollo del trabajo y por los consejos de vida.

Al Dr. Bernal Rodríguez Herrera por abrirme las puertas de su laboratorio en la Universidad de Costa Rica y poder escribir la tesis allá, mientras cumplía mi sueño de murciélagos: aprender de los mejores, conocer bellas personas y recorrer paisajes tropicales en búsqueda de murcis.

A la Dra. Alejandra Larrázabal por permitirme explorar datos del arbolado urbano del proyecto Treetlón.

A todas las personas voluntarias que me permitieron entrar a sus Espacios Verdes Privados. Sin ustedes este proyecto no podría haber existido. Gracias por preocuparse por la conservación de los nectarívoros urbanos, y la biodiversidad en general. Gracias por querer habitar ciudades más amigables con todos los organismos que las conforman.

A mis amigos por estar ahí, especialmente a Chava, Lulú, Bibi, Karen, Kevs, Pao y Yaremi. Gracias por las charlas existenciales y el abrazo colectivo durante la tesis y la LCA.

A Mau, por ser mi compañero, escucharme y abrazarme en todo momento. Por acompañarme a poner cámaras trampa cuando tenías oportunidad y por todo el amor, música y risas compartidas. Te amo.

A los del ecolab por lo compartido mientras trabajábamos. Gracias a Chava, por ser mi mejor amigo y estar para mí en los saltos académicos que me ponían nerviosa. A Omar, Moni, Adr y Evelyn.

A Marcos por las charlas sobre la vida, la ciencia, las crisis existenciales, los viajes, por todo el aprendizaje como asistente de tu proyecto de colibríes en La Selva, la búsqueda de Lophostomas, y por intentar explicarme cosas de R en la casa alemana.

A todos mis amigos y compañeros de la LCA, así como a los profesores de los que aprendí mucho durante mi formación. Particularmente a la clase de Biología de la Conservación, marcó mi interés en la conservación de murciélagos.

A Vaquita, por ser mi compañera desde que éramos pequeñas, gracias por tu ronroneo suave a mi lado en las noches de escritura.

A Bombix, el murciélago nectarívoro que llegó al final, espero que pronto puedas volver a volar en tu Pseudobombax, gracias por enseñarme a cuidarte y ser el primer murci que me toca tener en cautiverio. Tqm.

A los murciélagos y a las aves polinizadoras, son mi fascinación y motivación para desarrollar esta tesis.

Dedicatoria

A mamá, por todo su esfuerzo a lo largo de mi vida.

A todas las mujeres que han sido inspiración en mi camino como científica ambiental, gracias por enseñarme a creer en mundos distintos.

A las flores y murciélagos urbanos, que alegran mis días y noches al andar por la ciudad.

La ciudad está en mí como un poema que no he logrado detener en palabras.

Jorge Luis Borges

*No vendas tu memoria
A la triste costumbre y a los años.
Nunca olvides el bosque
Ni el viento ni los pájaros.*

Rosario Castellanos

ÍNDICE

RESUMEN.....	11
ABSTRACT.....	13
INTRODUCCIÓN.....	15
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	18
ANTEDECENTES.....	21
JUSTIFICACIÓN.....	27
OBJETIVOS.....	28
Objetivo general.....	28
Objetivos específicos.....	28
METODOLOGÍA.....	29
Área de estudio.....	29
Convocatoria a voluntario/as.....	30
Monitoreo de vertebrados nectarívoros urbanos (aves y mamíferos) en los Espacios Verdes Particulares (EVPrs).....	31
Contexto local: características de los jardines y patios particulares (EVPrs).....	33
Contexto de la ciudad: grado de urbanización y Áreas Verdes Urbanas (AVU).....	34
Distancia al AVU más cercana.....	34
Distancia al borde de la ciudad más cercano.....	35
Análisis estadísticos e interpretación de resultados.....	35
RESULTADOS.....	38
Voluntario/as seleccionados.....	38
Monitoreo de vertebrados nectarívoros urbanos.....	39
Caracterización de los Espacios Verdes Particulares (EVPrs).....	41
Coberturas del área circundante a los Espacios Verde Privados (buffers).....	42
Distancias al área verde urbana y al borde de la ciudad más cercanos.....	43

Riqueza de especies y frecuencias de visita en los bebederos.....	44
Factores que afectan las visitas a los bebederos en el contexto local: EVPrs.....	46
Factores que afectan las visitas a los bebederos en el contexto urbano: características de los buffers y distancias al AVU y al borde de la ciudad más ceranos.....	48
Análisis de variables explicativas que afectan las frecuencias diarias de visita a bebederos de las especies más abundantes.....	49
<i>Cynanthus latirostris</i>	49
<i>Ramosomyia violiceps</i>	52
<i>Saucerottia beryllina</i>	53
Resumen de la asociación entre las variables explicativas a escala local y del contexto urbano y la frecuencia diaria de visita a los bebederos para todas las especies.....	55
Resumen de la asociación entre las variables explicativas a escala local y del contexto urbano y la frecuencia diaria de visita a los bebederos para las especies más abundantes.....	55
DISCUSIÓN.....	56
CONCLUSIONES.....	70
REFERENCIAS.....	74
ANEXOS.....	88

Resumen

Los ecosistemas urbanos pueden albergar comunidades biológicas complejas. Su estructura y función puede fomentar la presencia de algunas especies y limitar a otras. Conocer los elementos del hábitat urbano que promueven la diversidad de organismos es crucial para lograr tener ciudades biodiversas. Las áreas verdes urbanas (AVUs) son elementos clave para promover la biodiversidad y proveer servicios ecosistémicos. El rol que juegan los animales vertebrados polinizadores en ambientes urbanos ha sido poco estudiado, conocerlos es un primer paso para determinar su importancia como polinizadores urbanos en AVUs. Existen dos tipos de AVUs: las públicas que son manejadas por el gobierno y los Espacios Verdes Privados (EVPrs) que son privados o particulares y son manejados por urbanitas. Dentro de estos EVPrs destacan los jardines y patios. El presente trabajo tiene como objetivos: 1) describir el ensamblaje de vertebrados nectarívoros (aves y mamíferos) presentes en EVPrs de la ciudad de Morelia, Michoacán; 2) conocer qué elementos del hábitat de los EVPrs y la zona de la mancha urbana donde se ubican explican la presencia y frecuencia de visita de estos organismos; y 3) generar propuestas de manejo para que los urbanitas favorezcan la presencia de estos organismos dentro de sus EVPrs. Lanzamos una convocatoria a voluntarios en redes sociales. Seleccionamos a 38 voluntarios que contaban con un EVPr en Morelia, les compartimos nuestro protocolo de trabajo y les proporcionamos bebederos para colibríes. En cada EVPr se estableció un bebedero de forma permanente, y posteriormente colocamos una cámara trampa durante un período continuo de 10 días para monitorear las visitas de vertebrados nectarívoros mediante fotografías. Para caracterizar el hábitat dentro de cada EVPr tomamos medidas locales de coberturas verdes y grises (*sensu* MacGregor-Fors & Schondube, 2011), y cuantificamos el número de diversos elementos. Para conocer el contexto urbano de cada EVPr utilizamos SIG para generar un área buffer de 5 ha alrededor de cada EVP, y clasificamos las coberturas presentes. Utilizamos Modelos Lineales Generalizados (GLM's) para evaluar las asociaciones entre la presencia y frecuencia de ocurrencia de los vertebrados nectarívoros y las características de hábitat en, y alrededor, de los EVPrs. Registramos un total de 10 especies de aves nectarívoras y ningún mamífero. Las 3 especies más abundantes de vertebrados nectarívoros fueron colibríes: *Cynanthus latirostris*, *Saucerottia beryllina* y *Ramosomyia violiceps*. Para todo el ensamble a nivel de los EVP la frecuencia de ocurrencia de los vertebrados nectarívoros en los bebederos se vio afectada positivamente por la presencia de elementos grises, y negativamente por la cobertura de suelo desnudo y de arbustos. Este resultado se debe al comportamiento de dos de las especies más abundantes: *C. latirostris* y *R. violiceps*. Para todo el ensamble a nivel del contexto urbano donde se ubicaron los

EVPrs, la frecuencia de ocurrencia de las especies del estudio fue afectada positivamente por la cobertura de construcciones, mientras que la distancia al borde de la ciudad las afectó de manera negativa. A nivel de especie estas relaciones variaron, con la cobertura de construcciones afectando de forma positiva la frecuencia de visita de *C. latirostris*, y negativamente la de *S. beryllina*. Esta última especie también vio afectadas sus frecuencias de visita de forma negativa por la cobertura de rocas y suelo desnudo. Para *R. violiceps*, a nivel del EVP encontramos que tanto la diversidad de morfoespecies de árboles, como la cobertura de elementos grises y superficie impermeable afectaron positivamente sus frecuencias de visita, mientras que la cobertura de arbustos la afectó negativamente. La única actividad nocturna que registramos en los bebederos no fue de murciélagos como esperábamos, sino de *Cynanthus latirostris*. Este colibrí se alimentó de un bebedero cerca de la medianoche. Hipotetizamos que este comportamiento está asociado a la presencia de luz artificial nocturna en la zona urbana. Nuestros resultados muestran que los EVPrs son sitios que pueden albergar una diversidad importante de las aves nectarívoras de la región (40%), destacando la presencia de colibríes y algunas especies de aves migratorias. En general las aves nectarívoras estuvieron más activas en EVPrs que tuvieran diversidad de árboles y elementos grises (bancas, fuentes, macetas), y pocos sitios donde se pudieran esconder depredadores (arbustos). Consideramos que los bebederos para colibríes pueden ser un recurso alimenticio complementario importante en las épocas del año y sitios donde hay pocos recursos florales. Recomendamos reducir la cobertura de suelo desnudo y plantar especies herbáceas y árboles que brinden estructura de hábitat y alimento, de modo que estas áreas ayuden a la conservación de polinizadores dentro de las ciudades.

Abstract

Urban ecosystems can host complex biological communities. Their structure and function can promote the presence of some species while limiting others. Understanding the elements of urban habitat that promote organism diversity is crucial for achieving biodiverse cities. Urban green spaces (UGS) are key elements for promoting biodiversity and providing ecosystem services. The role of vertebrate pollinators in urban environments has been poorly studied; understanding them is a first step in determining their importance as urban pollinators in UGS. There are two types of UGS: public ones managed by the government and Private Green Spaces (PGS) which are private and managed by urban residents. Within these PGS, gardens, and yards stand out. This study aims to: 1) describe the assembly of nectar-feeding vertebrates (birds and mammals) present in PGS in the city of Morelia, Michoacán; 2) determine which habitat elements of PGS and the urban area they are in explain the presence and visit frequency of these organisms; and 3) generate management proposals for urban residents to favor the presence of these organisms within their PGS. We issued a call for volunteers on social networks. We selected 38 volunteers with a PGS in Morelia, provided them with our work protocol, and supplied hummingbird feeders. A feeder was permanently installed in each PGS, and a camera trap was subsequently placed for a continuous period of 10 days to monitor visits by nectar-feeding vertebrates through photographs. To characterize the habitat within each PGS, we took local measurements of green and gray coverages (sensu MacGregor-Fors & Schondube, 2011) and quantified the number of diverse elements. To understand the urban context of each PGS, we used GIS to generate a 5-ha buffer area around each PGS and classified the present coverages. We used Generalized Linear Models (GLMs) to assess the associations between the presence and occurrence frequency of nectar-feeding vertebrates and habitat characteristics within and around the PGS. We recorded a total of 10 species of nectar-feeding birds and no mammals. The three most abundant species of nectar-feeding vertebrates were hummingbirds: *Cyanthus latirostris*, *Saucerottia beryllina*, and *Ramosomyia violiceps*. For the entire assembly at the PGS level, the occurrence frequency of nectar-feeding vertebrates at feeders was positively affected by the presence of gray elements and negatively affected by bare ground and shrub coverage. This result is due to the behavior of two of the most abundant species: *C. latirostris* and *R. violiceps*. For the entire assembly at the urban context level where the PGS were located, the occurrence frequency of the study species was positively affected by building coverage, while the distance to the city edge negatively affected them. At the species level, these relationships varied, with building coverage positively affecting the visit frequency of *C. latirostris* and negatively affecting that of *S. beryllina*. The latter species also had its visit frequencies negatively affected by rock and bare ground coverage. For *R. violiceps*, at the PGS level, we found that both the diversity of tree morphospecies and the coverage of gray elements and impermeable surface positively affected its visit frequencies, while shrub coverage negatively affected it. The only

nocturnal activity we recorded at the feeders was not bats as expected but *Cynanthus latirostris*. This hummingbird fed at a feeder close to midnight. We hypothesize that this behavior is associated with the presence of artificial nocturnal light in the urban area. Our results show that PGS are sites that can host a significant diversity of nectar-feeding birds in the region (40%), with hummingbirds and some migratory bird species being prominent. Overall, nectar-feeding birds were more active in PGS with tree diversity and gray elements (benches, fountains, pots), and few places where predators could hide (shrubs). We consider that hummingbird feeders can be an important supplementary food resource in seasons and places with few floral resources. We recommend reducing bare ground coverage and planting herbaceous species and trees that provide habitat structure and food so that these areas help conserve pollinators within cities.

Introducción

La urbanización es un proceso de cambio de uso de suelo donde se reemplazan los elementos originales del hábitat por construcciones humanas (Alberti, 2010). Como resultado, la urbanización altera la biodiversidad y los procesos ecosistémicos tanto a escala local como regional (Schewenius et al., 2014). El proceso de urbanización actual de nuestro planeta ha causado que las ciudades se conviertan en el ecosistema más importante para la especie humana, concentrando a más del 50% de nuestra población mundial (Montgomery, 2008).

Es importante resaltar que, aunque las ciudades sólo cubren el 3% de la superficie terrestre, debido a la gran población humana que las habita, sus efectos tienen repercusiones no sólo locales y regionales, sino también globales (Mills, 2007). Esto se debe a que tanto la demanda de recursos de las poblaciones humanas urbanas, como los productos que se generan en el metabolismo urbano, entendiendo que este es un intercambio de materia y energía, en los que la ciudad, vista como un ecosistema, utiliza materiales (energía, alimentos, agua) y la transforma generando desechos y productos (Broto, 2012; Zhang 2013; Wolman, 1965) son una parte central de procesos de cambio global como el cambio de uso de suelo y el incremento del CO₂ atmosférico (Mills, 2007). Adicionalmente las ciudades han jugado un papel importante como centros de dispersión de especies exóticas invasoras (Padayachee et al., 2017) y estas pueden afectar la conservación de la biodiversidad y la integridad de los ecosistemas, pues tienen la capacidad de reducir la variabilidad genética, generar la extinción de especies endémicas (Vilà et al., 2010). Por lo tanto, la urbanización ha sido identificada como una de las causas de pérdida de la biodiversidad en el Antropoceno (Ellis et al., 2012).

Sin embargo, múltiples estudios han demostrado que las ciudades pueden funcionar como oasis regionales que alberguen comunidades ecológicas complejas de organismos no humanos, entre las cuales destacan los ensambles de

plantas, aves, y diversos grupos de invertebrados (Ghahremaninejad, 2020; Ceplová et al., 2016; Derby-Lewis A. et al., 2019, Dylewski et al., 2019; Theodorou, 2020). Los ensamblajes urbanos de plantas suelen ser diversos, y están regulados principalmente por decisiones de manejo de la población humana y autoridades gubernamentales, y no por procesos ecológicos como la polinización, la dispersión de semillas, o la sucesión ecológica (Hostetler, 1999; Alberti, 2003). Los roles que estos procesos ecológicos juegan para mantener los ensamblajes de plantas han sido poco estudiados en ciudades y ofrecen un campo de oportunidad para el manejo adecuado del ecosistema urbano (Ceplová et al., 2016).

El manejo urbano moderno requiere no sólo del diseño y construcción de infraestructura y espacios para satisfacer las necesidades humanas, sino también debe de considerar a la ciudad como un ecosistema con procesos complejos que pueden ser modificados para favorecer tanto a humanos como a la biodiversidad local (Schewenius et al., 2014). Uno de los procesos ecológicos clave de los ecosistemas tropicales es la polinización por animales, sin embargo, dentro de ambientes urbanos no ha sido considerado como un proceso ecológico importante (Wenzel et al., 2020). Esto se debe a que los procesos de dispersión de semillas y sucesión vegetal son limitados dentro de las ciudades, siendo la composición de la mayoría de los ensamblajes de plantas urbanos determinado por las decisiones de la población urbana (Lin et al., 2017).

Aunque los polinizadores pueden jugar un papel limitado para mantener los ensamblajes urbanos de plantas, sabemos poco sobre la importancia de los servicios de polinización en ambientes urbanos (Baldock et al., 2015). Conocer a los polinizadores presentes en sistemas urbanos es un primer paso para determinar la importancia de tener servicios de polinización a largo plazo dentro de las áreas verdes urbanas (Cohen et al., 2020). Por otro lado, es importante resaltar que debido a que los ensamblajes de plantas urbanas incluyen un número desproporcionadamente alto de plantas polinizadas por animales, las ciudades

pueden funcionar como importantes refugios para polinizadores a nivel regional (Dylewski et al., 2019).

La presencia de especies de plantas que presentan flores grandes y llamativas dentro de los ambientes urbanos se debe a la preferencia cultural por las flores que muestra la mayoría de la población humana (Lowenstein et al., 2016.) Por lo tanto, una de las áreas de oportunidad para un manejo adecuado de los ensambles de plantas urbanas y los animales con las que estos interactúan, son las áreas verdes privadas donde los habitantes urbanos (urbanitas) plantan un número importante de plantas con flores (Lowenstein et al., 2016). En estas áreas verdes se incluyen tanto jardines, como patios, azoteas y balcones, donde la población humana puede mantener plantas sembradas en el suelo o en macetas (agrupados bajo la categoría de espacios verdes privados; Goddard et al., 2010).

Debido al papel que las ciudades pueden jugar para mantener poblaciones de polinizadores y servicios de polinización a escalas locales y regionales, es necesario llevar a cabo proyectos de investigación para conocer a los polinizadores urbanos (Wenzel et al., 2020). Si consideramos que las ciudades sostenibles deben de ser prioritarias para lograr incrementar el bienestar humano, lograr la permanencia de procesos ecosistémicos importantes como la polinización, tiene implicaciones urbanas positivas que van más allá de la conservación de la biodiversidad (Potts et al., 2016). Generar esta información permitirá la toma de decisiones adecuadas de manejo dentro de los espacios verdes particulares en sistemas urbanos.

Recientemente se han realizado diversos estudios de ecología urbana con polinizadores. Estos trabajos incluyen múltiples temas como las oportunidades de conservación de este gremio en ambientes urbanos (Baldock, 2020), redes de interacciones planta-polinizador específicas (Silva et al., 2020; Maruyama et al., 2019), y la disponibilidad de néctar y densidad de animales nectarívoros (Davis et

al., 2015). El presente proyecto de investigación se enfoca en describir los ensambles de vertebrados nectarívoros presentes en espacios verdes privados de una ciudad Neotropical, y determinar los principales factores que afectan su presencia y abundancia. El trabajo se llevó a cabo en la ciudad de Morelia, que es la capital del Estado de Michoacán de Ocampo. Buscamos entender el papel que estos espacios verdes juegan para mantener la biodiversidad urbana, y reconocer oportunidades para conservar a los vertebrados nectarívoros de Morelia por medio del manejo eficiente de áreas verdes urbanas privadas.

Planteamiento del problema

Las ciudades suelen ser vistas como “junglas de concreto” que se caracterizan por tener un crecimiento urbano desorganizado (Goddard et al., 2010). Sin embargo, pueden ser ecosistemas fundamentales para mantener la biodiversidad a través de los espacios y elementos verdes (árboles, arbustos, hierbas), azules (fuentes de agua), y grises (construcciones que brindan estructura) que contienen (Filazzola et al., 2019; Donati et al., 2022; MacGregor-Fors et al., 2016). Las áreas verdes urbanas (AVU) son elementos fundamentales para mejorar el bienestar humano dentro de las ciudades (Fischer et al., 2020). Las AVU de gran tamaño además de tener múltiples efectos positivos en la población urbana, contribuyen de manera efectiva a mantener biodiversidad, regulan la temperatura, controlan flujos de carbono y nitrógeno, controlan inundaciones ocasionadas por la alta escorrentía generada por el agua de lluvia, y mitigan la contaminación acústica de los ecosistemas urbanos (Bollo et al., 2021). También proporcionan servicios ecosistémicos culturales importantes al ser sitios de esparcimiento de la población humana urbana (Cameron et al., 2012; Brook, 2003; Vargas-Hernández et al., 2017).

Las AVU suelen ser los sitios dentro de las ciudades que presentan la mayor diversidad y densidad de plantas. Esto las vuelve sitios adecuados para mantener

una alta diversidad animal, incluyendo a organismos polinizadores (Lepczyk et al., 2017). Sin embargo, las conexiones entre la biodiversidad, la salud humana, y los procesos y funciones ecosistémicas asociados a las AVU no han recibido la atención que ameritan (Sandifer et al., 2015; Ziter, 2016). Aunado a esto, la evidencia basada tanto en teoría ecológica, como en datos empíricos sugiere que no todos los espacios verdes urbanos tienen el mismo valor para el funcionamiento del ecosistema urbano (Lepczyk et al., 2017), por lo que es necesario conocer el papel que otro tipo de AVU, como son los jardines y patios particulares de los urbanitas, juegan para mantener procesos ecológicos (Hanson et al., 2021; Ossola et al., 2019).

En particular la ciudad de Morelia, Michoacán, México, ha seguido un proceso de urbanización no planificado que ha reducido la presencia de AVU públicas (Ávila 2014). El crecimiento de la mancha urbana de Morelia a partir de los años setenta y hasta mediados de los noventa se caracterizó por el surgimiento de numerosos asentamientos irregulares (tanto de tipo residencial para clases altas, como medias y bajas) y colonias populares (Vargas, 2008; Ávila, 2014). Como consecuencia, el tamaño de su mancha urbana se incrementó en un 501% entre los años 1980 y el 2020, pasando de cubrir una extensión de 2,574 ha a tener un tamaño de 15,485 ha (IMPLAN 2021).

El porcentaje de la ciudad de Morelia que está cubierto por AVU es reducido, representando sólo un 7.7% (1,196 ha) de la superficie urbana total (Bollo 2021). La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda que las ciudades deben proporcionar al menos 9 m² de área verde por individuo, considerándose 12 m² aceptable, si es el área es mayor a 25 m² se considera óptimo, siendo 50 m² el valor ideal (Russo et al., 2018; Bollo et al., 2022). La ciudad de Morelia cuenta con 538 áreas verdes que cubren una superficie de 128.6 ha, lo que implica 1.6 m² de AVU por habitante (IMPLAN 2021).

La escasez de áreas verdes dentro de ciudades genera una disminución de los servicios ecosistémicos urbanos (Elmqvist et al., 2015). Por suerte, hay otros tipos de AVU que complementan a las públicas, consolidándose como un elemento importante en el paisaje urbano para el mantenimiento de servicios ecosistémicos de regulación, de provisión, de soporte, y culturales (Lin et al., 2016). Estas otras AVU son los jardines y patios particulares manejados por los propietarios de los inmuebles o terrenos (Lin et al., 2016). En el contexto de la escasez de AVU públicas, estos espacios pueden aportar importantes beneficios para la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema urbano (Cameron et al., 2012). Los patios y jardines privados se caracterizan por ser regulados por decisiones particulares, estas decisiones impactan los sistemas socioecológicos de diversas maneras, por ejemplo, a través de los patrones de selección de especies de plantas, su riego, fertilización y el uso de otros agroquímicos como plaguicidas (Beumer et al., 2015). Estas decisiones pueden influir de manera positiva o negativa en la presencia de servicios ecosistémicos como la polinización, la conectividad del paisaje, y la infiltración del agua de lluvia a diferentes escalas espaciales y temporales (Lowenstein et al., 2016).

Aunque a nivel general la urbanización suele tener efectos negativos sobre los polinizadores, a nivel regional las ciudades a través de las AVU tienen el potencial de albergar una diversidad considerable de las especies de polinizadores presentes en su región. Esto suele ocurrir sobre todo cuando se promueven espacios verdes urbanos compatibles con la biodiversidad (Sandström et al., 2006; Maruyama et al., 2022). Sabemos muy poco sobre los efectos que la urbanización tiene sobre los polinizadores y los servicios ecosistémicos que estos proveen, y por lo tanto, sobre la importancia ecológica de la polinización dentro de los ecosistemas urbanos (Cohen et al., 2020). Debido a que los estudios de la polinización por aves y murciélagos en áreas tropicales urbanas no son comunes, es importante llevar a cabo estudios para entender el papel que los jardines y

patios privados juegan para mantener la diversidad de estos polinizadores urbanos (Maruyama et al., 2022).

Antecedentes

Paradigmas de la Ecología Urbana

La Ecología Urbana es una disciplina científica cuyo enfoque de investigación consta de tres paradigmas para estudiar la problemática ambiental que ocurre en los ecosistemas urbanos. Estos tres paradigmas son complementarios e implican hacer ecología “**en**” la ciudad, “**de**” la ciudad, y “**para**” la ciudad. Un paradigma científico debe tener cuatro componentes: (1) supuestos fundamentales no reconocidos o examinados que operan en el trasfondo de la ciencia cotidiana, (2) una variedad de estrategias de modelado y representación; (3) una forma en la que los diferentes procesos de investigación se implementan y se relacionan entre sí; y (4) grandes marcos conceptuales y teóricos que respaldan y resumen la investigación en el campo (McDonnell et al., 1993; Pickett, 2016). De este modo, los paradigmas de la ecología urbana han sido definidos como:

Ecología “en” la ciudad

En este paradigma, científicos del área de la ecología llevan a cabo estudios dentro de ecosistemas urbanos para responder preguntas de ecología y biología básica o tradicional. La única diferencia entre estos estudios de ecología “en” la ciudad y estudios de ecología tradicionales es el ambiente en el que se llevan a cabo, la ciudad o ecosistemas no urbanos. Las preguntas de investigación dentro de este paradigma se centran en temas como biodiversidad, sucesión de especies, adaptación de organismos a las perturbaciones humanas, entre otras. Se enfoca en llevar a cabo estudios ecológicos dentro de las ciudades, considerando a la ciudad como un tipo de hábitat más, y sin contemplar las dinámicas únicas del sistema urbano. Tiene como objetivo obtener información tradicional biológica de lo que ocurre “**en**” la ciudad (Nilon, 2011; Pickett, 2016).

Ecología “de” la ciudad

La ecología “de” la ciudad va más allá de los estudios de organismos o parches de hábitat que se encuentran en una ciudad utilizados en el paradigma de ecología “en” la ciudad. Lograr esto requiere: 1) una caracterización rigurosa de los parches y hábitats que están dominados por los humanos; y 2) una sofisticada comprensión de cómo los procesos sociales afectan a estos parches (Pickett, 2016). Añadir estas aproximaciones al enfoque de ecología en la ciudad ha requerido la interacción de disciplinas tan diversas como las ciencias sociales, geografía, economía, y diseño urbano. Bajo el enfoque de la ecología “de” la ciudad, no hay un "exterior" de los parches biológicos análogos como lo había en la ecología en la ciudad. Todos los parches de hábitat que hay dentro de una ciudad, y sus interacciones deben ser considerados en este paradigma utilizando una visión holística, donde los procesos sociales son parte clave del funcionamiento del ecosistema (McGrath, 2018).

Para facilitar el estudio de la ecología “de” la ciudad, se han propuesto varios marcos integradores. Aunque difieren en detalle, estos marcos coinciden en que las interacciones entre la infraestructura urbana, los procesos sociales, y los procesos biogeofísicos son omnipresentes y están interconectadas (McGrath & Pickett, 2011). La retroalimentación entre los procesos y elementos del ecosistema urbano es común, y las causas del funcionamiento urbano residen en esa interfaz. Dentro de este paradigma, la complejidad de los sistemas sociales ha requerido que los ecólogos urbanos piensen de manera diferente a los ecólogos tradicionales (Pickett, 2016). La ecología “de” la ciudad se creó para alertar a los científicos sobre la necesidad de pensar las ciudades como ecosistemas, indicando el juego que existe entre procesos sociales humanos, procesos ecológicos y las estructuras de los sistemas urbanos (Pickett, 2016).

Ecología “para” la ciudad

Este paradigma surge a partir de la interacción entre los dos anteriores, y reconoce que para que la investigación ecológica sea de mayor utilidad, la integración lograda por el paradigma de la ecología de la ciudad debe extenderse mucho más allá de las disciplinas académicas y de investigación tradicionales (Childers et al., 2014; Pickett, 2016). De este modo, este paradigma toma al ecosistema urbano como un sistema en el que el conocimiento científico se integra con los diálogos y procesos de toma de decisiones para el manejo del ecosistema urbano. Este paradigma cobra especial importancia considerando que actualmente más de la mitad de toda la población humana habita en ciudades (Childers et al., 2015).

Paradigma de ecología “de” la ciudad para abordar la investigación

De acuerdo con las características y enfoques de estudio de cada uno de los paradigmas de la ecología urbana, el que utilizamos para llevar a cabo este proyecto es el de ecología “de” las ciudades. Este enfoque permite comprender cómo procesos sociales que determinan la estructura del hábitat urbano afectan la presencia y actividades de vertebrados nectarívoros dentro del ecosistema urbano, lo anterior integrando: 1) las características físicas y estructurales de los Espacios Verdes Privados (EVPrs), 2) el manejo que los dueños les dan a los EVPrs, 3) la posición de los EVPrs dentro de la mancha urbana, y 4) el contexto ecológico y socioeconómico que rodea cada uno de los EVPrs estudiados. Esta integración nos permite entender de forma interdisciplinaria los factores que afectan la presencia y abundancia de vertebrados nectarívoros dentro de la ciudad de Morelia.

Polinizadores en la ciudad

Distintas especies de animales vertebrados e invertebrados se encargan de polinizar casi el 90% de las especies de plantas con flor, entre las cuales el 35% determinan nuestra producción agrícola (IPBES, 2016; Llodra-Llabres &

Carinanos, 2022). Los animales polinizadores son organismos móviles que responden de forma rápida tanto a los cambios temporales y espaciales de las recompensas que les ofertan las plantas (néctar y polen principalmente Biella et al., 2022), como a los que ocurren en las condiciones ambientales a nivel del paisaje (Llodra-Llabres & Carinanos, 2022). Estos recursos y condiciones pueden variar ampliamente a escalas muy pequeñas dentro del ecosistema urbano (Matteson et al., 2013). Lo anterior, se debe a la heterogeneidad ambiental presente dentro de la mayoría de las ciudades (Baldock et al., 2019; Llodra-Llabres & Carinanos, 2022).

Como ya lo hemos mencionado, la composición florística de las ciudades es particular, y depende de factores como el manejo que reciben las AVU por las autoridades cuando éstas son públicas, o por sus propietarios cuando son privadas (Coolen & Meesters, 2012; Kendal et al., 2012). De este modo los ensamblajes florales presentes en una ciudad dependen del manejo humano, siendo afectados por cuatro filtros principales: (a) la transformación de la vegetación nativa, (b) la fragmentación de los manchones de hábitat nativo dentro de las zonas urbanizadas, (c) las condiciones ambientales particulares con alta contaminación y efecto de isla de calor urbano, y (d) las preferencias humanas por especies con atributos considerados atractivos como flores grandes (Williams et al., 2009, Llodra-Llabres & Carinanos, 2022).

Ante la pérdida acelerada de la diversidad de especies y abundancia de polinizadores, y el crecimiento de las áreas urbanas a nivel global, las ciudades deben ser consideradas como una oportunidad para la conservación de este grupo (Baldock, 2020). Esto se debe a que los recursos alimenticios requeridos por los polinizadores no necesariamente se reducen dentro de áreas urbanas, ya que hay una alta diversidad de plantas con flores, las cuales son regadas continuamente, por lo que suelen producir grandes cantidades de flores y néctar (Lowenstein et al., 2014).

Las AVU suelen presentar una alta densidad de plantas que favorecen la abundancia y diversidad de polinizadores (Llodra-Llabres & Carinanos, 2022). La disposición espacial de las AVU es un factor clave para el movimiento, diversidad y densidad de polinizadores (Henning & Ghazoul, 2012). De acuerdo con Coetzee et al., (2018) las aves especialistas en néctar (que usan néctar como su principal fuente de energía) y las aves oportunistas del néctar (que usan néctar como una fuente ocasional de energía; Johnson & Nicolson, 2008; Brown et al., 2009) a veces muestran diferentes niveles de tolerancia a la urbanización (Conole et al., 2011; Verma et al., 2015). La mayoría de los estudios muestran que las aves nectarívoras en ambientes urbanos parecen preferir las plantas de nativas a las exóticas, abriendo la oportunidad del manejo de jardines para atraer a estos polinizadores (French et al., 2005; Daniels et al., 2006; Davis et al., 2015, Parker et al., 2013). Sin embargo, hay información contradictoria que sugiere que las especies de plantas exóticas pueden ser preferidas por las aves en ambientes urbanos (Pacheco-Muñoz et al., 2022a). Adicionalmente se ha encontrado que la presencia de recursos naturales y artificiales de néctar, en forma tanto de plantas con flores polinizadas por aves como por bebederos, facilita la existencia de aves nectarívoras dentro de zonas urbanas (Maruyama et al., 2019; Maruyama et al., 2021).

Espacios Verdes Urbanos Particulares: Jardines o patios privados como unidades de manejo

Las AVU son cualquier espacio de una ciudad donde se coloca vegetación con fines de mejorar las condiciones ambientales o favorecer diferentes actividades humanas, y pueden tener una gran variedad de formas, tamaños y funciones (Lepczyk et al., 2017). Por lo tanto, las AVU incluyen plazas, parques, paseos públicos, camellones, jardineras y espacios en banquetas, techos verdes, jardines, patios y balcones que incluyan vegetación (Kabisch & Haase 2012; Boulton et al., 2018). Las AVU pueden contribuir al bienestar humano incrementando la calidad

del aire, regulando el clima a nivel local, y mejorando las condiciones para la biodiversidad urbana (Silva et al., 2020).

De acuerdo con Baldock (2020), los espacios verdes urbanos se dividen en dos categorías principales: espacios verdes de acceso público administrados por las autoridades locales (AVU), y EVPrs como jardines domésticos u otros espacios particulares. Lo cual significa que la gestión de los espacios verdes urbanos depende de múltiples partes interesadas con diferentes responsabilidades y motivaciones (Coolen & Meesters, 2012). Esto presenta desafíos y oportunidades únicas para la conservación de la biodiversidad urbana, y los servicios ecosistémicos que tanto las AVU y los EVPrs ofrecen a la población humana urbana.

La mayoría de la investigación sobre EVPrs se ha llevado a cabo en países desarrollados, y comenzó con estudios a largo plazo de jardines individuales (Goddard, et al., 2010). La jardinería como actividad puede beneficiar a la salud humana (Baldock, 2020), y los jardines domésticos contribuyen a la regulación de la temperatura local, la infiltración de agua y la captura de carbono, así como también traen beneficios culturales y sociales (Baldock, 2020). En este contexto, a través de sus EVPrs, los ecosistemas urbanos pueden mantener ensamblajes complejos de plantas (Barton & Pretty 2010; Elmqvist et al., 2015), lo que ofrece recursos importantes para polinizadores y otros organismos (Aleixo et al., 2014; Silva et al., 2020).

Justificación

El presente proyecto de investigación es relevante ya que nos permitirá identificar los elementos que favorecen la presencia y abundancia de vertebrados polinizadores en la ciudad de Morelia. Esta información es útil para realizar sugerencias a las personas urbanitas (que manejen AVU particulares), así como conocer la importancia de estos espacios para mantener la biodiversidad urbana. Al igual que otros autores, consideramos que las ciudades son espacios donde ocurren ciclos y procesos ecológicos cruciales para la especie humana (Hanson et al., 2021; Threlfall et al., 2017; McPhearson et al., 2015). Tristemente, gran parte de la población humana urbana no suele notar estos procesos, y consideran a las ciudades como algo ajeno a la naturaleza, donde la biodiversidad y los servicios ecosistémicos no son parte importante del día a día urbano.

Este proceso de pérdida de contacto con la naturaleza de la población humana urbana ha sido nombrado como la “extinción de la experiencia”, y limita ampliamente nuestra capacidad como especie de tener una vida saludable, y entender la problemática ambiental actual (Colléony et al., 2016). De este modo, para los urbanitas, la observación de fauna silvestre como aves y murciélagos en sus jardines y patios es una actividad que contribuye a su bienestar físico, emocional, y ecológico (Luck, et al., 2011; Fleming et al., 2021). Además de que permite que las personas accedan al conocimiento directo de la biodiversidad urbana, y cambien su percepción respecto a la ciudad como un ecosistema que alberga a otras especies con las que compartimos el espacio (Fischer et al., 2020).

El acceso a las áreas verdes urbanas, ya sean públicas o privadas, es fundamental para el bienestar humano (Fischer et al., 2020). Los espacios verdes privados como jardines y patios, aunque pequeñas en tamaño, pueden brindar servicios ecosistémicos tanto de provisión como culturales. Estos últimos se definen como todos los productos no materiales, que tienen un efecto en la salud física y mental de los humanos (Haines-Young y Potschin s. f.). Los servicios

ecosistémicos culturales incluyen la recreación y el turismo, la diversidad cultural, la salud física y psicológica, los valores espirituales y religiosos, los valores educativos, la inspiración, los valores estéticos, el sentido del lugar, la cohesión social y los valores patrimoniales (Sato & Conner, 2013; Camps-Calvet et al., 2016; White et al., 2013). Todos estos aspectos son centrales para lograr mantener ciudades funcionales tanto en términos sociales como ecológicos (MEA, 2005).

La interacción directa, por ejemplo, a través de la observación y aprendizaje de los urbanitas con los vertebrados nectarívoros (aves y murciélagos) es una relación que tiene un potencial importante para promover el bienestar humano, y las AVU privadas pueden ser espacios beneficiosos para la conservación de los polinizadores y el mantenimiento de la biodiversidad dentro de las ciudades (Hanson et al., 2021). Debido a que los vertebrados polinizadores son importantes para el mantenimiento de procesos ecológicos y ecosistémicos, conocer las características de los espacios verdes privados que los benefician es crucial para el manejo adecuado de estos espacios en las ciudades.

Objetivo general

Describir el ensamble de vertebrados nectarívoros (aves y mamíferos) que está presente dentro de áreas verdes urbanas privadas de la ciudad de Morelia, Michoacán, México.

Objetivos específicos

- Conocer la riqueza de especies y abundancia de vertebrados nectarívoros que utilizan espacios verdes privados en diferentes zonas de la ciudad de Morelia.
- Conocer cuáles características y elementos de los espacios verdes privados influyen en la presencia y la actividad de los vertebrados nectarívoros.
- Determinar la importancia de los espacios verdes privados para mantener polinizadores dentro del ecosistema urbano.

- Generar recomendaciones de manejo para incrementar la presencia y abundancia de vertebrados nectarívoros dentro de la ciudad de Morelia.

Metodología

Área de estudio

Este proyecto de investigación lo realizamos en la ciudad de Morelia, Michoacán, México (Fig. 1). Esta ciudad se ubica al nororiente del estado, entre los paralelos 19°27'06" y 19°50'12" de latitud norte, y los meridianos 101°01'43" y 101°30'32" de longitud oeste, a una altitud promedio de 1,920 metros sobre el nivel del mar. Cuenta con una superficie de 119,349.7 ha lo que representa el 2% del territorio estatal y el 29% de la cuenca del Lago de Cuitzeo dentro de la cual se encuentra situada (IMPLAN Morelia, 2020). El clima predominante en Morelia es templado subhúmedo con una temperatura media anual de 18.9°C con una variación de $\pm 2.13^\circ\text{C}$ ([Normales climatológicas de 1990 a 2020 del estado de Michoacán], s.f.). La población total en la ciudad de Morelia es de 849,053 habitantes (INEGI, Censo Poblacional, 2020). La mayor densidad poblacional dentro de la ciudad se localiza distribuida del centro de la ciudad hacia sus secciones norte y noreste (H. Ayuntamiento de Morelia, 2021).

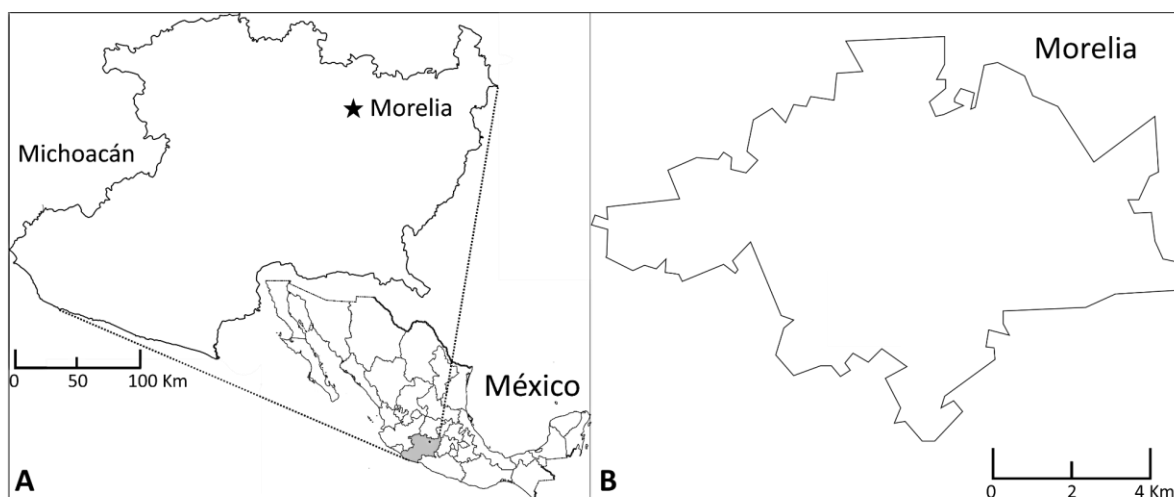


Figura 1. Mapa de la ubicación de Michoacán y Morelia, área de estudio. **A.** muestra la ubicación del estado de Michoacán de Ocampo al centro de México; y **B.** el polígono de la ciudad de Morelia.

Convocatoria a personas voluntarias

El 23 de agosto del 2021 lanzamos una convocatoria para invitar a personas voluntarias que desearan participar en el presente proyecto mediante una encuesta de Google Forms a través de redes sociales (Facebook e Instagram). Diseñamos la encuesta de manera que nos permitiera conocer qué tipo de EVPrs tenían las personas que respondieran, y poder determinar si se encontraban localizados dentro de los límites geográficos de la ciudad. Los requisitos para participar en el proyecto fueron: (1) contar con un espacio verde o patio; (2) residir en la ciudad de Morelia; (3) desear tener o tener un bebedero para colibríes; y, (4) permitir el monitoreo de la fauna que llegara al bebedero durante un período de 10 días. También se realizó un convenio de participación en el que cada voluntario seleccionado mostraba estar de acuerdo en participar por medio de su firma. En este documento se incluyeron los derechos y obligaciones de las partes participantes en el proyecto, y un acuerdo de confidencialidad sobre el uso de cualquier información personal asociada a las personas voluntarias (Ver Anexo 1).

Citamos a las personas voluntarias que no contaran con un bebedero para entregarles uno y para firmar del convenio de participación en el proyecto. Dicha entrega se llevó a cabo en dos fechas, el 22 y 30 de octubre del 2021 en el parque Cosmos y en la Calzada San Diego, respectivamente (Ver anexos 2 y 3). Seleccionamos estos sitios por tener una posición céntrica en la ciudad y estar cercanos a las casas de la mayoría de las personas voluntarias participantes que fueron seleccionadas. Durante la entrega de bebederos los participantes nos compartieron su número de contacto para crear un grupo de WhatsApp que nos permitiera comunicarnos y coordinar el monitoreo ciudadano de manera efectiva. Asimismo, les proporcionamos una clave a cada persona para proteger su identidad con la letra “V” y un número aleatorio. Las personas que ya tenían un bebedero recibieron la clave “VCB” seguida de un número aleatorio. Cuando las personas colocaron el bebedero dentro de su EVPr, les indicamos que enviaran una foto o un mensaje con el fin de contar con la fecha inicial de instalación y a

partir de ella, dejar pasar un mínimo de una semana con el bebedero activo previo a la colocación de una cámara trampa. En el caso de las personas que ya tenían un bebedero, firmamos el convenio de participación cuando visitamos sus casas para realizar el monitoreo y no fue necesario que realizaran un período de aclimatación, puesto que ya tenían tiempo con su bebedero activo.

Durante la entrega de bebederos y firma de convenios les explicamos a las personas cómo preparar el néctar y manejar el bebedero siguiendo las recomendaciones de Lee (2019). La preparación conlleva una porción de azúcar de mesa no refinada por cuatro porciones de agua previamente hervida. Dicha solución fue cambiada por las personas cada tres días para evitar su fermentación, y la aparición de patógenos que pudieran dañar la salud de los visitantes del bebedero. A cada persona también le entregamos un folleto (ver Anexo 4) con instrucciones para la preparación y manejo del bebedero para que lo pudieran consultar posteriormente en sus hogares, así como un vaso medidor de néctar. Finalmente, realizamos una guía digital en formato PDF de las especies de aves y mamíferos nectarívoros más comunes de la región de Morelia. Esta guía fue compartida para que pudieran identificar a los animales que se encontraban utilizando su bebedero e interactuaran más con la fauna que estaba utilizando sus jardines y patios (Ver Anexo 5).

Monitoreo de vertebrados nectarívoros urbanos (aves y mamíferos) presentes en los Espacios Verdes Particulares

Utilizamos los bebederos y cámaras trampa para determinar la riqueza de especies de vertebrados nectarívoros presentes en cada EVPr y tener una medida de su abundancia relativa (visitas/hora). El uso de atrayentes para detección de especies es uno de los métodos más utilizados para el trabajo pasivo con fauna de alta movilidad, como son las aves y murciélagos (Fleming et al., 2021; Coetzee et al., 2018). Un ejemplo de un proyecto exitoso que utiliza atrayentes como comederos o bebederos es el proyecto FeederWatch desarrollado por la

Universidad de Cornell (<https://feederwatch.org/>). Aunque el uso de atrayentes puede generar un factor de confusión para entender los factores de los EVPrs que pueden ser atractivos para los vertebrados nectarívoros (ya que al ofrecer alimento pueden atraer a organismos a sitios con características de hábitat no ideales) se ha encontrado que la presencia y patrones de visita de organismos a bebederos se incrementa en sitios con las condiciones adecuadas de hábitat (Greig et al., 2017; Vidal-Hernández, 2018).

Es necesario aclarar que consideramos el efecto directo que genera el bebedero sobre los datos obtenidos mediante el monitoreo. Al usar estos como atrayente para poder conocer la diversidad de especies, los resultados de este trabajo pueden ser limitados, sin embargo, en el contexto del desarrollo de la investigación, decidimos que el uso de bebederos fue el mejor método para lograr detectar de forma eficiente vertebrados nectarívoros durante periodos de tiempo relativamente cortos dentro del contexto urbano. Esto es particularmente cierto cuando no se cuenta con voluntarios capacitados para identificar a los visitantes a los bebederos de forma correcta (Proyecto FeederWatch., Laboratorio de Ornitología de la Universidad de Cornell).

Concluido el período de uso inicial de los bebederos comenzamos su monitoreo dentro de cada EVPr incluido en nuestro estudio. Monitoreamos bebederos entre los meses de noviembre del 2021 y marzo del 2022. Escogimos este periodo, ya que incluye el momento del año que hay un mayor número de especies de vertebrados nectarívoros en la región debido a la llegada de especies migratorias (López-Segoviano et al., 2018; Schondube et al., 2004). Adicionalmente, debido a que este periodo abarca la temporada de sequía, la disponibilidad de agua dentro de la zona urbana puede atraer a los vertebrados polinizadores hacia la ciudad (Pacheco-Muñoz et al., 2022b). Durante este periodo de muestreo de cinco meses realizamos semanalmente una selección semi-

aleatoria de voluntarios para colocar cámaras trampa, considerando el período inicial de establecimiento de cada bebedero y la ubicación de cada EVPr.

Ubicamos la cámara trampa durante un período de monitoreo de diez días. Se utilizó un total de 10 cámaras trampa, 9 de la marca cuddeback (modelo H-1453), y una cámara de la marca Bushnell (modelo 119736c). Utilizamos las cámaras de forma simultánea en 10 EVPrs, de este modo, al terminarse un período de diez días de monitoreo en un conjunto de EVPrs, movíamos las cámaras a un nuevos EVPrs aún no monitoreados. Cada cámara fue configurada para capturar un grupo de cuatro fotos durante cada activación, con un período de retraso de dos minutos entre eventos de activación. Mantuvimos activas las cámaras las 24 horas del día con el objetivo de conocer la diversidad de organismos que pudieran estar utilizando el bebedero tanto durante el día como durante la noche.

Contexto local: características de los jardines y patios particulares (EVPr)

Finalizado el período de monitoreo de cada EVPr realizamos una visita para retirar la cámara trampa y hacer un levantamiento de sus características como hábitat. Durante esta caracterización medimos las siguientes variables: área del EVPr; porcentaje de superficies impermeables, permeables, presencia de hierbas, arbustos y árboles dentro del EVPr; presencia, cantidad y colores de flores en el EVPr; número de macetas con plantas, árboles, y arbustos; número de morfoespecies de plantas; altura máxima y mínima de arbustos y árboles plantados en macetas o en el suelo; diámetro a la altura del pecho de los árboles; presencia y cobertura de los elementos grises del hábitat (ventanas, bancas, fuentes, puertas, lámparas); presencia de mascotas como perros y gatos; presencia de fuentes de agua que puedan ser utilizadas por los vertebrados; y el régimen de riego del EVPr, considerado en una escala del 1 al 7 donde el número representa el número de días a la semana que el EVPr es regado. Utilizamos una cinta métrica de 50 m de largo marca Trupper para medir el área del jardín, así como la circunferencia a la altura del pecho de los árboles. Adicionalmente

utilizamos un telémetro láser (Nikon modelo Forestry Pro II) para medir la altura de las construcciones y los árboles.

Contexto de la ciudad: grado de urbanización y AVU

Para conocer el contexto urbano en el que se encuentran localizados los EVPr de nuestro estudio llevamos a cabo mediciones en el área de influencia alrededor de cada EVPr. Esto lo llevamos a cabo por medio de georeferencias de cada EVPr y marcando un círculo de 126 m de radio a su alrededor. El tamaño de esta área de influencia es suficiente para abarcar 5 ha alrededor de cada EVPr. Dicha área puede contener los territorios de varias especies de aves nectarívoras, permitiéndonos entender la importancia del contexto paisajístico urbano para los vertebrados polinizadores (Juárez et al., 2020).

Obtuvimos el área de influencia utilizando el algoritmo “buffer multi-anillos” (distancia constante) del programa Qgis (Open Source Geospatial Foundation, Versión 3.24.3 Tisler). Una vez obtuvimos las áreas de influencia de todos los EVPrs, realizamos mediciones dentro de ellas para determinar los polígonos de las siguientes coberturas encontradas dentro cada uno:

- 1) Pasto
- 2) Árboles y arbustos
- 3) Concreto, rocas y suelo desnudo (suelo gris)
- 4) Casas y construcciones
- 5) Cuerpos de agua

Con los polígonos calculamos el porcentaje de cobertura de cada categoría de cobertura mediante el paquete “sf” (Pebesma, E., 2018) de R. Esto lo realizamos con el objetivo de categorizar el hábitat que rodea a cada EVPrs, y, por lo tanto, el contexto urbano de cada sitio.

Distancia al Área Verde Urbana (AVU) más cercana

Definimos como AVU cada espacio verde visible de al menos 4,000 m² (0.4 ha) de área presente dentro de la ciudad de Morelia. Calculamos la distancia de cada EVPr al AVU más cercana mediante vértices generados manualmente en Qgis (Qgis, Versión 3.24.3 Tisler) para luego estimar su distancia usando R (Rstudio Team, 2022). Esta distancia nos permite saber qué tan lejos se encuentran los parches de vegetación más cercanos a cada EVPr y evaluar su papel sobre la visita de vertebrados nectarívoros en los bebederos.

Distancia al borde de la ciudad más cercano

Calculamos la distancia de cada EVPr al borde de la ciudad más cercano mediante vértices en Qgis y la medición de su distancia con el uso del paquete “sf” en RStudio (Pebesma, 2018). Conocer la distancia al borde de la ciudad de cada EVPr nos permite evaluar su contexto geográfico espacial dentro de la ciudad. Esto es importante ya que especies de animales que suelen estar ausentes del centro de la ciudad, pueden estar presentes en sitios más cercanos a sus bordes (Garaffa et al., 2009).

Análisis estadísticos e interpretación de resultados

Para conocer cuáles características y elementos de los EVPrs influyen en la abundancia y riqueza de vertebrados nectarívoros utilizamos modelos lineales generalizados (por sus siglas en inglés GLM). Los GLM nos permiten sintetizar los datos de las características de los EVPrs y relacionarlos con los datos de visitas registradas por las cámaras trampa en los bebederos. Para poder obtener las medidas de abundancia y riqueza de visitantes y generar los GLM's, depuramos las fotografías y conservamos sólo una de cada grupo de cuatro fotos tomadas por evento de activación de la cámara. Esto lo llevamos a cabo utilizando Timelapse (Timelapse Versión 2.2.5.1; Greenberg et al., 2019), un visualizador de fotos para procesamiento de foto trampeo que genera una base de datos con las

observaciones. Posteriormente en RStudio eliminamos las fotografías que no contenían vertebrados y consideramos como un registro independiente a una foto del grupo de cuatro que se separara por un minuto de otra observación (foto tomada) (Tabla 2).

A partir de las fotografías depuradas calculamos la frecuencia de visita al bebedero. Esto lo hicimos dividiendo el número total de visitas de cada especie de visitante entre el total de días que duró el monitoreo en cada EVPr. Adicionalmente, calculamos la frecuencia de visitas diurnas de cada especie dividiendo el número de fotografías para cada especie dentro de un EVPr entre el total de horas diurnas de monitoreo (Ver Anexo 6). En nuestros análisis sólo consideramos la frecuencia de visitas diurnas en cada EVPr. Finalmente, también calculamos la frecuencia de visitas por especie por día dividiendo el número de fotografías de cada especie entre el número de días de monitoreo. Utilizamos estos datos de frecuencia relativa de visita como un indicador indirecto de la abundancia de los visitantes a los bebederos (O'Brien & Kinnaird, 2008).

Utilizamos GLM para generar múltiples modelos explicativos. Primero generamos el modelo más complejo posible (que incluye todas las variables), y a partir de este modelo creamos un universo de todos los posibles modelos de menor complejidad (Merow et al., 2014). A partir de este universo de modelos, seleccionamos el mejor por medio del criterio corregido de Akaike (AICc). Esto implica escoger el modelo que presentó el menor valor de esta variable, siempre y cuando se diferenciara con un valor de dos unidades del siguiente modelo. Si el modelo con menor valor corregido de Akaike presentó una diferencia de menos de dos unidades con uno o más modelos, seleccionamos el más simple (aquel que tuviera menos variables) siguiendo el principio de parsimonia (Gotelli y Ellison, 2013).

Para generar y seleccionar los modelos que mejor se ajusten, utilizamos la función dredge del paquete MuMIn (versión 1.47.5) en R. Esta función genera modelos derivados del modelo completo, donde se generan combinaciones de subconjuntos de las variables explicativas a partir del modelo más complejo. Posteriormente se elige el modelo que mejor se ajusta, considerando los valores de AICc.

Realizaremos los modelos a dos escalas incluyendo a todas las especies:

1) Escala local:

Variable respuesta - Frecuencias de visita diarias totales.

Variables explicativas - (medidas tomadas en los EVPrs) - Porcentajes de cobertura de superficie impermeable, suelo desnudo, elementos grises, arbustos, y flores; densidad de arbustos con flor, y densidad de morfoespecies de árboles.

2) Escala contexto urbano:

Variable respuesta - Frecuencias de visita diarias totales.

Variables explicativas - Porcentajes de cobertura de arbustos y árboles, suelo gris (concreto, rocas y suelo desnudo), construcciones, y pasto dentro del buffer de 5 ha alrededor de cada EVPr; Distancia al AVU más cercana, y Distancia al borde de la ciudad más cercano.

Para hacer comparables las variables que medían números de objetos presentes dentro de los EVPrs (número de árboles, número de morfoespecies de árboles, número de arbustos y número de arbustos con flor), debido a que estos tenían tamaños diferentes, convertimos los valores a densidades dividiendo los valores de estas variables entre el tamaño de los EVPrs.

Adicionalmente llevamos a cabo modelos con las especies más abundantes encontradas en nuestro estudio. Esto nos permitió saber si los patrones obtenidos en los análisis anteriores que incluían a todas las especies fueron generados por la conducta de las especies más abundantes, o por la suma de las conductas de todas las especies. Definimos a las especies más abundantes como aquellas que presentaron valores de frecuencias de visita a los bebederos con valores de visita

> 1 al de las visitas ocurridas en un EVPr. Para las especies más abundantes también realizamos análisis a escalas local y de contexto urbano considerando como variable de respuesta sólo la frecuencia de visita al bebedero, y como variables explicativas las mismas que utilizamos en los análisis previos.

Resultados

Personas voluntarias seleccionadas

Obtuvimos un total de 71 respuestas a nuestro formulario en redes sociales. De estas respuestas 38 cumplieron con nuestros criterios de selección. La mayoría de las personas se localizaron en la zona centro-sur de la ciudad, seguida por las zonas centro, este, y por último un par de personas en la zona norte de la ciudad. La mayoría de EVPr que incluimos en nuestro estudio fueron jardines o patios frontales, seguido de jardines y patios traseros, balcones, y azoteas (Figura 2 y Tabla 1).

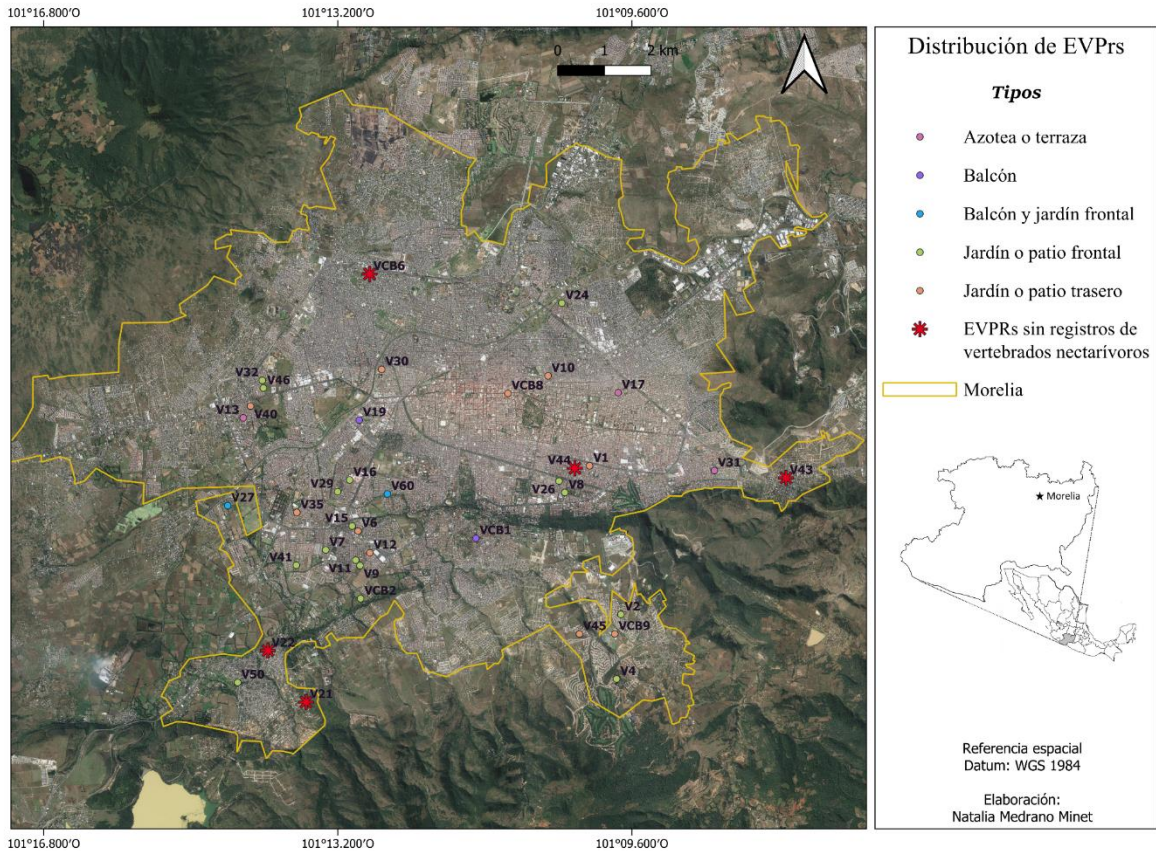


Figura 2. Mapa de la ubicación de todos los EVPrs incluidos en nuestro estudio dentro de la ciudad de Morelia. Los colores representan los diferentes tipos de EVPrs. Se muestran todos los EVPrs, incluso aquellos que no tuvieron ninguna visita a su bebedero (VCB6, V21, V22, V43, V44, V22, V50).

Tabla 1. Descripción de los Espacios Verdes Privados (EVPrs) incluidos en nuestro estudio.

Tipos de Espacios Verdes Particulares (EVPrs)		
Tipo	Descripción	Número de EVPrs en la categoría incluidos en el estudio
Balcón y jardín frontal	Generalmente tienen un área pequeña y son impermeables (cuentan con azulejo).	4
Jardín o patio frontal	Se encuentran al frente de la casa.	20
Jardín o patio trasero	Se encuentran en el interior de la casa, generalmente al fondo.	11
Azotea o terraza	Se encuentran en el techo de las casas, algunos cuentan con plantas en macetas.	3

Monitoreo de vertebrados nectarívoros urbanos

Nuestro muestreo incluyó un total de 9,280 horas cámara. Con este esfuerzo de muestreo obtuvimos un total de 153,202 fotografías en las cámaras trampa de las cuales 25,455 fotografías presentaron actividad de vertebrados nectarívoros; finalmente resultaron un total de 6,012 registros identificables a nivel de especie (Tabla 2).

Tabla 2. Número de fotografías que presentaron vertebrados nectarívoros visitando el bebedero en cada EVPr. El número de registros independientes es el que realizamos con la depuración en R, tomando como registro independiente una fotografía tomada con un minuto de diferencia entre otra.

EVPr	No. de fotos con presencia de Vertebrados Nectarívoros	No. de registros independientes	Horas cámara
-------------	---	--	---------------------

V45	3565	641	335
V12	3526	899	256
V7	3217	594	336
V31	1427	376	258
V40	1395	476	288
V16	1315	345	144
V9	1279	326	621
V11	1258	319	257
V2	873	216	243
V13	745	215	267
V6	695	176	180
V46	681	152	141
V60	616	204	270
V4	554	132	220
V24	529	121	278
V32	473	103	386
V17	449	130	376
V19	380	67	312
V27	325	101	359
VCB8	320	48	417
VCB9	298	82	241
V15	249	27	70
V41	239	35	410
V8	219	23	265
V29	176	11	48
V50	157	39	513
VCB2	114	38	240
V26	105	48	162
VCB1	101	26	314
V35	65	15	330
V1	59	14	192
V10	37	5	265
V30	14	3	273
Total	25455	6012	9280

Caracterización de los Espacios Verdes Privados (EVPrs)

Coberturas presentes dentro de los EVPrs

Las coberturas que estuvieron presentes con mayor frecuencia en los EVPrs fueron suelo desnudo (68% de los EVPrs), seguido de elementos grises (81% de los EVPrs) y cobertura arbórea de árboles con DAP mayor a 8 cm (74% de los EVPrs). Para ver detalles de las coberturas ver Anexo 7.

Elementos verdes

Sólo el 28.9% (n=11) de los EVPrs contó con una cobertura alta de árboles grandes (DAP > 8 cm; valores de cobertura de 40 a 90%, promedio = $62.72\% \pm 17.93$ DE). El 18.42% de los EVPrs contaron con una cobertura media de árboles grandes (valores de 10 a 25%, promedio = $17.14\% \pm 6.36$). Y, el 52.63% de los EVPrs contó con una cobertura baja (valores de 0 a 8%, promedio = $2\% \pm 2.70$). La mayoría de los EVPrs que incluimos en nuestro estudio tuvieron valores de cobertura de arbustos bajas (8-25%; promedio = $15.3\% \pm 5.79$), con sólo el 15.7% de ellos presentando valores de 35-60% (promedio = $42.5\% \pm 8.80$).

La mayoría de los EVPrs tuvieron poca cobertura de hierbas y pastos (el 60.5%) con valores de cobertura de 0-10% (promedio = 3.30 ± 4.27). Finalmente encontramos muy pocas flores en los EVPrs, con el 78.9% de estos presentando valores de cobertura de flores de 0-15% (promedio = 4.60 ± 4.78), y el resto (21.05% de EVPrs) contando con valores del 20-60% de cobertura de flores (promedio = 36.8 ± 15.13).

Densidad de arbustos y árboles

El 42.10% de EVPrs contó con una densidad media (0.10 - 0.19) de árboles de DAP mayor y menor a 8cm (promedio = 0.13 ± 0.03). Otro 42.10% de EVPrs contó con una densidad baja (0 - 0.09) de árboles (promedio = 0.04 ± 0.02), el resto de EVPrs (6%) contaron con una densidad alta (23 - 69) de árboles (promedio = 0.33 ± 0.17).

En el caso de los arbustos, el 23.68% de EVPrs contó con una densidad alta de esta cobertura (promedio = 0.98 ± 0.56), otro 23.68% de EVPrs contó con una densidad media (promedio = 0.27 ± 0.07) y, poco más de la mitad de EVPrs (52.63%) contó con una densidad baja (0.14 - 0) de arbustos (promedio = 0.06 ± 0.05).

Elementos grises y suelo desnudo

La mitad de los EVPrs contaron con un porcentaje bajo (de 0 - 5 %) de cobertura de elementos grises (promedio = $2.57\% \pm 2.34$), mientras que un 28.94% de los EVPrs contó con un porcentaje medio (de 10 -25 %) de esta cobertura (promedio = $15.09\% \pm 5.0$) y el resto de EVPrs contó con un porcentaje alto (28 - 60 %) de elementos grises (promedio = $38.87\% \pm 10.57$).

Sólo dos EVPrs (VCB9 y V21) no contaron con superficie impermeable. Mientras que sólo el EVPr V21 contó con un valor de cobertura de superficie impermeable del 100%. La mayoría de los EVPrs presentaron un porcentaje bajo de suelo desnudo (71.05% de EVPrs) con valores de cobertura de 0-15 % (promedio = 3.70 ± 4.83), sólo 10.52% de EVPrs contaron con valor de cobertura altos de 60 - 90% (promedio = $77\% \pm 15.36$) y el 26.42% de EVPrs contaron con un porcentaje de cobertura medio, de 20 - 42% (promedio = 26.42 ± 8.38).

Coberturas del área circundante a los Espacios Verde Privados (buffers)

Elementos verdes

Sólo el 15.7% de EVPrs presentaron valores altos (28 - 56 %) de árboles y arbustos (promedio = $38\% \pm 11$), mientras que la mayoría de EVPrs (47.36%) presentaron valores de cobertura bajos de 0 - 9 % (promedio = $0.4\% \pm 0.2$). En el caso del porcentaje de cobertura de pasto, el 63.15% de EVPrs contaron con un porcentaje bajo (de 0 - 9 %) de cobertura (promedio = $2.6\% \pm 2.86$), sólo nueve sitios contaron con un porcentaje alto (30 - 60%) de cobertura (promedio = $40\% \pm 12.27$).

Elementos grises

La mitad de los espacios circundantes a los EVPrs contaron con un porcentaje de cobertura medio (14 - 26%) de suelo desnudo, rocas y superficie impermeable (promedio = $21\% \pm 3.4$) y el 42.10% de EVPrs contaron con un porcentaje alto (28 - 45%) de cobertura de suelo desnudo (promedio = $35\% \pm 6.6$). Sólo tres EVPrs contaron con un porcentaje de cobertura bajo (de 0 - 10%). En el caso de la cobertura de construcciones, la mayoría (65.7%) de los EVPrs contaron con un porcentaje alto (40 - 84%); promedio = $58.06\% \pm 11.89$, sólo diez EVPrs contaron con una cobertura media, y tres con cobertura baja (Ver anexo 8).

Distancias al área verde urbana y al borde de la ciudad más cercanos

La mayor distancia al AVU más cercana fue de 2,503 m (V17) por un EVPr ubicado al noreste de la ciudad, mientras que la menor distancia fue de 6.45 m (V21) por un EVPr ubicado al extremo sur de la ciudad. La distancia promedio al AVU más cercana fue de 171 m respectivamente. Por otro lado, la mayor distancia al borde de la ciudad fue de 3,612 m (VCB8) por un EVPr ubicado al centro de la ciudad, mientras que la menor distancia al borde de la ciudad fue de 194 m (V27) por un EVPr ubicado al extremo oeste de la ciudad. La distancia al borde de la ciudad promedio fue de 1,438 m (Ver Anexo 9).

Caracterización de los vertebrados nectarívoros encontrados en el ambiente urbano

Obtuvimos registros de 10 especies de aves visitando los bebederos (Fig. 3). Cinco de estas fueron colibríes: Colibrí pico ancho (*Cyananthus latirostris*), Colibrí corona violeta (*Ramosomyia violiceps*), Colibrí berilo (*Saucerottia beryllina*), Colibrí barba negra (*Archilochus alexandri*) y Colibrí magnífico (*Eugenes fulgens*). Además, encontramos tres especies de calandrias: Calandria cejas naranjas (*Icterus bullockii*), Calandria dorso negro menor (*Icterus cucullatus*) y Calandria de Wagler (*Icterus wagleri*); una especie de chipe (chipe oliváceo; *Leiothlypis celata*) y un registro de Gorrión doméstico (*Passer domesticus*). Adicionalmente observamos actividad de algunos invertebrados como abejas (VCB9) y una mariposa (V45).

Riqueza de especies y frecuencias de visita en los bebederos

La especie que presentó registros durante todo el estudio fue *Cynanthus latirostris* con un total de 4058 visitas a bebederos. El segundo lugar lo obtuvo *Saucerottia beryllina* con un número de 929 visitas, seguido por *Ramosomyia violiceps* con un número total de 922 visitas en total (Tabla 3). Las otras siete especies presentaron números de visitas similares, sólo *Leiothlypis celata* contó con 45 visitas y *Archilochus alexandri* con 38 visitas en total. Las demás especies tuvieron de siete a dos visitas.

El Espacio Verde Privado en el que registramos el mayor número de visitas fue el V12 ubicado al sur-centro de la ciudad con un total de 899 visitas. El EVPr que obtuvo la mayor riqueza de especies con un total de cinco especies fue el V45 ubicado en la zona residencial de Altozano, al sureste de la ciudad, así como el segundo espacio con más visitas (641 visitas). La moda del valor de riqueza de especies en EVPrs fue de una especie, estando este valor presente en el 31.5% de todos los EVPrs muestreados. Adicionalmente encontramos dos especies en el 23.6% de los EVPrs, tres especies en el 18.4%, y cuatro especies en el 10.5% de ellos.

Tuvimos cinco EVPrs donde no hubo visitas a los bebederos por vertebrados (V21, V22, V43, V44 y VCB6). Estos espacios se encuentran en diferentes zonas de la ciudad, dos se encuentran al suroeste (V22, V21), uno al noroeste (VCB6), uno al centro-este (V44) y otro al este (V43). Sus distancias al borde de la ciudad fueron de 243 m (V21), 280 m (V22) 496 m (V43), 1475 m (V44) y 1608 m (VCB6) y sus distancias al área verde más cercana fueron de 6.45 m (V21), 9.48 m (V22), 428 m (V43), 167 m (V44) y 139 m (VCB6).

Vertebrados nectarívoros nocturnos

Durante nuestro muestreo encontramos registros de visitas nocturnas a bebederos en uno sólo de los EVPrs. Obtuvimos dos registros de visitas de un individuo de la especie *Cynanthus latirostris* en el bebedero del EVPr V9 (ver arriba patrones de actividad). Estas visitas ocurrieron el 5 de diciembre del 2021, a las 23:44 hrs y a las 23:50 hrs (Ver anexo 10).

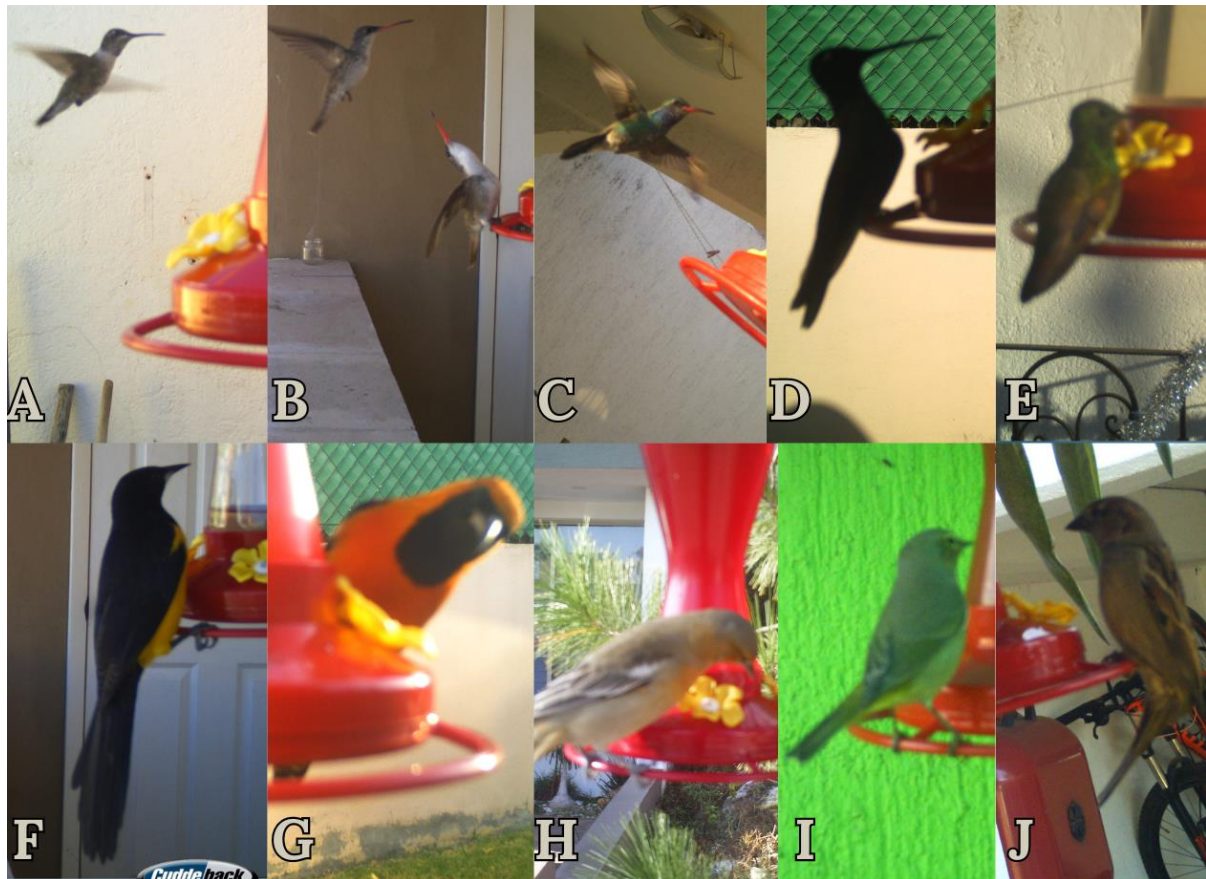


Figura 3. Especies de aves encontradas visitando los bebederos en nuestro estudio: A) *Archilochus alexandri* (Colibrí barba negra), B) *Ramosomyia violiceps* (Colibrí corona violeta), C) *Cynanthus latirostris* (Colibrí pico ancho), D) *Eugenes fulgens* (Colibrí magnífico), E) *Saucerottia beryllina* (Colibrí berilo), F) *Icterus wagleri* (Calandria de Wagler), G) *Icterus cucullatus* (Calandria dorso negro menor), H) *Icterus bullockii* (Calandria cejas naranjas), I) *Leiothlypis celata* (Chipe corona naranja) y J) *Passer domesticus* (Gorrión doméstico).

Tabla 3. Número total de registros de visita a bebederos por las diferentes especies de aves y sus características.

Especie	Dieta	Condición migratoria	Patrón de forrajeo	Número total de visitas
<i>Eugenes fulgens</i>	Nectarívoro	Residente	Territorial	7
<i>Archilochus alexandri</i>	Nectarívoro	Migratoria	Territorial	38
<i>Cyananthus latirostris</i>	Nectarívoro	Residente	Trampeo	4058
<i>Ramosomyia violiceps</i>	Nectarívoro	Residente	Territorial y trampeo	922
<i>Saucerottia beryllina</i>	Nectarívoro	Residente	Altamente territorial	929
<i>Passer domesticus</i>	Granívoro	Residente	Oportunista y generalista	3
<i>Icterus wagleri</i>	Frugívoro/Nectarívoro	Migratoria	Oportunista y generalista	2
<i>Icterus cucullatus</i>	Frugívoro/Nectarívoro	Migratoria	Oportunista y generalista	6
<i>Icterus bullockii</i>	Frugívoro/Nectarívoro	Migratoria	Oportunista y generalista	2
<i>Leiothlypis celata</i>	Insectívoro/Nectarívoro	Migratoria	Sondeador	45
Total				6012

No registramos actividad de murciélagos en los bebederos, a pesar de que existen registros de estos mamíferos utilizando flores en algunas zonas de la ciudad de Morelia. Particularmente tenemos registros anecdóticos de murciélagos visitando flores de agaves en el campus Morelia de la UNAM (Ver Anexo 11), y en flores de la enredadera *Solandra maxima* en el Centro de Convenciones de la ciudad y del árbol *Pseudobombax ellipticum* en la Avenida Ventura Puente (observaciones propias).

Factores que afectaron las visitas de todas las especies a los bebederos en el contexto local: Espacios Verdes Privados y bebederos

La asociación entre la frecuencia diaria de visita al bebedero de todas las especies del estudio y las variables locales de hábitats (porcentaje de cobertura de arbustos, porcentaje de cobertura de elementos grises, porcentaje de cobertura de flores, porcentaje de cobertura de suelo desnudo, porcentaje de superficie impermeable, densidad de arbustos con flores y densidad de morfoespecies de árboles) arrojó 127 submodelos. De estos mostramos los 5 modelos más representativos en el Anexo 12. El mejor modelo para explicar las frecuencias de visita diarias a los bebederos fue el que incluye el porcentaje de cobertura de arbustos, elementos grises y suelo desnudo (Tabla 4). En este modelo, el porcentaje de cobertura de elementos grises se relacionó positivamente con la frecuencia diaria de visita al bebedero de los vertebrados nectarívoros. Mientras que el porcentaje de cobertura de suelo desnudo y de arbustos afectaron de manera negativa la frecuencia diaria de visitas (Figura 4).

Tabla 4. Modelo seleccionado que evalúa la asociación entre la frecuencia diaria de visitas al bebedero de las especies de aves nectarívoras en cada EVPr y las variables locales de porcentajes de cobertura de suelo desnudo, elementos grises, y arbustos.

VARIABLES	ESTIMADO	ERROR ESTÁNDAR	ESTADÍSTICO	VALOR DE P
(Intercepto)	13.4996427	4.0759147	3.31205231	0.00220344
Cobertura de suelo desnudo (%)	-0.22461184	0.11742586	-1.91279697	0.06422734
Cobertura de elementos grises (%)	0.62851163	0.18958293	3.31523328	0.00218464
Cobertura de arbustos (%)	-0.33584494	0.17766253	-1.89035328	0.06725932

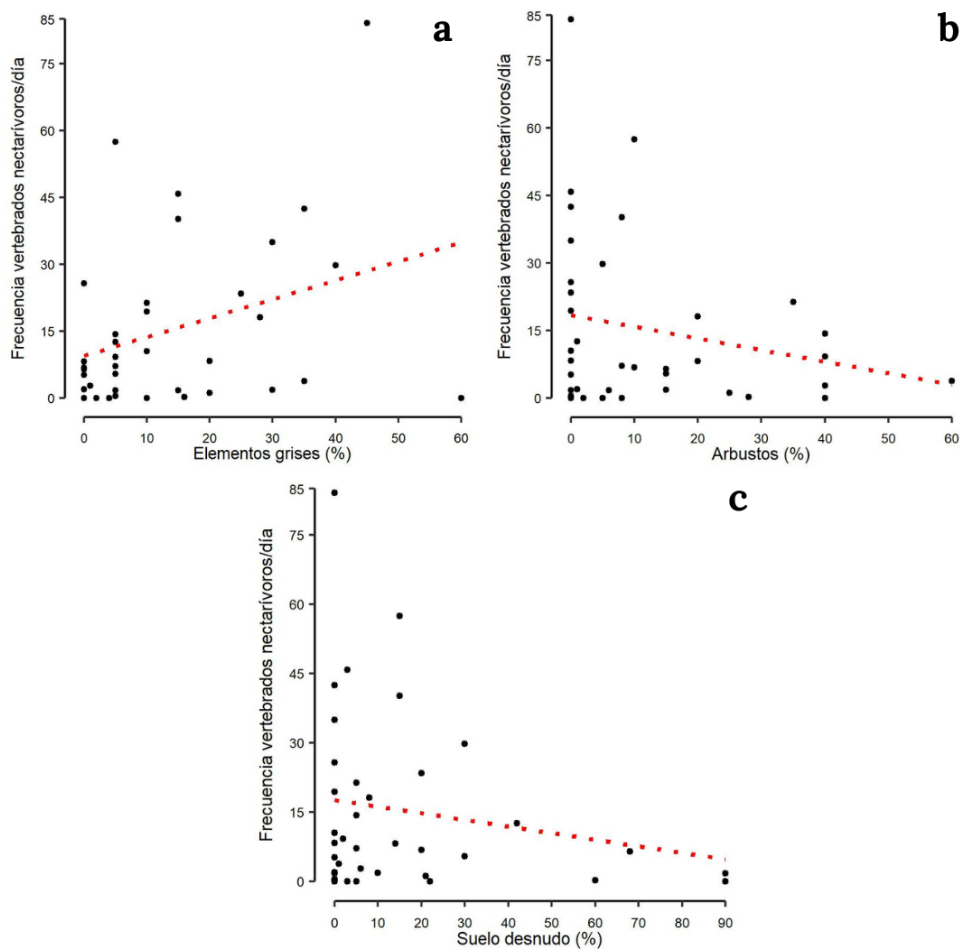


Figura 4. Relación entre el porcentaje de coberturas a escala local y la frecuencia de visita diaria (no. visitas/día) al bebedero de todas las especies de aves nectarívoras. a) Relación entre el porcentaje de cobertura de elementos grises de los EVPrs; b) relación entre el porcentaje de cobertura de arbustos de los EVPrs; c) relación entre el porcentaje de cobertura de suelo desnudo de los EVPrs. La línea roja punteada representa el ajuste de los modelos.

Factores que afectan las visitas a los bebederos en el contexto urbano: características de los buffers y distancias al Área Verde y al borde de la ciudad más cercanos.

La asociación entre la frecuencia diaria de visita al bebedero de todas las especies del estudio y las variables del contexto urbano (porcentaje de cobertura de árboles y arbustos, porcentaje de cobertura de suelo desnudo, rocas y superficie impermeable, porcentaje de cobertura de construcciones, las distancias al borde de la ciudad y del AVU más cercanos) arrojó 32 submodelos, el Anexo 13 incluye los mejores 3 modelos. El mejor modelo consideró el porcentaje de cobertura de construcciones y la distancia al borde de la ciudad más cercano como las variables que mejor explican la frecuencia de visitas en el contexto urbano de cada EVPr (Tabla 5). Mientras que el porcentaje de cobertura de construcciones tuvo un efecto positivo sobre las frecuencias diarias de visita a los bebederos, la distancia al borde de la ciudad más cercano tuvo un efecto negativo (Figura 5). Sin embargo, el segundo modelo que mejor explicó la abundancia de vertebrados nectarívoros fue el modelo nulo, que no se diferenció significativamente del mejor modelo en su valor de AICC (Anexo 13).

Tabla 5. Modelo seleccionado que evalúa la relación entre la frecuencia diaria de visitas a los bebederos por las aves nectarívoras y el porcentaje de cobertura de construcciones, y la distancia al borde de la ciudad más cercano.

Variables	Estimado	Error estándar	Estadístico	Valor de P
Intercepto	5.91424653	7.25537095	0.81515	0.4205
Cobertura de construcciones (%)	0.457	0.198	2.31	0.0269
Distancia al borde de la ciudad más cercano	-0.00861114	0.00448811	-1.92	0.0632

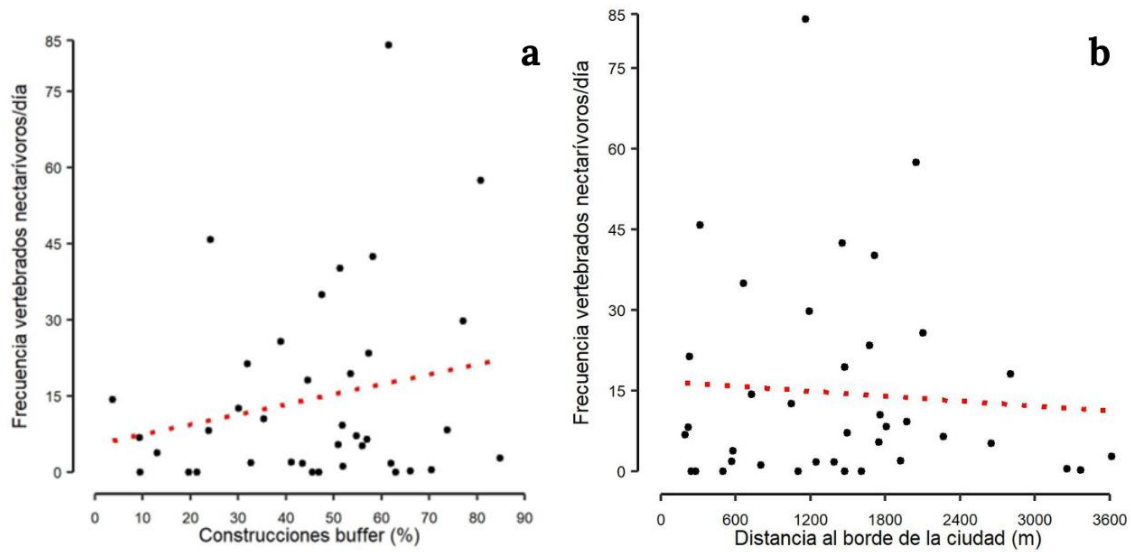


Figura 5. a) Relación entre el porcentaje de cobertura de construcciones a escala de contexto urbano y la frecuencia diaria de visita (no.visitas/día) a bebederos por todas las especies de aves nectarívoras; b) relación entre la distancia al borde de la ciudad y la frecuencia diaria de visita (no.visitas/día) a bebederos por todas las especies de aves nectarívoras. La línea roja punteada representa el ajuste de los modelos.

Análisis de variables explicativas que afectan las frecuencias diarias de visita a bebederos de las especies más abundantes

Cynanthus latirostris

- **Escala local**

La función dredge arrojó 61 modelos. En el Anexo 14 se muestran los mejores cinco modelos. El mejor modelo fue el que incluyó como variables explicativas el porcentaje de cobertura de arbustos, de elementos grises, y de suelo desnudo (Tabla 6). En este modelo, los porcentajes de cobertura de arbustos y suelo desnudo se relacionaron de forma negativa con la frecuencia diaria de visita de *Cynanthus latirostris*. Mientras que el porcentaje de cobertura de elementos grises se relacionó positivamente con las frecuencias diarias de visita de esta especie de colibrí a los bebederos (Figura 6).

Tabla 6. Modelo seleccionado que evalúa la relación entre la frecuencia diaria de visita a bebederos de *Cyananthus latirostris* y las variables explicativas a nivel local. Las variables explicativas incluidas en el mejor modelo fueron el porcentaje de cobertura de suelo desnudo, elementos grises y arbustos.

VARIABLES EXPLICATIVAS	ESTIMADO	ERROR ESTÁNDAR	ESTADÍSTICO	VALOR DE P
(Intercepto)	9.6018461	3.03120345	3.16766798	0.00324026
Cobertura de suelo desnudo (%)	-0.14750257	0.08732805	-1.68906288	0.10035938
Cobertura de elementos grises (%)	0.42829496	0.1409903	3.03776198	0.00455645
Cobertura de arbustos (%)	-0.24281524	0.13212525	-1.83776557	0.07484867

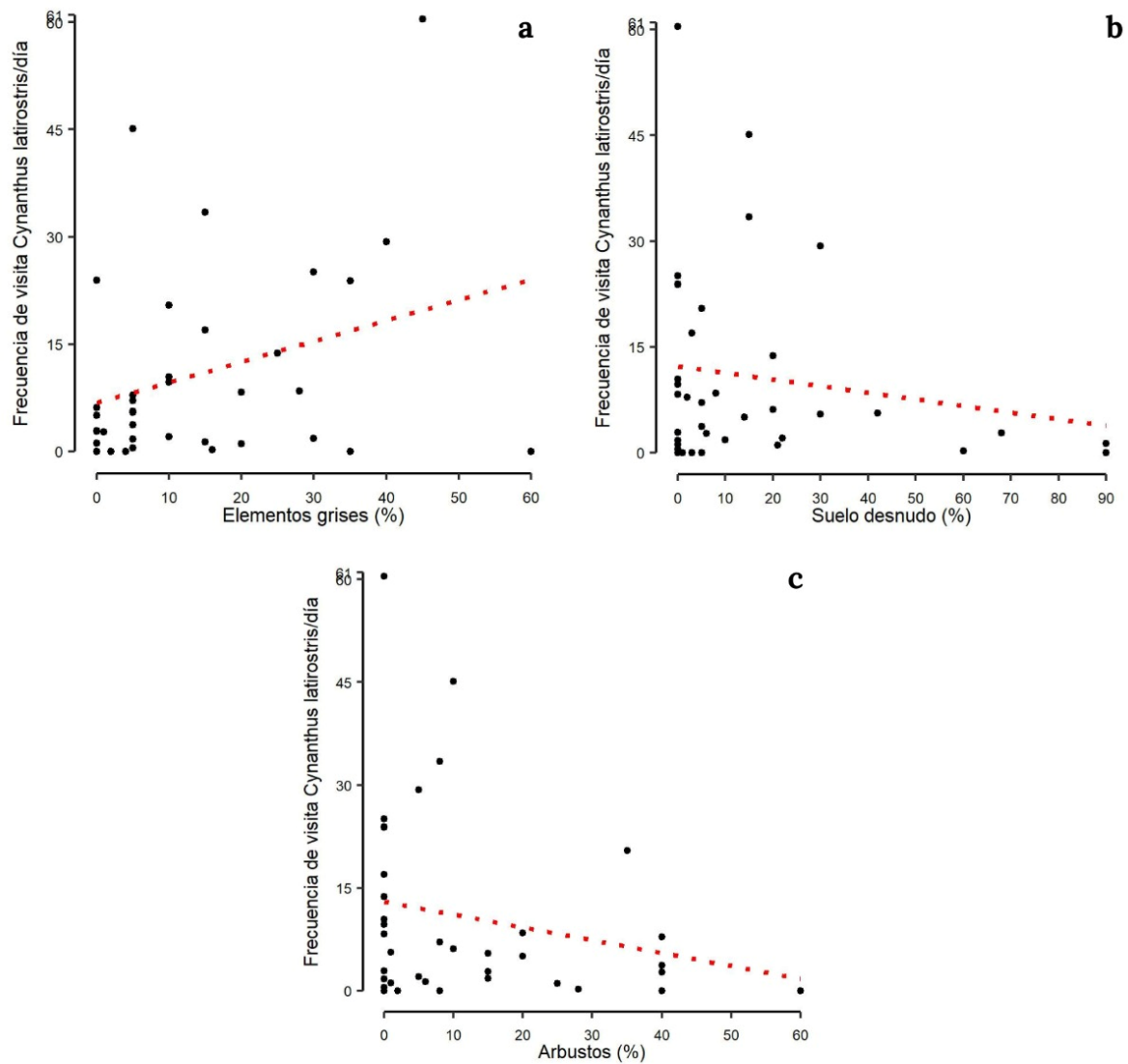


Figura 6. a) Relación entre el porcentaje de cobertura de elementos grises a escala local y la frecuencia diaria de visita (no. visitas/día) a bebederos por el colibrí *Cyananthus latirostris*; b) Relación entre el porcentaje de cobertura de suelo desnudo a escala local y la frecuencia diaria de visita (no. visitas/día) a bebederos por el colibrí *Cyananthus latirostris*; c) Relación entre el porcentaje de cobertura de arbustos a escala local y la frecuencia diaria de visita (no. visitas/día) a bebederos por el colibrí *Cyananthus latirostris*. La línea roja punteada representa el ajuste de los modelos.

- **Escala de contexto urbano (buffers)**

La función dredge arrojó 31 modelos. En el Anexo 15 se muestran los mejores cinco modelos. El mejor modelo fue el que consideró el porcentaje de cobertura de construcciones y la distancia al borde de la ciudad como variables explicativas (Tabla 7). En este modelo, el porcentaje de cobertura de construcciones se relacionó de forma positiva con la frecuencia diaria de visita a bebederos de *Cyananthus latirostris*. Mientras que la distancia al borde de la ciudad más cercano tuvo un efecto negativo sobre la variable de respuesta (Figura 7).

Tabla 7. Modelo seleccionado que evalúa la relación entre la frecuencia diaria de visita bebederos de *Cyananthus latirostris* y las variables explicativas a escala del contexto urbano que rodea los EVPrs. Las variables explicativas incluidas en el mejor modelo fueron la cobertura de construcciones y la distancia al borde de la ciudad.

Variables explicativas	Estimado	Error estándar	Estadístico	Valor de P
(Intercepto)	1.36419974	5.08537875	0.26825922	0.7900746
Cobertura de construcciones (%)	0.404	0.139	2.91	0.00618
Distancia al borde de la ciudad	-0.00674743	0.00314577	-2.14	0.039

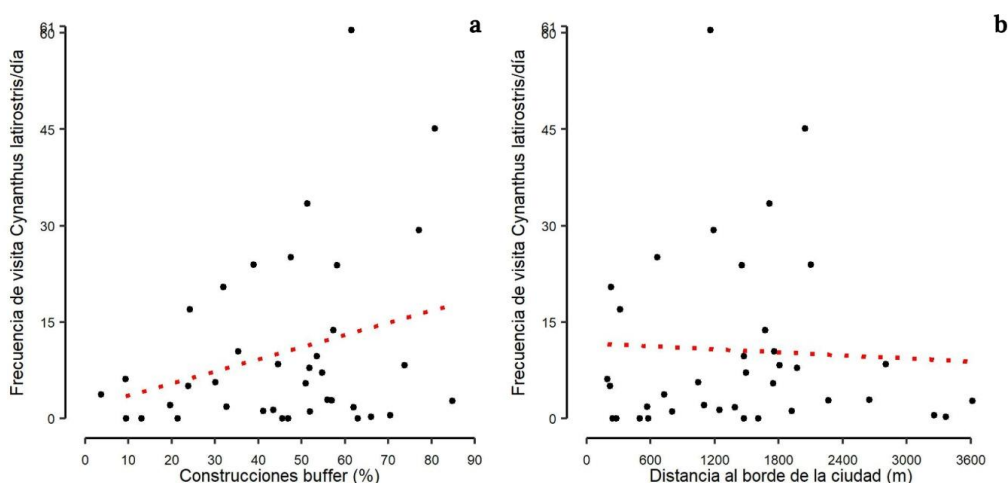


Figura 7. a) Relación entre el porcentaje de cobertura de construcciones de los buffers a escala de contexto urbano y la frecuencia diaria de visita (no. visitas/día) a bebederos por el colibrí *Cyananthus latirostris*; b) Relación entre la distancia al borde de la ciudad y la frecuencia diaria de visita (no. visitas/ día) a bebederos por el colibrí *Cyananthus latirostris*. La línea roja punteada representa el ajuste de los modelos.

Ramosomyia violiceps

- **Escala local**

En nuestro análisis a escala local la función dredge arrojó un total de 64 subconjuntos de modelos, en el Anexo 16 mostramos los mejores cinco modelos. El mejor de ellos fue el que consideró las variables explicativas de densidad de morfoespecies de árboles, el porcentaje de cobertura de elementos grises y el porcentaje de cobertura de superficies impermeables (Tabla 8). Este modelo indicó que las tres variables mostraron un efecto positivo sobre la frecuencia diaria de visita a los bebederos para esta especie de colibrí (Figura 8).

Tabla 8. Modelo seleccionado que evalúa la relación entre la frecuencia diaria de visita a bebederos del colibrí Ramosomyia violiceps y las variables explicativas a escala local. Las variables explicativas incluidas en el mejor modelo fueron la cobertura de construcciones y la distancia al borde de la ciudad. fueron la densidad de morfoespecies de árboles (efecto positivo), y los porcentajes de cobertura de elementos grises y de superficies impermeables (también con efectos positivos).

Variables explicativas	Estimación	Error estándar	Estadística	Valor de P
(Intercepto)	-2.61039	1.46465	-1.78	0.0836
Densidad de morfoespecies de árboles	11.6	7.11	1.63	0.112
Cobertura de elementos grises (%)	0.113	0.0449	2.52	0.0165
Cobertura de superficie impermeable (%)	0.0416	0.0192	2.16	0.0376

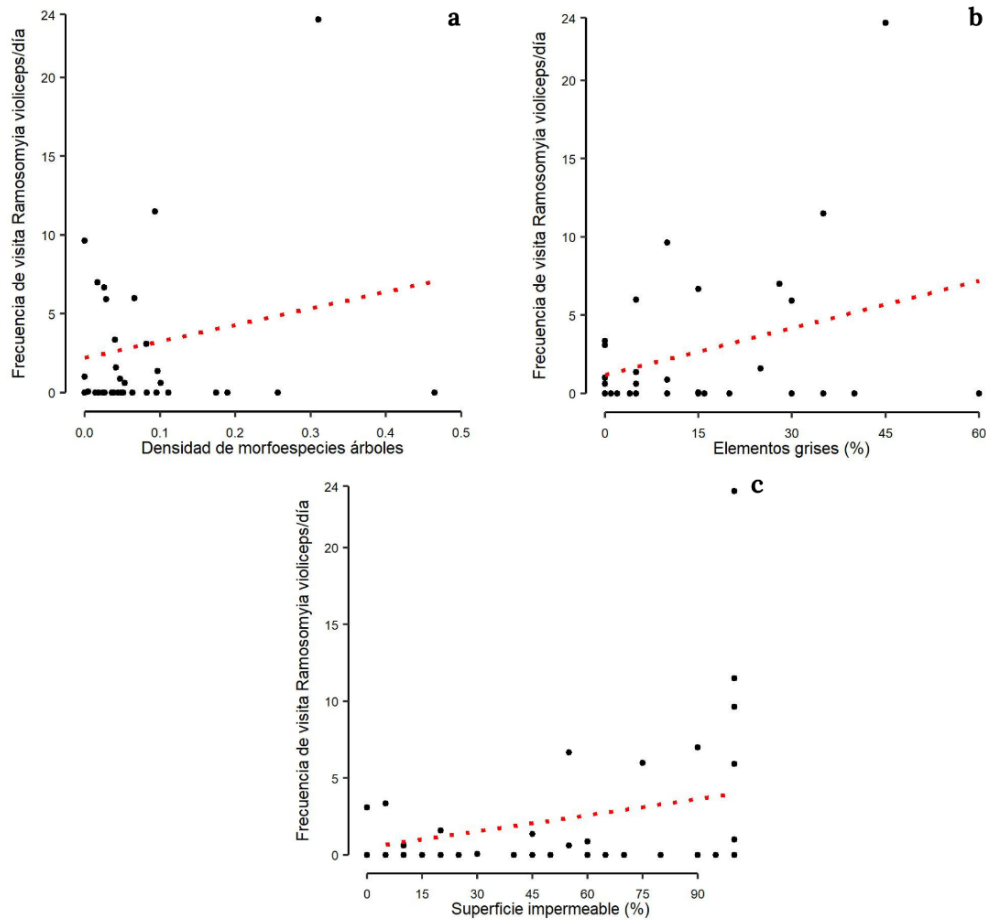


Figura 8. Relación entre las variables locales de los EVPrs y la frecuencia de visita diaria (no. visitas/día) de la especie de colibrí *Ramosomyia violiceps*. a) densidad de morfoespecies de árboles en los EVprs a escala local; b) porcentaje de cobertura de elementos grises en los EVPrs a escala local; c) porcentaje de cobertura de superficie impermeable en los EVprs a escala local. La línea roja punteada representa el ajuste de los modelos.

- **Escala del contexto urbano (buffers)**

A esta escala obtuvimos un total de 31 subconjuntos de modelos. El modelo que mejor explicó la frecuencia de visita diaria a los bebederos del colibrí *Ramosomyia violiceps* fue el modelo nulo (Anexo 17).

Saucerottia beryllina

- **Escala local**

Nuestro análisis generó un total de 64 subconjuntos de modelos. El modelo que mejor explicó la frecuencia de visita diaria a los bebederos del colibrí *Saucerottia beryllina* fue el modelo nulo (Anexo 18).

- **Escala del contexto urbano (buffers)**

La función dredge arrojó un total de 32 subconjuntos de modelos, en el Anexo 19 mostramos los cinco mejores modelos. El mejor modelo (Tabla 9) fue el que consideró como variables explicativas los porcentajes de cobertura de construcciones, de suelo desnudo, y de superficies impermeables. A medida que el porcentaje de suelo desnudo y rocas aumentó, la frecuencia de visita diaria de *Saucerotia beryllina* a los bebederos disminuyó (Fig. 9)

Tabla 9. Modelo que mejor explica las frecuencias diarias de visita a los bebederos de *Saucerotia beryllina* a escala del contexto urbano.

Variables explicativas	Estimación	Error estándar	Estadístico	Valor de P
(Intercepto)	8.96085666	3.06243842	2.92605285	0.0059927
Cobertura de construcciones (%)	-0.0781	0.039	-2	0.053
Cobertura de suelo gris (suelo desnudo, concreto y rocas) (%)	-0.134	0.0817	-1.63	0.111

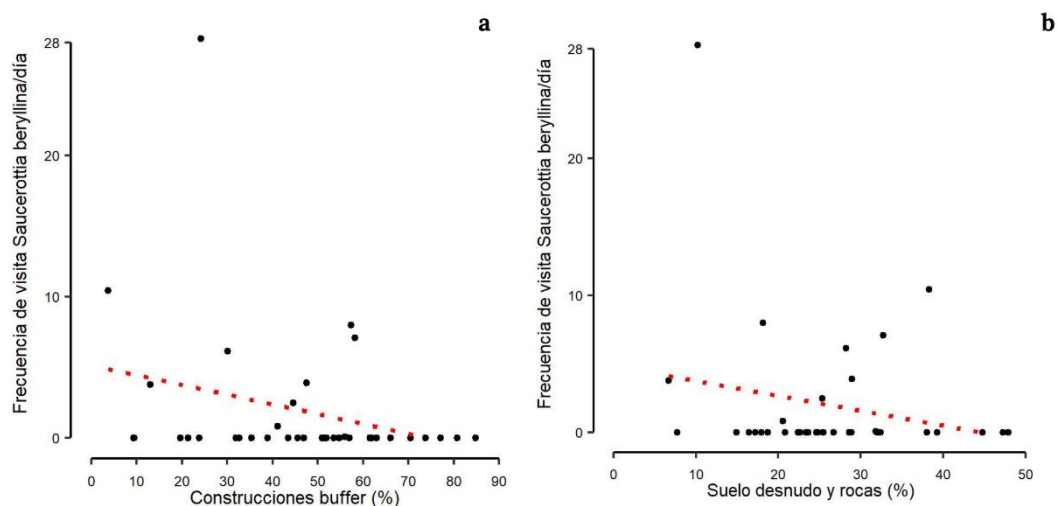


Figura 9. Relación entre las variables a escala de contexto urbano y la frecuencia de visita diaria (no. visitas/día) de la especie de colibrí *Saucerotia beryllina*. a) porcentaje de cobertura de construcciones en el área circundante o buffer de los EVPrs; b) porcentaje de cobertura de suelo desnudo y rocas en el área circundante o buffer de los EVPrs. La línea roja punteada representa el ajuste de los modelos.

Tabla 10. Resumen de la asociación entre las variables explicativas más relevantes de los modelos y la frecuencia diaria de visita a los bebederos de todas las especies, tanto a escala local como a escala del contexto urbano.

Variables explicativas con todas las especies del estudio				
	Variable explicativa	Valor de la variable	Valor de P	Relación
Escala local	Cobertura de suelo desnudo (%)	-0.225	0.0642	-
	Cobertura de elementos grises (%)	0.629	0.00218	+
	Cobertura de arbustos (%)	-0.336	0.0673	-
Escala del contexto urbano	Cobertura de construcciones (%)	0.457	0.0269	+
	Distancia al borde de la ciudad más cercano	-0.00861	0.0632	-

Tabla 11. Resumen de la asociación entre las variables explicativas más relevantes de los modelos y la frecuencia diaria de visita a los bebederos de las tres especies más abundantes, tanto a escala local como a escala del contexto urbano.

Variables explicativas por especies más abundantes					
	Especie	Variable explicativa	Valor	Valor de P	Relación
Escala local	<i>Cynanthus latirostris</i>	Cobertura de suelo desnudo (%)	-0.148	0.1	-
		Cobertura de elementos grises (%)	0.428	0.00456	+
		Cobertura de arbustos (%)	-0.243	0.0748	-
	<i>Ramosomyia violiceps</i>	Densidad de morfoespecies de árboles	11.6	0.112	+
		Cobertura de elementos grises (%)	0.113	0.0165	+
		Cobertura de superficie impermeable (%)	0.0416	0.0376	+
Escala contexto urbano	<i>Cynanthus latirostris</i>	Cobertura de construcciones (%)	0.404	0.00618	+
		Distancia al borde de la ciudad más cercano	-0.00675	0.039	-
	<i>Saucerottia beryllina</i>	Cobertura de construcciones (%)	-0.0781	0.053	-
		Cobertura de suelo gris (superficie impermeable, suelo desnudo y rocas) (%)	-0.134	0.111	

Discusión

Riqueza y abundancia de especies de vertebrados nectarívoros visitando bebederos en los Espacios Verdes Privados (EVPRs)

Nuestro estudio muestra que los EVPRs pueden albergar una diversidad importante de vertebrados nectarívoros, particularmente de aves. Información de ciencia ciudadana generada en la ciudad de Morelia muestra que hay 22 especies de aves nectarívoras reportadas (Naturalista, 2024, <https://mexico.inaturalist.org/places/37190>). Estos registros ocurren principalmente dentro de las AVU de la ciudad, representando 60 % de los registros totales. Las cámaras trampa nos permitieron registrar un total de 10 especies de aves. De estas, nueve son consideradas como nectarívoras especializadas (colibríes) o capaces de utilizar néctar floral para cubrir sus necesidades energéticas regularmente (calandrias), o estacionalmente (chipes migratorios) (Martínez del Río, 1990, 1994; Schondube y Martínez del Río, 2004; Schondube, 2012). Este número representa el 40% de la diversidad de este grupo a nivel ciudad. Nuestros resultados indican que los EVPrs, a pesar de su tamaño reducido, y a que muchas veces presentan poca vegetación, pueden servir como hábitat de alimentación para un número importante de las especies de aves nectarívoras presentes en la ciudad de Morelia, e incluso para especies que de forma oportunista utilizan este tipo de recurso.

Un ejemplo de lo anterior es el uso de un bebedero por un ave granívora (*Passer domesticus*). Es importante resaltar que este gorrión es una especie exótica invasora en México con características generalistas que le permiten adaptarse rápidamente a sitios con una alta perturbación humana (MacGregor-Fors et al., 2010; Chávez-Zichinelli et al., 2010; Bókony et al., 2012). Aunque no es común que las aves granívoras se alimenten de néctar, y menos cuando este tiene un alto contenido de sacarosa, como el presente en los bebederos, existe evidencia de que *P. domesticus* tiene una actividad de sacarosa intermedia, lo que

le permite utilizar este recurso alimenticio de forma eficiente (McWhorter et al., 2021). En Nueva Zelanda se ha reportado que esta especie se alimenta del néctar de flores, e incluso consume azúcar de mesa perforando paquetes de este producto (Ladley et al., 1997). Nuestro estudio indica que la población local de esta especie puede aprender a utilizar los bebederos de colibrí como recurso alimenticio, mostrando su plasticidad para utilizar recursos novedosos (Cauchard & Borderie 2016; García-Arroyo et al., 2023; Bókony et al., 2012). Es importante considerar que esto puede implicar la transmisión de patógenos como la viruela aviar, la *Salmonella* spp. y la *Yersinia* spp., enfermedades que *Passer domesticus* puede portar, a especies nativas que utilizan los bebederos y no han sido expuestas a estos patógenos (Erastova et al., 2023).

Las especies de aves que registramos visitando los bebederos incluyen cuatro especies residentes a México y cinco especies migratorias de larga distancia (ver Tabla 3). Que el número de especies migratorias encontradas visitando los bebederos sea mayor que el de especies residentes puede ser el resultado de la forma en que estos dos grupos de aves utilizan los espacios urbanos. Múltiples estudios han encontrado que las especies de aves residentes tienen fuertes limitaciones para moverse a través de la mancha urbana, utilizando preferentemente AVU que se localizan en la periferia de las urbes (Marzluff et al., 2016; Dale, S. 2018; Pal et al., 2019). Por el contrario, las especies migratorias de larga distancia pueden moverse a través de la ciudad con mayor facilidad, encontrando parches de hábitat utilizables en la parte más interna de las urbes, lo que les permitiría poder utilizar con mayor facilidad los EVPrs (Pacheco-Muñoz et al., 2022). Aunque las aves migratorias han sido reportadas como visitantes de invierno dentro de áreas verdes de zonas urbanas neotropicales, hasta el momento no se ha explorado el papel de los EVPrs en mantener sus poblaciones invernantes en este tipo de ecosistemas (Pacheco-Muñoz et al., 2022).

Las aves nectarívoras no suelen ser comunes dentro de las comunidades de aves urbanas (Davis et al., 2015). Los ensamblajes de aves que sobreviven bien dentro de zonas urbanas suelen estar dominados por especies omnívoras y granívoras, que dadas sus capacidades para utilizar los recursos locales han sido llamadas “explotadores urbanos” (i.e especies caracterizadas por su alta capacidad para subsistir y utilizar los recursos presentes dentro de la matriz urbana; Blair, 1996; Conole Kirkpatrick, 2011). A pesar de esto, nuestro estudio encontró nueve especies de aves que son nectarívoras, o que incluyen a este recurso en su dieta de forma importante durante su migración (Schondube, 2012). De manera interesante, algunas de estas especies se consideran comunes dentro de distintas ciudades del centro de México (i. e., *C. latirostris*, *S. beryllina*, *R. violiceps*, *L. celata* e *I. cucullatus*), utilizando tanto AVU como EVPrs (Fisk & Steen, 1976). Por lo tanto, pareciera que ante condiciones climáticas estacionales que pueden limitar los recursos como el néctar, además de las zonas rurales y con parches de vegetación nativa, las ciudades pueden servir como refugios para las aves nectarívoras a diferentes escalas temporales (todo el año o sólo durante migración).

Algunos autores consideran a las calandrias (Icteridae) y la especie de chipe migratorio (*Leiothlypis celata*) que nosotros registramos en los EVPrs como “evitadores urbanos”, (es decir, especies que se caracterizan por ser sensibles a los cambios inducidos por la urbanización y que alcanzan densidades más altas en sitios no urbanos; Blair, 1996; Lepczyk & Warren, 2019). Sin embargo, existe evidencia de que bajo ciertas condiciones de hábitat pueden convertirse en especies urbanas abundantes particularmente dentro de AVU que presenten árboles de gran tamaño (Pacheco-Muñoz et al., 2022; Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors, 2011). Nuestros resultados indican que estas aves también pueden utilizar espacios verdes pequeños, y que en ausencia de áreas verdes de gran tamaño, o camellones con vegetación, los EVPrs pueden ser manejados para añadir microhábitat destinado a estas especies dentro de zonas urbanas Pacheco-Muñoz et al., 2022; MacGregor-Fors et al., 2021). Lo anterior incrementaría la

calidad de hábitat urbano para diversos grupos de aves, además de brindar conectividad entre las áreas verdes dispersas de la ciudad.

El EVPr en el que registramos la riqueza más alta de especies (EVPr V46 con 5 especies), se encuentra ubicado en el cinturón periurbano de Morelia, dentro de la zona residencial conocida como Altozano (ubicada en el sureste de la ciudad de Morelia; Fig 2). Esta sección de la ciudad se encuentra ubicada a una altitud mayor (2011 m a 2219 m) que la otras zonas de la ciudad (la zona norte tiene altitudes 1883 m a 1919 m, mientras que la zona centro no rebasa los 1900 m) (Topographic Map, 2023) y se encuentra rodeada de bosque de pino-encino. Estas condiciones generan un clima más fresco en comparación con otras zonas de la ciudad, además de proveer a las aves nectarívoras con zonas de vegetación nativa que pueden utilizar para refugiarse o encontrar alimento (Chamberlain et al., 2004). Adicionalmente esta mayor riqueza de especies de aves nectarívoras puede estar ligada a la posición de este EVPr en el borde de la ciudad, ya que se ha encontrado que la riqueza de especies de aves neotropicales suele ser más alta en sitios ubicados en esta zona, o cerca al borde de la ciudad. Esta mayor riqueza de especies de aves se ha explicado por la presencia de extensiones mayores de vegetación nativa asociadas con la zona periurbana de la ciudad (MacGregor-Fors et al., 2010; Pal et al., 2019).

El número de especies de aves nectarívoras que estuvo presente en la mayoría de los EVPrs fue de una especie. Esto ocurrió en el 31.5% de los Espacios Verdes Privados muestreados. Adicionalmente, de los 38 EVPrs estudiados, sólo cinco no presentaron visitas de animales nectarívoros a sus bebederos, lo que sugiere la presencia de aves nectarívoras en la mayoría de la ciudad de Morelia. Aunque no medimos la abundancia de las aves nectarívoras directamente, se ha encontrado que la frecuencia del uso de un recurso por especies que lo utilizan regularmente es proporcional a su abundancia (Maglianesi et al., 2015; Galbraith et al., 2017). De este modo consideramos que la frecuencia de visita diaria a los

bebederos es un buen indicador de la abundancia de las aves nectarívoras en la ciudad, no así de *Passer domesticus* que es una de las especies más abundantes de la ciudad (MacGregor-Fors & Schondube, 2011).

La especie con un mayor número de visitas a los bebederos fue *Cyananthus latirostris*, una especie de colibrí de tamaño mediano que se adapta fácilmente a los sitios con alta densidad y actividad humana, lo que la hace una especie común en ciudades mexicanas (Lara et al., 2014, Marín-Gómez, F. & Coro Arizmendi, 2022). Además, su comportamiento de forrajeo no es tan agresivo y territorial como el de otras especies (i. e., *Saucerottia beryllina*), con diversos autores documentado que *C. latirostris* sólo gana el 2.6% de las contiendas antagonistas interespecíficas en las que participa (Arizmendi & Ornelas, 1990; Márquez-Luna & Arizmendi, 2023). Como resultado de su baja dominancia conductual, esta especie suele evitar conflictos al no defender recursos, recorriendo los territorios de otras aves (Powers, 2022). Este comportamiento implica que la especie debe realizar una búsqueda constante de alimento, alejándose de las aves dominantes que la marginan del uso de los mejores recursos. Esto podría explicar su abundancia dentro de los EVPrs de Morelia funcionando estos espacios como microrefugios que no atraen a las especies más dominantes, pero que pueden ofertar sitios de descanso y alimentación de calidad para especies con poca dominancia conductual (Márquez-Luna & Arizmendi, 2023; Bribiesca et al., 2019).

Otra especie que presentó una alta frecuencia de visita diaria a los bebederos fue *Saucerottia beryllina*. Esto ocurrió sobre todo en los EVPrs ubicados al sur y sureste de la ciudad de Morelia, donde el clima es más fresco y hay más vegetación (Anexo 20). *Saucerottia beryllina* es una especie de tamaño mediano altamente territorial que suele estar presente a mayores altitudes que *C. latirostris*, ocupando los hábitats de mejor calidad, de donde excluyen a otras especies (Feinsinger, 1976; Wolf et al., 1976).

Las especies que presentaron menores frecuencias de visita diarias a los bebederos fueron las calandrias (*Icterus bullockii*, *I. wagleri*, *I. cucullatus*), los colibríes *Eugenes fulgens* y *Archilochus alexandri*, y el chipe *Leiothlypis celata* (Ver Anexo 21). El bajo número de visitas a bebederos que nosotros encontramos, en el caso de las calandrias, es similar a lo que muestran los registros de la plataforma Naturalista. Los registros de ciencia ciudadana indican que estas especies utilizan poco los bebederos, presentando la mayoría de las observaciones en AVU. Consideramos que su mayor tamaño corporal requiere de mayores áreas de alimentación (Brown et al., 1978; Stiles & Wolf, 1970) como las que ofrecen las AVU. Sin embargo, su uso de bebederos sugiere que adicionar recursos alimenticios y de cobertura a los EVPrs puede volverlos más atractivos para otras especies de aves. Sin embargo, este tema no es concluyente, y debe continuar estudiándose en el futuro.

En el caso del colibrí *E. fulgens*, si bien es una especie que utiliza una variedad de hábitats con diferentes grados de perturbación humana, incluyendo AVU, está más asociado a otros hábitats (Powers, 2018). *Eugenes fulgens* se ha categorizado como una especie que prefiere bosques de pino-encino y que es “rara” en ciudades del centro de México (Arenas, 2006; Powers, et al., 2020; BirdLife International 2023). Para Morelia, los reportes de esta especie en la plataforma Naturalista son escasos. Nuestro registro se encuentra al borde de la ciudad, en un sitio rodeado de remanentes de vegetación boscosa, indicando su asociación con una alta cobertura de árboles y arbustos nativos.

Por otro lado, el colibrí *Archilochus alexandri*, es una especie que prefiere áreas de vegetación abiertas en ambientes de matorrales espinosos y zonas desérticas y semidesérticas del altiplano de nuestro país y el suroeste de los Estados Unidos (Audubon, 2023). Aunque *A. alexandri* puede estar presente dentro de ciudades, suele ser rara ya que el ecosistema urbano de muchas ciudades mexicanas es estructuralmente complejo (McDonnell and Pickett 1990;

MacGregor-Fors & Schondube, 2011). Esto podría ser una limitante importante para una especie de ambientes abiertos, que podría ver afectados sus patrones de vuelo, o ser más susceptible a depredación en los sitios urbanos con una alta complejidad de hábitat.

Encontramos un alto recambio de especies entre los diferentes EVPrs de la ciudad de Morelia. Esto puede deberse a las diferencias en los elementos presentes y la complejidad estructural del hábitat de cada EVPr, ya que la estructura de hábitat depende de las decisiones de manejo de las y los urbanitas responsables de estos espacios (van Heezik et al., 2012). Otros factores que también puede influir en la tasa de recambio de especies entre los EVPrs son la variación espacial en el ruido urbano, la presencia de contaminantes, la calidad del aire, la presencia de mascotas como gatos y perros que pueden fungir como depredadores, y los patrones de actividad humana en las zonas de la ciudad (Ferenc et al. 2014; Gonçalves et al., 2021). Adicionalmente, el alto recambio de especies puede estar asociado a la alta agresividad territorial de algunas de las especies de aves nectarívoras encontradas (tanto de colibríes como de calandrias). Esto debido a que pueden defender los bebederos, excluyendo su uso por otras especies, desempeñando un papel importante en determinar la composición general y la estructura de los ensambles de aves nectarívoras (Wolf et al., 1976; Ornelas, 2002).

Factores que influyen en el uso de bebederos en EVPrs

Los factores que tuvieron una mayor relación con la frecuencia de visita diaria a los bebederos de todas las especies de aves nectarívoras fueron similares a escala local y a escala de contexto urbana. A escala local o del EVPr, el porcentaje de cobertura de suelo desnudo y de arbustos se relacionó de forma negativa con las visitas a los bebederos. Esta relación negativa de la cobertura de suelo desnudo con las frecuencias de visita a los bebederos puede deberse a la falta de elementos estructurales y vegetación en EVPrs que presentan una alta cobertura de suelo

desnudo (Ferenc et al., 2014). Debido a que las aves nectarívoras en ambientes urbanos prefieren sitios que cuenten con estructura vegetal, pues esta les brinda refugio y comida, tenderán a evitar los sitios con suelo desnudo donde no hay alimento y las aves estarán más expuestas a depredadores (French et al., 2005). Cuando, los EVPrs presentan un alto porcentaje de cobertura de arbustos, la disminución en la frecuencia de visita diaria a los bebederos puede deberse a la presencia de recursos florales en los arbustos, mismo que las aves pueden utilizar en lugar o adicionalmente a los bebederos (McCaffrey & Wethington, 2008).

Finalmente, a escala local encontramos que cuando al incrementar el porcentaje de cobertura de elementos grises, también aumenta la frecuencia de visita diaria al bebedero (Fig. 4). Este resultado puede ser explicado por dos hipótesis alternativas:

i. Por un lado sugiere que los elementos grises pueden brindar estructura de hábitat para las especies de aves nectarívoras en ausencia de vegetación, ofreciendo sitios de descanso, refugio, anidación, e incluso recursos. Lo anterior ha sido observado en otras especies de aves y colibríes en otras ciudades de México (MacGregor-Fors & Schondube, 2011; Escobar-Ibáñez & MacGregor-Fors, 2015; Hodgson et al., 2007). La estructura de hábitat gris por sí misma no debe ser atractiva para las aves nectarívoras (Kark et al., 2007; Carbó-Ramírez & Zuria 2011; Pauw & Louw, 2012), pero en conjunto con un recurso de néctar abundante, como lo son los bebederos, puede ofrecer oportunidades novedosas para que estas aves exploten el ambiente urbano; y,

ii. Por otro lado debemos considerar que la presencia de un alto porcentaje de cobertura de elementos grises implica menos vegetación, forzando a las aves a obtener alimento de los bebederos y por lo tanto, incrementando la frecuencia de visita a los mismos.

De forma similar a lo encontrado en nuestro análisis a escala local, los resultados a escala del contexto urbano muestran que la cobertura de

construcciones en las manzanas donde se ubican los diferentes EVPr analizados se relacionó de forma positiva con la frecuencia de visita diaria de todas las especies a los bebederos. Una alta cobertura de superficie de construcciones limita la cantidad de cobertura de superficie verde, y está asociada a una mayor intensidad de urbanización (MacGregor-Fors & Schondube, 2011; Sacchi et al., 2012; Codoner, 1995). Estas condiciones suelen limitar la presencia de recursos florales, por lo que los bebederos pueden convertirse en un recurso crucial para explicar la presencia de las especies de aves nectarívoras. Sin embargo, la presencia de un alto porcentaje de cobertura de construcciones está relacionado con un hábitat urbano complejo que puede generar diversos microhábitats para la fauna (Trzcinski et al., 1999; Melles & Martin, 2003; Lim & Sodhi, 2004). Estos microhábitats incluyen tanto sitios de descanso y refugio contra condiciones climáticas adversas, como contra depredadores (Goddard et al., 2010; Loram et al., 2008). Adicionalmente las construcciones humanas están ligadas a la presencia de agua, un recurso crucial sobre todo en ambientes fuertemente estacionales como la región donde se encuentra ubicada la ciudad de Morelia (Beumer & Martens, 2015; Erastova et al., 2023). Ya que la presencia de construcciones humanas limita la cantidad de espacios con vegetación que ofrezcan flores y puede favorecer el uso del bebedero por parte de las aves nectarívoras, es importante seguir explorando el papel que los elementos grises juegan para la fauna silvestre urbana tanto a la escala de los EVPrs como del contexto urbano que los rodea. Consideramos que esta información es crucial para lograr manejar de forma eficiente a las poblaciones de aves nectarívoras dentro de las ciudades de nuestro país.

La otra variable importante a la escala del contexto urbano de los EVPrs fue su distancia al borde de la ciudad. La relación entre esta variable y la frecuencia de visitas diarias a los bebederos fue negativa, sugiriendo que muchas especies se ven afectadas por la cantidad de hábitat gris que rodea a los EVPrs (Bolger et al., 1997; Goddard et al., 2010). Como ya habíamos mencionado antes, este patrón

había sido reportado con anterioridad para especies de aves residentes en diferentes ciudades neotropicales (Pacheco-Muñoz et al, 2022). Diversos autores han propuesto que las aves residentes suelen utilizar el paisaje a escalas pequeñas, lo cual les impide encontrar microhábitats o incluso AVU de mayor tamaño que se encuentran embebidos dentro de una matriz urbana (Pacheco-Muñoz et al., 2022; Arslangündoğdu, et al., 2023; Korányi, et al., 2021). Nuestros resultados sugieren que esto también ocurre con especies de aves nectarívoras residentes. La disminución de especies con la distancia al borde de la ciudad indica que estas aves no son capaces de encontrar algunos recursos ocultos dentro de la matriz urbana, limitando su dispersión dentro de zonas urbanas (Bolger et al., 1997; McDonnell et al., 1993; Chace & Walsh, 2006), y reduciendo su uso de recursos en las zonas más céntricas de Morelia, donde las frecuencias de visita diaria a los bebederos fueron bajas.

Los factores que afectaron la frecuencia de visita diaria a los bebederos para todas las especies estuvieron claramente afectados por la ecología y conducta de algunas de las especies de aves nectarívoras más abundantes de la ciudad de Morelia (Anexo 20 y Tabla 3). De este modo los resultados para *C. latirostris* y *R. violiceps* tanto a escala local, como del contexto urbano de los EVPrs, muestran un incremento en las frecuencias de visita diarias a bebederos conforme se incrementa el porcentaje de superficie cubierta por construcciones, sugiriendo que estas especies pueden ser mantenidas en sitios altamente urbanizados mientras se incluyan fuentes de néctar abundantes y estables temporalmente (Inouye et al., 1991). Adicionalmente debemos considerar que un alto porcentaje de cobertura vegetal ofrece mayor seguridad para forrajear, lo que puede disminuir el riesgo de depredación a las aves nectarívoras (Samia et al., 2017).

Estos resultados indican que debe existir un equilibrio entre los elementos grises y verdes de los EVPrs. La presencia de porcentajes de cobertura de

elementos grises entre el 20 y 30% permiten la presencia de árboles y arbustos dentro de estos espacios verdes, favoreciendo la presencia de aves nectarívoras (Bolger et al., 1997). La presencia de mayores porcentajes de cobertura de elementos grises y construcciones puede afectar a las aves al limitar la vegetación que estas requieren para sobrevivir (Threlfall et al., 2017; Chace & Walsh 2006; Veith & Hochkirch 2015). Sin embargo, bajo condiciones de alta urbanización la presencia de bebederos puede jugar un papel positivo, abriendo espacios grises para las aves que normalmente los evitarían. De este modo, nuestros resultados sugieren que los bebederos pueden ser utilizados responsablemente como una herramienta de manejo para mantener fauna nectarívora dentro de zonas altamente urbanizadas (Marzluff, 1997; True 1993; Wethington and Russell, 2003).

De forma similar a lo que encontramos para todas las especies, la frecuencia de visitas diarias de las especies más abundantes a los bebederos, se relacionaron negativamente con el suelo desnudo y los arbustos. Esto nos indica que las especies más abundantes son las que están generando los patrones que encontramos para todo el ensamble. Debido a esto, se recomienda llevar a cabo estudios puntuales para determinar cuáles son los factores que afectan a las especies menos abundantes, lo cual puede permitir incrementar su abundancia dentro de zonas urbanas en el futuro (Fischer, et al., 2015; MacGregor-Fors et al., 2016).

A pesar de esta coincidencia entre los resultados más importantes encontrados en los análisis para el ensamble de aves nectarívoras y lo encontrado en los análisis realizados con las tres especies más abundantes, algunas de estas especies respondieron de forma distinta a algunas de las variables de hábitat tanto a escala local como escala del contexto urbano (Tablas 10 y 11). Por ejemplo, *Ramosomyia violiceps* mostró una relación positiva entre sus frecuencias de visita diaria a los bebederos y la densidad de morfoespecies de árboles, indicando que para esta especie es importante que los EVPrs presenten árboles de diversas

especies que les provean con condiciones climáticas menos agresivas, alimento y funcionen como sitios altos de percha desde los cuales cazar insectos o llevar a cabo la defensa de sus territorios sin estar expuestos a depredadores o competidores (Mills et al., 1989; Maruyama et al., 2019; MacGregor-Fors et al., 2016).

Finalmente, *Saucerottia beryllina* mostró una relación negativa entre sus frecuencias de visita diaria a los bebederos y los porcentajes de cobertura de construcciones, superficies impermeables, y suelo desnudo. Esto sugiere, que, aunque esta es una especie de colibrí abundante en zonas urbanas de México (Lara et al., 2012; Weller & Kirwan 2021), su uso de las ciudades está ligado a la presencia de vegetación. Esto puede deberse a que la presencia de árboles y arbustos mejora las condiciones locales al reducir la isla de calor urbano y ofrecer alimentos como néctar floral e insectos (Cohen et al., 2021; Maruyama et al., 2019; Stiles, 1978). Nuestros resultados sugieren que si además de bebederos, adicionamos cobertura arbórea a los EVPrs, podríamos permitir a esta especie establecer territorios alrededor de los bebederos en sitios altamente urbanos (Lara et al., 2012).

Actividad nocturna en los bebederos

La ausencia de murciélagos nectarívoros utilizando los bebederos que colocamos dentro de los EVPrs de la ciudad de Morelia indican que estos organismos no han reconocido los bebederos en la región y prefieren alimentarse de fuentes florales. Esto es curioso si consideramos que en la región de Morelia se han reportado por lo menos cinco especies de murciélagos nectarívoros (*Leptonycteris yerbabuena*; *L. nivalis*; *Anoura Geoffroyi*; *Glossophaga soricina*; y *Choeronycteris mexicana*; Rodríguez-Ramírez, 2020; Núñez, 2005; Ferreyra-García et al., 2018; obs. pers.), y que, en otras ciudades de nuestro país y Estados Unidos, es común observar la visita de diferentes especies de murciélagos nectarívoros a los bebederos para colibríes (Fleming et al., 2021; Fleming., 2022).

La falta del uso de este recurso por murciélagos en Morelia puede deberse a que lo identifican de forma distinta a las aves nectarívoras y que, en comparación con otras ciudades, en la ciudad de Morelia puede existir un uso menor de bebederos. Una baja densidad de bebederos reduce la posibilidad de que los murciélagos los descubran y utilicen activamente como una fuente de alimento (Conde & Rossana, 2016; Fleming et al., 2021). Debido a ello, a pesar de que la concentración de azúcar en el néctar artificial colocado en los bebederos del estudio es similar a la que estos organismos prefieren consumir en campo (20-25% peso/volumen; Baker H. I. et al., 1998; Ayala-Berdon et al., 2013) ignoraron los bebederos y se concentraron en visitar las flores de plantas como los agaves (ver Anexo 11).

Es importante considerar que la mayoría de plantas para polinizadores implementadas en ciudades que se han reportado, son principalmente utilizadas para atraer insectos y aves (Silva et al., 2018; Koyama et al., 2018; Albuquerque-Lima et al., 2022) y los mamíferos suelen ser ignorados como parte de la comunidad de polinizadores urbanos a pesar de ser una parte significativa de la fauna de vertebrados que habita en las ciudades (Albuquerque-Lima et al., 2022), lo que indica que es necesario darle mayor relevancia y mirar hacia otros organismos como los murciélagos nectarívoros en las ciudades para generar información que ayude a conservarlos en este ecosistema.

Otra razón que explica la ausencia de murciélagos en los bebederos de nuestro estudio está asociada con el alto gasto energético que experimentan los murciélagos al forrajear (Horner et al., 1998; Ayala-Berdon & Schondube, 2011; Medellín et al., 2018). Debido a los altos costos metabólicos de sus actividades de forrajeo, los murciélagos nectarívoros suelen enfocarse en buscar recursos de néctar confiables y abundantes que les permitan desplazarse a lo largo del paisaje sin tener pérdidas energéticas (Horner et al., 1998; Fleming, 2022). Dado que esto

implica recorrer largas distancias cada noche para poder visitar varias fuentes de alimento, la limitada presencia de bebederos para colibríes en Morelia implicaría un alto costo para encontrar el alimento (Medellín et al., 2018; V. Helversen & Reyer, 1984).

Respecto al registro que obtuvimos de *Cynanthus latirostris* utilizando un bebedero cerca de la media noche, podemos decir que existe muy poca información acerca de la actividad nocturna de los colibríes. Una búsqueda de la literatura científica nos permitió encontrar solo tres artículos donde se reporta a colibríes llevando a cabo eventos de alimentación durante diferentes momentos de la noche (Sick y Teixeira 1981; Goertz et al., 1980; Bandivadekar et al., 2018). Estos tres registros sugieren que este comportamiento puede estar relacionado con la presencia de luz artificial nocturna (Gaston et al., 2017; Sanders et al., 2021) dentro de zonas urbanas. Lo anterior sugiere que la presencia de luz artificial durante la noche está generando cambios en los patrones de actividad de los colibríes.

Conclusiones

Los resultados muestran que los EVPrs son áreas que pueden albergar una importante diversidad de aves nectarívoras dentro de zonas urbanas. Para que estos espacios sean aptos como hábitat de forrajeo, es necesario que exista un equilibrio entre sus porcentajes de cobertura de elementos grises y elementos verdes. En el caso particular de la ciudad de Morelia, nuestras recomendaciones para mejorar el hábitat que ofrecen los EVPrs son:

- 1) Reducir el porcentaje de cobertura de suelo desnudo. Por un lado, los dos EVPrs con más cobertura de suelo desnudo (90%) tuvieron frecuencias de visitas por aves nectarívoras muy bajas (de cero a una visita al día). Por otro, los EVPrs que contaron con 0% de cobertura de suelo desnudo fueron los más visitados (hasta 84 visitas al día). Recomendamos que esta cobertura se limite al 10% del jardín, o reducirla lo más posible. Cuando los EVPrs superan el 10% de cobertura de suelo desnudo, las visitas por aves nectarívoras a los bebederos se limitan a 11 por día.
- 2) Equilibrar los elementos grises (banacas para sentarse, cubetas, tendederos para ropa, escaleras móviles). Los EVPrs que cuentan con una mayor cobertura de estos elementos también reciben más visitas de aves nectarívoras en los bebederos. El EVPrs con más visitas de aves nectarívoras (84 visitas/día) tuvo una cobertura de 45% de elementos grises, mientras que los sitios con menos visitas (una visita al día) tuvieron 5% de esta cobertura. Como hemos mencionado, los elementos grises brindan estructura de hábitat que permite el descanso, el refugio y la percepción de seguridad. En consecuencia, es posible enriquecer la estructura de hábitat de los EVPrs con elementos artificiales. Recomendamos que esta cobertura tenga un valor de entre 30-40%.
- 3) Incrementar la diversidad de especies de árboles en los EVPrs. Los EVPrs con una mayor densidad de morfoespecies contaron con más visitas de la especie *Ramosomyia violiceps*. El EVPr con más frecuencia de visita al día (23 visitas/día) tuvo un valor de 0.31/m² de densidad de morfoespecies de

árboles. El sitio con menos visitas por día tenía una muy baja densidad arbórea (0.04 árboles/m²) de morfoespecies. Sugerimos procurar seleccionar especies nativas que sean atractivas para diversos polinizadores, tanto colibríes como para otras aves y murciélagos.

Es crucial comprender que los EVPrs se caracterizan por ser manejados por las personas urbanitas que son sus dueñas o tienen derecho sobre ellos al rentar el inmueble. Esto implica que las decisiones sobre el manejo, las características y los elementos que componen estos espacios son controladas por individuos que tienen diferentes visiones, y no por agencias de gobierno a nivel municipal o estatal (Larson et al., 2010; Kendal & Williams, 2010, 2012). Debido a esto, se vuelve crucial informar a la población urbana sobre la importancia que el manejo de sus EVPrs tiene para mantener e incrementar la biodiversidad urbana (Van Heezik et al., 2012; Nassauer et al., 2009). Por lo tanto, es importante generar materiales de divulgación que brinden información tanto sobre las mejores especies de árboles y arbustos para tener en este tipo de espacios en la ciudad de Morelia, como sobre cuáles elementos grises ofrecen en la estructura de hábitat para animales nectarívoros en sitios urbanos.

Existen pocos trabajos de investigación dirigidos a identificar formas efectivas para motivar a los dueños de jardines a cambiar sus prácticas de jardinería de forma que éstas apoyen la conservación de la biodiversidad urbana, especialmente la presencia de especies nativas de fauna (Van Heezik et al., 2012; Beumer & Martens, 2015; Schneider et al., 2019). Estos trabajos han identificado la importancia de reconocer la forma más efectiva para comunicarse con las personas urbanitas y crear conciencia sobre los jardines como hábitats importantes dentro del ecosistema urbano para el manejo de poblaciones de especies nativas (Van Heezik et al., 2012). Un ejemplo de una iniciativa para atender esta necesidad es el proyecto GartenApp. Este proyecto cuenta con una plataforma de Sistemas de Información Geográfica que recopila y brinda

información a los manejadores de EVPrs en la ciudad de Brunswick, Alemania, sobre el papel que sus EVPrs tienen como parte de la infraestructura verde de la ciudad, y cómo participan en la conectividad con áreas verdes urbanas y los parches de vegetación presentes fuera de la ciudad para el mantenimiento tanto de biodiversidad, como de los servicios ecosistémicos a nivel regional (Schneider et al., 2019).

Queremos apuntar que el uso de bebederos para colibríes es un tema controversial entre la población civil (Arizmendi et al., 2007; Ávalos et al., 2012; Sonne et al., 2016). Esto se debe a los impactos negativos que estos pueden tener en los animales que los visitan, particularmente en los colibríes. Se ha documentado que algunas especies pueden volverse más “agresivas” al tener este recurso alimenticio y defenderlo de otras especies (Márquez-Luna & Arizmendi, 2023). Adicionalmente pueden reducir las visitas a flores y los servicios ecosistémicos de polinización, lo que genera efectos negativos en la reproducción de las plantas (Arizmendi et al., 2007; Ávalos et al., 2012). También es importante considerar que la comunidad microbiana que se encuentra presente dentro del néctar floral y los bebederos es distinta, lo que puede generar cambios en la microbiota gastrointestinal de las aves nectarívoras afectando su uso de diferentes recursos alimenticios y su condición corporal (Lee et al., 2019). Sin embargo, es importante considerar que, en presencia de flores, los bebederos suelen ser un recurso secundario para las aves nectarívoras pues estas prefieren utilizar fuentes naturales de alimento (Erastova et al., 2023; Inouye et al., 1991; Brockmeyer & Schaefer, 2012).

Los resultados indican que los bebederos pueden ser una importante fuente de alimento para aves en zonas altamente urbanizadas, o con muy poca estructura de hábitat. Por lo anterior consideramos que implementar bebederos en EVPrs es una buena práctica cuando los recursos florales son limitados. También consideramos que los bebederos pueden ser un recurso importante en

momentos del año cuando los recursos florales son limitados, durante la estación seca-caliente que ocurre en el occidente de México durante los meses de marzo-mayo (Erastova et al., 2023). Debido a que el manejo de los EVPrs depende de las costumbres de las personas urbanitas, es crucial resaltar que mantener un recurso como los bebederos requiere un compromiso de la población urbana con el mantenimiento de la biodiversidad, ya que el manejo adecuado de los bebederos es fundamental para mantener en óptimo estado esta fuente de alimento (Hess & Groskin, 2006).

Referencias

Agradables, BY y DJ Albano (2020). Hooded Oriole (*Icterus cucullatus*), versión 1.0. En *Birds of the World* (AF Poole y FB Gill, editores). Laboratorio de Ornitología de Cornell, Ithaca, Nueva York, EE. UU.

Alberti, M., Marzluff, J. M., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C., & Zumbrunnen, C. (2003). Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *Bioscience*, 53(12), 1169.

Alberti, M. (2010). Maintaining ecological integrity and sustaining ecosystem function in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(3), 178-184.

Albuquerque-Lima, S., Diniz, U. M., & Machado, I. C. S. (2022). A nectar oasis for urban Glossophaginae bats: Temporal resource dynamics of the chiropterophilous *Crescentia cujete* (Bignoniaceae). *Urban Forestry & Urban Greening*, 67, 127412.

Arenas Castillo, Sofia. (2004). "Distribucion y fenologia de la avifauna del Ajusco medio y del Pedregal de San Angel, Distrito Federal Mexico". (Tesis de Licenciatura). Universidad Nacional Autónoma de México, México. Recuperado de

Arizmendi, M. D. C., Constanza, M.-S., Lourdes, J., Ivonne, F.-M., & Edgar, L.-S. (2007). Effect of the presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near México City. *Biological Conservation*, 136(1), 155-158.

Arizmendi, M. C., and Ornelas, J. F. (1990) 'Hummingbirds and Their Floral Resources in a Tropical Dry Forest in Mexico', *Biotropica*, 22: 172-80.

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

Arslangündoğdu, Z., Hizal, E., Bergner, A., & Jansson, N. (2023). The importance of urban green spaces for resident and migrant birds – A case study from Tepeören cemetery in Istanbul-türkiye. *Kastamonu University Journal of Forestry Faculty*, 23(2), 131-143.

Audubon. (2023, 14 de noviembre). Colibrí barbinegro. *Guía de Aves*.

Avalos, G., Soto, A., & Alfaro, W. (2012). Effect of artificial feeders on pollen loads of the hummingbirds of Cerro de La Muerte, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 60(1).

Ávila García, P. (2014). Urbanización, poder local y conflictos ambientales en Morelia. En A. Vieyra & A. Larrazábal (Eds.), *Urbanización, sociedad y ambiente. Experiencias en ciudades medias* (p.29). Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA).

Ayala-Berdon, J., Galicia, R., Flores-Ortíz, C., Medellín, R. A., & Schondube, J. E. (2013). Digestive capacities allow the Mexican long-nosed bat (*Leptonycteris nivalis*) to live in cold environments. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 164(4), 622-628.

- Ayala-Berdon, J., Schondube, J. E., & Stoner, K. E. (2009). Seasonal intake responses in the nectar-feeding bat *Glossophaga soricina*. *Journal of Comparative Physiology. B, Biochemical, Systemic, and Environmental Physiology*, 179(5), 553–562.
- Ayala-Berdon, J. and Schondube, J. E. (2011). A physiological perspective on nectar-feeding adaptation in phyllostomid bats. *Physiol. Biochem. Zool.* 84, 458-466.
- Baldock, K. C. R. (2020). Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *ELSEVIER*, 38(2020), 63–71.
- 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. Biological Sciences*, 282(1803), 20142849.
- Baker, H. G., Baker, I., & Hodges, S. A. (1998). Sugar composition of nectars and fruits consumed by birds and bats in the tropics and subtropics¹. *Biotropica*, 30(4), 559–586.
- Bandera-Fernández, Evelyn, & Pérez-Pelea, Leneidy. (2018). Los modelos lineales generalizados mixtos. Su aplicación en el mejoramiento de plantas. *Cultivos Tropicales*, 39(1), 127-133.
- Bandivadekar RR, Pandit PS, Sollmann R, Thomas MJ, Logan SM, Brown JC, Klimley AP, Tell LA. 2018. Use of RFID technology to characterize feeder visitations and contact network of hummingbirds in urban habitats. *PLOS ONE*, 13(12), e0208057.
- Beumer, C., & Martens, P. (2015). Biodiversity in my (back)yard: towards a framework for citizen engagement in exploring biodiversity and ecosystem services in residential gardens. *Sustainability Science*, 10(1), 87–100.
- Beninde, J., Veith, M. & Hochkirch, A. (2015) Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18, 581–592.
- Biella, P., Tommasi, N., Guzzetti, L., Pioltelli, E., Labra, M., & Galimberti, A. (2022). City climate and landscape structure shape pollinators, nectar and transported pollen along a gradient of urbanization. *Journal of Applied Ecology*, 59(6), 1586-1595.
- BirdLife International. (2023). Species factsheet: Violet-crowned Woodnymph (*Eugenes fulgens*).
- Blair, R. B. (1996). Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506-519.
- Bókony V, Kulcsár A, Tóth Z, Liker A (2012) Personality Traits and Behavioral Syndromes in Differently Urbanized Populations of House Sparrows (*Passer domesticus*). *Plos One*. 7(5): e36639.
- Bolger, D. T., T. A. Scott, and J. T. Rotenberry. 1997. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal southern California. *Conservation Biology* 11:406.

- Bribiesca, R., Herrera-Alsina, L., Ruiz-Sánchez, E., Sánchez-González, L. A., & Schondube, J. E. (2019). Body mass as a supertrait linked to abundance and behavioral dominance in hummingbirds: A phylogenetic approach. *Ecology and Evolution*, 9(4), 1623-1637.
- Brook, I. (2003). Making Here Like There: Place Attachment, Displacement, and the Urge to Garden. *Ethics, Place & Environment*, 6(3), 227-234.
- Brockmeyer T, Schaefer HM (2012) Do nectar feeders in Andean nature reserves affect flower visitation by hummingbirds? *Basic Appl Ecol* 13:294–300
- Broto, V. C., Allen, A., & Rapoport, E. (2012). Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism. *Journal of Industrial Ecology*, 16(6), 851-861.
- Brown, J.H., Calder, W.A. & Kodric-Brown, A. (1978). Correlates and consequences of body size in nectar-feeding birds. *The American Zoologist*, 68: 687-700.
- Cameron, R. W. F., Blanuša, T., Taylor, J. E., Salisbury, A., Halstead, A. J., Henricot, B., & Thompson, K. (2012). The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(2), 129-137.
- Camps-Calvet, M., Langemeyer, J., Calvet-Mir, L., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Ecosystem services provided by urban gardens in Barcelona, Spain: Insights for policy and planning. *Environmental Science & Policy*, 62, 14-23.
- Carbó-Ramírez P, Zuria I. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landsc Urban Plan.* 100(3):213-222.
- Cauchard, L., & Borderie, T. (2016). House Sparrows (*Passer domesticus*) Use Cars to Shelter. *The Wilson Journal of Ornithology*, 128(2), 462-464.
- Čeplová, N., Kalusová, V., & Lososová, Z. (2017, March). Effects of settlement size, urban heat island and habitat type on urban plant biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 159, 15-22.
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46-69.
- Chamberlain, D.E. et al. (2004) Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. *Ecography* 27, 589-600
- Bellehumeur, C. and Legendre, P. (1998) Multiscale sources of variation in ecological variables: modeling spatial dispersion, elaborating sampling designs. *Landsc. Ecol.* 13, 15-25
- Chávez-Zichinelli, C. A., MacGregor-Fors, I., Rohana, P. T., Valdéz, R., Romano, M. C., & Schondube, J. E. (2010). Stress responses of the House Sparrow (*Passer domesticus*) to different urban land uses. *Landscape and Urban Planning*, 98(3-4), 183-189.
- Codoner, N.A., 1995. Mortality of Connecticut birds on roads and at buildings. *Connecticut Warbler* 15, 89-98.

Cohen, H., Philpott, S. M., Liere, H., Lin, B. B., & Jha, S. (2020, July 10). The relationship between pollinator community and pollination services is mediated by floral abundance in urban landscapes. *Urban Ecosystems*, 24(2), 275–290.

Coetzee, A., Barnard, P., & Pauw, A. (2018). Urban nectarivorous bird communities in Cape Town, South Africa, are structured by ecological generalization and resource distribution. *Journal Of Avian Bi*, 49(6).

Colléony, A., Prévot, A.-C., Saint Jalme, M., & Clayton, S. (2017). What kind of landscape management can counteract the extinction of experience? *Landscape and Urban Planning*, 159, 23–31.

Maguina Conde, Nora Rossana, "Nectar bats and their flowers across cloud forests of Ecuador and the effect of artificial nectar feeders" (2016). Theses. 39.

Coolen, H., & Meesters, J. (2012). Private and public green spaces: Meaningful but different settings. *Journal of Housing and the Built Environment*, 27(1), 49–67.

Coro-Arizmendi, M. La crisis de los polinizadores. CONABIO. *Biodiversitas* 85:1–5.

Cox, D.T.C., D.F. Shanahan, H.L. Hudson, R.A. Fuller, and K.J. Gaston. 2018. The impact of urbanization on nature dose and the implications for human health. *Landscape and Urban Planning* 179: 72–80.

Dale, S. Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. *Urban Ecosyst* 21, 1–14 (2018).

Davis, A., Major, R. E., & Taylor, C. E. (2015). The association between nectar availability and nectarivore density in urban and natural environments. *Urban Ecosystems*, 18(2), 503–515.

Derby Lewis A, Bouman MJ, Winter AM, Hasle EA, Stotz DF, Johnston MK, Klinger KR, Rosenthal A and Czarnecki CA (2019) Does Nature Need Cities? Pollinators Reveal a Role for Cities in Wildlife Conservation. *Front. Ecol. Evol.* 7:220. doi: 10.3389/fevo.2019.00220

Derkowska, Magdalena, Wylegała, Paulina, Kałużna-Czaplińska, Joanna, Gostyńska, Anna, & Starska, Katarzyna. (2017). Impact of street lighting changes on bats in a small village. *Polish Journal of Ecology*, 65(4), 492–499.

Donati, G. F. A., Bolliger, J., Psomas, A., Maurer, M., & Bach, P. M. (2022). Reconciling cities with nature: Identifying local Blue-Green Infrastructure interventions for regional biodiversity enhancement. *Journal of Environmental Management*, 316, 115254.

Dylewski, Ł., Maćkowiak, Ł., & Banaszak-Cibicka, W. (2019). Are all urban green spaces a favourable habitat for pollinator communities? Bees, butterflies and hoverflies in different urban green areas. *Ecological Entomology*, 44(5), 678–689.

Dwyer RG, Bearhop S, Campbell HA, Bryant DM. 2013. Shedding light on light: benefits of anthropogenic illumination to a nocturnally foraging shorebird. *The Journal of Animal Ecology*, 82(2), 478–485.

Escobar-Ibáñez, J. F., & MacGregor-Fors, I. (2015). On a Tightrope: Use of Open Sky Urban Telephone Wires by Azure-crowned Hummingbirds (*Amazilia cyanocephala*) for Nesting. *The Wilson Journal of Ornithology*, 127(2), 297-302.

Ellis EC, Antill EC, Kreft H (2012) All Is Not Loss: Plant Biodiversity in the Anthropocene. *PLoS ONE* 7(1): e30535.

Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S. N., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J. N., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D. J., Kronenberg, J., & de Groot, R. (2015). Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current opinion in environmental sustainability*, 14, 101-108.

Erastova, D. A., Cain, K. E., Galbraith, J. A., Van Heezik, Y., & Stanley, M. C. (2023). Season and sugar concentration affect bird behaviour at urban sugar-water feeders. *Emu - Austral Ornithology*, 123(1), 1-13.

Project FeederWatch. FeederWatch. <https://feederwatch.org/>

Feinsinger, P. (1976). Organization of a tropical guild of nectarivorous birds. *Ecological Monographs*, 46: 257-291.

Ferenc, M., Sedláček, O., & Fuchs, R. (2014). How to improve urban greenspace for woodland birds: Site and local-scale determinants of bird species richness. *Urban Ecosystems*, 17(2), 625-640.

Ferreira-García D, Saldaña RA, Schondube JE (2018) La estacionalidad climática no afecta la fenología de murciélagos cavernícolas con dieta omnívora. *Rev Mex Biodivers* 89:488-496

Filazzola, A., Shrestha, N., & MacIvor, J. S. (2019). The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 56(9), 2131-2143.

Fischer, L. K., & Kowarik, I. (2020). Connecting people to biodiversity in cities of tomorrow: Is urban foraging a powerful tool? *Ecological Indicators*, 112(106087), 106087.

Fischer, J.D.; Schneider, S.C.; Ahler, A.A.; Miller, J.R. Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conserv. Biol.* 2015, 29, 1246-1248

Fisk, L. H., & Steen, D. A. (1976). Additional Exploiters of Nectar. *The Condor*, 78(2), 269.

Fleming, T. H., Richardson, S., & Scobie, E. H. (2021). "Free" food: nectar bats at hummingbird feeders in southern Arizona. *Journal of Mammalogy*, 102(4), 1128-1137.

Fleming, T. H. (2023). Good to the Last Drop: Feeding Behavior of the Nectar Bat *Leptonycteris yerbabuenae* (Chiroptera, Phyllostomidae) at Hummingbird Feeders in Tucson, Arizona. *Acta Chiropterologica*, 24(2).

French, K., Major, R., & Hely, K. (2005). Use of native and exotic garden plants by suburban nectarivorous birds. *Biological Conservation*, 121(4), 545-559.

Galbraith, J. A., Jones, D. N., Beggs, J. R., Parry, K., & Stanley, M. C. (2017). Urban Bird Feeders Dominated by a Few Species and Individuals. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 81.

Garaffa, P. I., Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2009). Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning*, 90(1-2), 33-41.

García-Arroyo, M., MacGregor-Fors, I., Quesada, J., Borràs, A., Colomé-Menoyo, L., & Senar, J. C. (2023). House Sparrow (*Passer domesticus*) escape behavior is triggered faster in smaller settlements. *Scientific Reports*, 13(1), 1-7.

Gaston, K. J., Davies, T. W., Nedelec, S. L., & Holt, L. A. (2017). Impacts of artificial light at night on biological timings. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 49-68.

Geográficos. (2020, marzo 25). IMPLAN Morelia; Instituto Municipal de Planeación Morelia.

Ghahremaninejad, F., Hoseini, E., & Fereidounfar, S. (2021). Cities in drylands as artificial protected areas for plants. *Biodiversity and Conservation*, 30(1), 243-248.

Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(2), 90-98.

Goertz J, Morris A, Morris S. 1980. Ruby-throated Hummingbirds feed at night with the aid of artificial light. *Wilson Bulletin*. 92:398-399.

Gonçalves, S. F., Lourenço, A. C. D. P., Bueno Filho, J. S. D. S., & De Toledo, M. C. B. (2021). Characteristics of residential backyards that contribute to conservation and diversity of urban birds: A case study in a Southeastern Brazilian city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 61, 127095.

Gotelli, N. J., & Ellison, A. M. (2013). *A primer of ecological statistics* (2nd ed.). Oxford University Press.

Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379-391.

Greenberg, S., Godin, T., & Whittington, J. (2019). Design patterns for wildlife-related camera trap image analysis. *Ecology and Evolution*, 9(24), 13706-13730.

Haines-Young, R., & Potschin, M. (s. f.). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 Guidance on the Application of the Revised Structure*.

Hanson, H. I., Eckberg, E., Widenberg, M., & Alkan Olsson, J. (2021). Gardens' contribution to people and urban green space. *Urban Forestry & Urban Greening*,

Hess, L., & Groskin, R. (2006). Wild Bird Feeding: The Pros and the Cons. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 20(2), 124-127.

- Hodgson, P., K. French, and R. E. Major. 2007. Avian movement across abrupt ecological edges: differential responses to housing density in an urban matrix. *Landscape and Urban Planning* 79:266-272.
- Horner, M. A., Fleming, T. H., & Sahey, C. T. (1998). Foraging behaviour and energetics of a nectar-feeding bat, *Leptonycteris curasoae* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Journal of Zoology* (London, England: 1987), 244(4), 575-586.
- Hostetler, M. (1999). Scale, birds, and human decisions: a potential for integrative research in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 45(1), 15-19.
- Inouye, D. W., Calder, W. A., & Waser, N. M. (1991). The Effect of Floral Abundance on Feeder Censuses of Hummingbird Populations. *The Condor*, 93(2), 279-285.
- Juárez, R., Chacón-Madrigal, E., & Sandoval, L. (2020). Urbanization has opposite effects on the territory size of two passerine birds. *Avian Research*, 11.
- Kark S, Iwaniuk A, Schalimtzek A, Banker E. 2007. Living in the city: can anyone become an urban exploiter? *J Biogeogr.* 34(4):638-651.
- Kendal, D., Williams, K. J. H., & Williams, N. S. G. (2012). Plant traits link people's plant preferences to the composition of their gardens. *Landscape and Urban Planning*, 105(1-2), 34-42.
- Kendal, D., Williams, N.S.G. & Williams, K.J.H. (2010) Harnessing diversity in gardens through individual decision makers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25, 201-202.
- Koyama, A., Egawa, C., Taki, H., Yasuda, M., Kanzaki, N., Ide, T., Okabe, K., 2018. Nonnative plants are a seasonal pollen source for native honeybees in suburban ecosystems. *Urban Ecosyst.* 21, 1113-1122.
- Korányi, D., Gallé, R., Donkó, B., Chamberlain, D. E., & Batáry, P. (2021). Urbanization does not affect green space bird species richness in a mid-sized city. *Urban Ecosystems*, 24(4), 789-800.
- Ladley, J. J., Kelly, D., & Robertson, A. W. (1997). Explosive flowering, nectar production, breeding systems, and pollinators of New Zealand mistletoes (Loranthaceae). *New Zealand Journal of Botany*, 35(3), 345-360.
- Lara, C., Fera-Arroyo, T. P., Dale, J., Muñoz, J., Ornelas, J. F., Ortíz-Pulido, R., Rodríguez-Flores, C. I., Díaz-Valenzuela, R., Martínez-García, V., Díaz-Palacios, A., Partida, R., Enríquez, P. L., Rangel-Salazar, J. L., & Schondube, J. (2012). Potential effects of climate change in the distribution of hummingbirds: A study case with hummingbirds from the genus *Amazilia* and *Cyananthus*.
- Larson KL, Cook E, Strawhacker C, Hall SJ (2010) The influence of diverse values, ecological structure, and geographic context on residents' multifaceted landscaping decisions. *Hum Ecol* 38:747-761

Lepczyk, C. A., Aronson, M. F. J., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., & MacIvor, J. S. (2017). Biodiversity in the city: Fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *Bioscience*, 67(9), 799–807.

Lepczyk, C. A., & Warren, P. S. (Eds.). (2019). SPECIAL TOPIC A. Does Habitat Heterogeneity Affect Bird Community Structure in Urban Parks? *En Urban Bird Ecology and Conservation* (pp. 309–324). University of California Press.

Lee C, Tell LA, Hilfer T, Vannette RL. 2019. Microbial communities in hummingbird feeders are distinct from floral nectar and influenced by bird visitation. *Proc. R. Soc.* B286: 20182295.

Lin, B. B., Gaston, K. J., Fuller, R. A., Wu, D., Bush, R., & Shanahan, D. F. (2017). How green is your garden? Urban form and socio-demographic factors influence yard vegetation, visitation, and ecosystem service benefits. *Landscape and urban planning*, 157, 239–246.

Liu, K. Y., & Kremen, C. (2015). Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 12–20.

Llodra-Llabres, J., & Carinanos, P. (2022). Enhancing pollination ecosystem service in urban green areas: An opportunity for the conservation of pollinators. *ELSEVIER*.

López-Segoviano, G., Arenas-Navarro, M., Vega, E., & Arizmendi, M. D. C. (2018). Hummingbird migration and flowering synchrony in the temperate forests of northwestern Mexico. *PeerJ*, 6, e5131.

Loram, A., Thompson, K., Warren, P.H. & Gaston, K.J. (2008) Urban domestic gardens (XII): the richness and composition of the flora in five UK cities. *Journal of Vegetation Science*, 19, 321–330.

Lowenstein, D. M., & Minor, E. S. (2016). Diversity in flowering plants and their characteristics: Integrating humans as a driver of urban floral resources. *Urban Ecosystems*, 19(4), 1735–1748.

Luck, G. W., Davidson, P., Boxall, D., & Smallbone, L. (2011). Relations between urban bird and plant communities and human well-being and connection to nature: Urbanization and human well-being. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 25(4), 816–826.

MacGregor-Fors, I., Escobar, F., Rueda-Hernández, R., Avendaño-Reyes, S., Baena, M., Bandala, V., Chacón-Zapata, S., Guillén-Servent, A., González-García, F., Lorea-Hernández, F., Montes De Oca, E., Montoya, L., Pineda, E., Ramírez-Restrepo, L., Rivera-García, E., & Utrera-Barrillas, E. (2016). City “Green” Contributions: The Role of Urban Greenspaces as Reservoirs for Biodiversity. *Forests*, 7(12), 146.

MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., & Schondube, J. E. (2010). Migrating to the City: Responses of Neotropical Migrant Bird Communities to Urbanization. *The Condor*, 112(4), 711–717.

MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2011). Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 372–381.

MacGregor-Fors, I., Escobar-Ibáñez, J. F., Schondube, J. E., Zuria, I., Ortega-Álvarez, R., Sosa-López, J. R., Ruvalcaba-Ortega, I., Almazán-Núñez, R. C., Arellano-Delgado, M., Arriaga-Weiss, S. L., Calvo, A., Chapa-Vargas, L., Silvestre Lara, P. X., García-Chávez, J. H., Hinojosa, O., Koller-González, J. M., Lara, C., De Aquino, S. L., López-Santillán, D., ... Vega-Rivera, J. H. (2021). The urban contrast: A nationwide assessment of avian diversity in Mexican cities. *Science of The Total Environment*, 753, 141915.

Maglianesi, M. A., Böhning-Gaese, K., & Schleuning, M. (2015). Different foraging preferences of hummingbirds on artificial and natural flowers reveal mechanisms structuring plant–pollinator interactions. *Journal of Animal Ecology*, 84(3), 655–664.

Marín Gómez, O. H., Flores, C. R., and del Coro Arizmendi, M. (2022) ‘Assessing Ecological Interactions in Urban Areas Using Citizen Science Data: Insights from Hummingbird–Plant Meta–Networks in a Tropical Megacity’, *Urban Forestry & Urban Greening*, 74: 127658.

Márquez-Luna, U., & Arizmendi, M. D. C. (2023). Assessment of increase in the abundance of two hummingbird species in the last decade in Mexico City. *Journal of Urban Ecology*, 9(1), juad018.

Maruyama, P. K., Bonizário, C., Marcon, A. P., D’Angelo, G., da Silva, M. M., da Silva Neto, E. N., Oliveira, P. E., Sazima, I., Sazima, M., Vizenin-Bugoni, J., dos Anjos, L., Rui, A. M., & Marçal Júnior, O. (2019, February). Plant-hummingbird interaction networks in urban areas: Generalization and the importance of trees with specialized flowers as a nectar resource for pollinator conservation. *Biological Conservation*, 230, 187–194.

Maruyama, P., Silva, J., Gomes, I., Bosenbecker, C., Cruz-Neto, O., Oliveira, W., Cardoso, J., Stewart, A., & Lopes, A. (2021). *A global review of urban pollinators and implications for maintaining pollination services in tropical cities* [Preprint]. *Life Sciences*.

Marzluff, J. M., DeLap, J. H., Oleyar, M. D., Whittaker, K. A., & Gardner, B. (2016). Breeding dispersal by birds in a dynamic urban ecosystem. *PloS One*, 11(12), e0167829.

Marzluff, J. M. 1997. Effects of urbanization and recreation on songbirds. Pages 89–102 in *Songbird ecology in southwestern ponderosa pine forests: a literature review* (W. M. Block and D. M. Finch, Editors). USDA, Forest Service, General Technical Report RM-GTR-292. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado, USA.

Mccaffrey, R. E., & Wethington, S. M. (2008). How the presence of feeders affects the use of local floral resources by hummingbirds: a case study from southern Arizona. *The Condor*, 110(4), 786–791.

McDonald, R.I., Mansur, A.V., Ascensão, F. et al., Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. *Nat Sustain* 3, 16–24 (2020).

- McDonnell MJ, Pickett STA. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71:1232-7.
- McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A., Pouyat, R.V. (1993). The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. In: McDonnell. M.J., Pickett, S.T.A. (Eds.), *Humans as Components of Ecosystems*. Springer-Verlag, New York, pp. 175-189.
- McGrath, B. (2018). Intersecting disciplinary frameworks: The architecture and ecology of the city. *Ecosystem Health and Sustainability*, 4(6), 148-159.
- McGrath, B., & Pickett, S. T. A. (2011). The Metacity: A Conceptual Framework for Integrating Ecology and Urban Design. *Challenges*, 2(4), 55-72.
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. (2015). Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152-156.
- Medellin, R. A., Rivero, M., Ibarra, A., De La Torre, J. A., Gonzalez-Terrazas, T. P., Torres-Knoop, L., & Tschapka, M. (2018). Follow me: Foraging distances of *Leptonycteris yerbabuenae* (Chiroptera: Phyllostomidae) in Sonora determined by fluorescent powder. *Journal of Mammalogy*, 99(2), 306-311.
- Melles, S., Glenn, S. M., & Martin, K. (2003). Urban Bird Diversity and Landscape Complexity: Species-environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient. *Conservation Ecology*, 7(1), art5.
- Merow, C., Smith, M. J., Edwards, T. C., Guisan, A., McMahon, S. M., Normand, S., Thuiller, W., Wüest, R. O., Zimmermann, N. E., & Elith, J. (2014). What do we gain from simplicity versus complexity in species distribution models? *Ecography*, 37(12), 1267-1281.
- Mills, G. (2007). Cities as agents of global change. *International Journal of Climatology*, 27(14), 1849-1857.
- Mills, G. S., J. B. Dunning, and J. M. Bates. 1989. Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor* 91:416-428.
- Montgomery, M. R. (2008, February 8). The Urban Transformation of the Developing World. *Science*, 319(5864), 761-764.
- Moore, M., & Gould, P. (1991). X. Scale as a cartographic variable. *Progress in Human Geography*, 15(4), 475-492.
- Naturalista. Disponible en <https://mexico.inaturalist.org/places/37190>. Acceso [20, febrero, 2024].
- Nassauer, J. I., Z. Wang, and E. Dayrell. 2009. What will the neighbours think? Cultural norms and ecological design. *Landscape and Urban Planning* 92:282-292.
- Núñez, G. A. 2005. Los mamíferos silvestres de Michoacán: diversidad, biología e importancia. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de biología.

- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011, February 21). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321–326.
- Ornelas, F.J. (2002). Nectar oasis produced by *Agave marmorata* Roezl. (Agavaceae) lead to spatial and temporal segregation among nectarivores in the Tehuacán Valley, México. *Journal of Arid Environments*, 52(1), 37-51.
- Ossola, A., Locke, D., Lin, B., & Minor, E. (2019). Yards increase forest connectivity in urban landscapes. *Landscape Ecology*, 34(12), 2935–2948.
- Pacheco-Muñoz, R., Ceja-Madrugal, A., Pérez-Negrón, E., Ortiz-Asbun, A. K., & Schondube, J. E. (2022). Wintering Town: Individual Quality of Migratory Warblers Using Green Urban Areas in a Neotropical City. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 779507.
- Pacheco-Muñoz, R., Aguilar-Gómez, M. Á., & Schondube, J. E. (2022). Overwintering in a megacity: Urban green areas and migratory birds in Mexico City. *Urban Forestry & Urban Greening*, 73, 127614.
- Pebesma, E., (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10:1, 439-446.
- Plan Municipal de Desarrollo de Morelia 2021 - 2024. H. Ayuntamiento de Morelia, (2021). https://transpfiles.morelia.gob.mx/ArchivosTranspMorelia/IMPLAN/PMD_2021_2024_VersionIlustrada.pdf [accedida 06 febrero, 2024]
- Powers, D. R. (2018). Rivoli's Hummingbird: *Eugenes fulgens*.
- Powers, D. R., R. Partida-Lara, and P. L. Enríquez (2020). Rivoli's Hummingbird (*Eugenes fulgens*), version 1.0. In *Birds of the World* (S. M. Billerman, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Powers, D. R. and S. M. Wethington (2022). Broad-billed Hummingbird (*Cynanthus latirostris*), version 1.2. In *Birds of the World* (A. F. Poole, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Pauw, A., & Louw, K. (2012). Urbanization Drives a Reduction in Functional Diversity in a Guild of Nectar-feeding Birds. *Ecology and Society*, 17(2), art27.
- Padayachee, A. L., Irlich, U. M., Faulkner, K. T., Gaertner, M., Procheş, Ş., Wilson, J. R. U., & Rouget, M. (2017). How do invasive species travel to and through urban environments? *Biological Invasions*, 19(12), 3557-3570.
- Pal, M., Pop, P., Mahapatra, A., Bhagat, R., & Hore, U. (2019). Diversity and structure of bird assemblages along urban-rural gradient in Kolkata, India. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 84–96.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, D. L. Childers, M. J. McDonnell, and W. Zhou. (2016). Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of, and for the city. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(7), e01229. doi:10.1002/ehs2.1229

- 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., & Vanbergen, A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature*, 540(7632), 220-229.
- Rodríguez-Flores, C. I., & Arizmendi Arriaga, M. C. (2016). The dynamics of hummingbird dominance and foraging strategies during the winter season in a highland community in Western Mexico. *Journal of Zoology*, 299(4), 262-274.
- Rodríguez-Ramírez, M. (2020). Efecto de diferentes niveles de impacto humano sobre la comunidad de murciélagos en la ciudad de Morelia. [Tesis de maestría, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo].
- Ruszczuk, A., & Hernandez, M. (2012). La infraestructura verde como elemento del planeamiento urbano sostenible: un caso de estudio en Morelia, México. *Investigaciones Geográficas*, (79), 54-71.
- Russo, A., & Cirella, G. T. (2018). Modern compact cities: How much greenery do we need? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10), 2180.
- RStudio Team (2022). RStudio: Integrated Development Environment for R. RStudio, PBC, Boston, MA.
- Sacchi, R., Gentili, A., Razzetti, E., & Barbieri, F. (2002). Effects of building features on density and flock distribution of feral pigeons *Columba livia* var. *domestica* in an urban environment. *Canadian Journal of Zoology*, 80(1), 48-54.
- Samia, D.S.M., Blumstein, D.T., Diaz, M., Grim, T., Ibáñez-Álamo, J.D., Jokimäki, J., Tätte, K., Marko, G., Tryjanowski, P., Møller, A.P., 2017. Rural-urban differences in escape behavior of European birds across a latitudinal gradient. *Front. Ecol. Evol.* 5, 66.
- Sanders, D., Frago, E., Kehoe, R. et al. A meta-analysis of biological impacts of artificial light at night. *Nat Ecol Evol* 5, 74-81 (2021).
- Sato, I., & Conner, T. S. (2013). The Quality of Time in Nature: How Fascination Explains and Enhances the Relationship Between Nature Experiences and Daily Affect. *Ecopsychology*, 5(3), 197-204.
- Schewenius, M., McPhearson, T., & Elmqvist, T. (2014, April 17). Opportunities for Increasing Resilience and Sustainability of Urban Social-Ecological Systems: Insights from the URBES and the Cities and Biodiversity Outlook Projects. *AMBIO*, 43(4), 434-444.
- Schneider, A.-K., Strohbach, M. W., App, M., & Schröder, B. (2019). The 'GartenApp': Assessing and Communicating the Ecological Potential of Private Gardens. *Sustainability*, 12(1), 95.
- Schondube, J.E., Contreras- Martínez, S., Ruan-Tejeda, I., Calder, W.A., Santanta, E. (2004). Migratory Patterns of the Rufous Hummingbird in Western Mexico. En Nabhan, G. P., Brusca, R. C., & Holter, L. (Eds.). (2004), *Conserving Migratory Pollinators and Nectar Corridors in Western North America*. (pp. 81-94). University of Arizona Press.

Schondube, J. E. (2012). Differences in nectar use potential in use potential in a guild of birds: a gut's view. *Ornitologia Neotropical*, 23: 97-113, 2012.

Sick H, Teixeira HS. 1981. Nocturnal Activities of Brazilian Hummingbirds and Flycatchers at Artificial Illumination. *Wilson Bulletin*. 191-192.

Silva, J. L. S., Gomes, I. N., Bosenbecker, C., Cruz-Neto, O., Oliveira, W., Cardoso, J. C. F., Stewart, A. B., & Lopes, A. V. (2021). A global review of urban pollinators and implications for maintaining pollination services in tropical cities. *SpringerLink*.

Silva, S. J. L., Tomas Pontes de Oliveira, M., Cruz-Neto, O., Tabarelli, M., & Lopez, A. V. (2020). Plant-pollinator interactions in urban ecosystems worldwide: A comprehensive review including research funding and policy actions. *Springer*, 2020, 17.

Silva, P.A., 2018. Bird-flower interactions in an urban area: ceiba pubiflora provides nectar and promotes biodiversity in the city. *Urban For. Urban Green*. 36, 42-49.

Soga, M., Gaston, K. J., Yamaura, Y., Kurisu, K., Hanaki, K., & Fuller, R. A. (2016). Reducing the extinction of experience: Association between urban form and recreational use of public greenspace. *Landscape and Urban Planning*, 148, 42-50.

Sonne, J., Kyvsgaard, P., Maruyama, P. K., Vizentin-Bugoni, J., Ollerton, J., Sazima, M., Rahbek, C., & Dalsgaard, B. (2016). Spatial effects of artificial feeders on hummingbird abundance, floral visitation and pollen deposition. *Journal of Ornithology*, 157(2).

Stiles, F.G. & Skutch, A.F. (1989). *A guide to the Birds of Costa Rica*. Ithaca, NY: Cornell University Press. 511 pp.

Stiles, F.G., 1978. Ecological and evolutionary implications of bird pollination. *Integr. Comp. Biol.* 18, 715-727.

Threlfall, C. G., Mata, L., Mackie, J. A., Hahs, A. K., Stork, N. E., Williams, N. S. G., & Livesley, S. J. (2017). Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), 1874-1883.

Timelapse (Versión 2.2.5.1)

<https://saul.cpsc.ucalgary.ca/timelapse/pmwiki.php?n=Main.HomePage>. Greenberg Consulting, Inc.

Topographic Map. (2023). Morelia. [Mapa online].

True, D., 1993. *Hummingbirds of North America: attracting, feeding and photographing*. University of New Mexico, Albuquerque.

Trzcinski, M. K., F. Lenore, and G. Merriam. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9:586-593.

Van Heezik, Y. M., Dickinson, K. J. M., & Freeman, C. (2012). Closing the Gap: Communicating to Change Gardening Practices in Support of Native Biodiversity in Urban Private Gardens. *Ecology and Society*, 17(1), art34.

Vargas-Hernández, J. G., Pallagst, K., & Zdunek-Wielgolaska, J. (2017). Espacios verdes urbanos como componente de un ecosistema. Funciones, servicios, usuarios, participación de la comunidad, iniciativas y acciones. *Revista de Urbanismo*, 37, 1.

Vasquez, A., Olave, P., & Olave, M. (2021). Cultural Urban Ecosystem Services. *Cities and Nature*, 245–264.

Vidal Hernández, Wendy Johana. (2018). "Uso diferencial de flores y bebederos artificiales en colibríes : un estudio de caso en bosques templados de México". (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México, México. Recuperado de

Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P. E., & DAISIE partners. (2010). How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), 135-144.

V. Helversen, O., & Reyer, H.-U. (1984). Nectar intake and energy expenditure in a flower visiting bat. *Oecologia*, 63(2), 178-184.

Walter, M. H., Verdong, A., Olmos, V., Weiss, C. C., Vial, L.-R., Putra, A., Müller, J., Tschapka, M., & Schnitzler, H.-U. (2020). Discrimination of small sugar concentration differences helps the nectar-feeding bat *Leptonycteris yerbabuenae* cover energetic demands. *The Journal of Experimental Biology*.

Weller, A.A. and G. M. Kirwan (2021). Berylline Hummingbird (*Saucerottia beryllina*), version 1.1. In *Birds of the World* (J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie, and E. de Juana, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.

Wethington, S.M., Russell, S.M., 2003. The seasonal distribution and abundance of oak land and riparian communities in southwestern Arizona. *Condor* 105, 484–495.

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

White, M. P., Alcock, I., Wheeler, B. W., & Depledge, M. H. (2013). Would You Be Happier Living in a Greener Urban Area? A Fixed-Effects Analysis of Panel Data. *Psychological Science*, 24(6), 920-928.

Wolf, L.L., Stiles, F.G. & Hainsworth, F.R. (1976). Ecological organization of a tropical, highland hummingbird community. *Journal of Animal Ecology*, 45: 349–379.

Wolman, A., 1965. The metabolism of cities. *Scientific American* 213, 179-190.

[Normales climatológicas de 1990 a 2020 del estado de Michoacán]. (s.f.) Sistema Meteorológico Nacional.
https://smn.conagua.gob.mx/tools/RECURSOS/Normales_Climatologicas/Normales9120/mich/nor9120_16081.TXT

Zhang, Y. (2013). Urban metabolism: A review of research methodologies. *Environmental Pollution*, 178, 463-473.

Anexos

Anexo 1. Convenio de participación, privacidad y responsabilidad de los voluntarios que fueron parte del proyecto.



Universidad Nacional Autónoma de México - UNAM Campus Morelia
a de Octubre del 2021

Proyecto de biodiversidad y percepción de los jardines y patios privados de Morelia Convenio de Privacidad y Responsabilidades de las Partes

Resumen del proyecto

¡Gracias por tu interés en participar en nuestro proyecto de **biodiversidad y percepción de los jardines y patios privados de Morelia!** El objetivo del Proyecto es conocer a los polinizadores que viven en nuestra ciudad, y qué papel tienen los jardines y patios privados para mantener y recibir visitas de fauna silvestre. Para ello, estamos colaborando con voluntarios en Morelia que están dispuestos a instalar bebederos (o ya tienen uno instalado) en sus patios y jardines, y permitirnos monitorear la fauna que los visita a través de cámaras de monitoreo y sus observaciones.

Para que este proyecto funcione es importante que los participantes conozcan qué tipo de información vamos a coleccionar, cómo será el trabajo que haremos en conjunto, y que todos los voluntarios estén de acuerdo con los lineamientos del Proyecto. Este documento explica cuál será tu participación y la forma en que estaremos interactuando. Es muy importante que conozcas tus derechos al participar en el proyecto, y los compromisos que estableceremos.

Por favor, lee este documento cuidadosamente. Si estás de acuerdo con su contenido, necesitaremos que lo firmes en vivo el día que nos veamos para entregarte tu bebedero para colibríes. En esa reunión te daremos breves instrucciones adicionales sobre tu participación, y el uso, y cuidado del bebedero.

¿Qué vamos a hacer?

Para conocer a los polinizadores de Morelia necesitamos llevar a cabo tres actividades complementarias.

- Instalar los bebederos y monitorear qué aves y murciélagos los visitan. En esta parte del proyecto tú nos ayudarás con la instalación del bebedero en tu patio o jardín. Posteriormente nosotros instalaremos una cámara frente al bebedero para fotografiar a todos sus visitantes. La cámara la instalaremos por lo menos 10 días después de que tú hayas puesto tu bebedero. Dejaremos la cámara en tu casa por un periodo de 10 días. Durante este tiempo la cámara tomará fotos del bebedero cada vez que alguien lo visite durante las 24 hrs del día.
- Caracterizar tu patio o jardín para conocer la diversidad de plantas que hay en él. Esto nos permitirá saber si tus plantas atraen polinizadores. Para ello, necesitamos hacer un inventario rápido de tu jardín.
- Te realizaremos algunas entrevistas sobre cómo atiendes y cuidas tu patio o jardín en tres ocasiones: El día que te entregamos el bebedero, el día que instalamos la cámara y unas semanas después de quitar las cámaras.

Al ser voluntario del proyecto tengo derecho a:

- Decidir salirme del proyecto en cualquier momento. Esto a través de una llamada o mensaje a los responsables del proyecto. Si quieres salirte del proyecto cuando la cámara esté colocada en tu casa, haremos una última visita a tu domicilio para quitarla.
- Acceso a todas las fotos que tomó la cámara en mi jardín/espacio abierto cuando lo solicite. Si quieres las fotografías, solo tienes que solicitarlas.
- Quedarme con el bebedero del Proyecto. El bebedero te lo puedes quedar aún cuando te salgas del proyecto, sin embargo si decides dejar de participar, te agradeceremos mucho si puedes regresárnoslo para poder reclutar un nuevo voluntario.

Al ser voluntario del proyecto accedo y me comprometo a:

- Poner y mantener el bebedero de néctar en mi casa. Te daremos instrucciones precisas de cómo se debe mantener y cuidar el bebedero.
- Permitir el acceso de los responsables del proyecto para montar una cámara, y luego para retirarla.
- No manipular ni mover la cámara trampa del lugar en donde sea acomodada por el equipo a cargo del proyecto. En caso de ocurrir algo extraño con la cámara o desear su remoción, debes ponerte en contacto con nosotros para que podamos apoyarte.
- Participar activamente en el monitoreo del bebedero por medio de registrar quien lo visita. Esto lo podrás hacer utilizando la hoja de registros y la guía digital de los polinizadores de Morelia que te proporcionaremos.
- Permitir que se realice una caracterización de mi patio o jardín donde estará colocado el bebedero.
- Responder algunas preguntas a las personas del proyecto cuando reciba el bebedero, cuando monten la cámara, y después de que la retiren.
- Permitir que los datos recopilados sean utilizados en publicaciones científicas, en trabajos de tesis y en otros canales de divulgación científica. Te precisamos que su uso siempre será anónimo, y nos comprometemos a no compartir ninguna información sobre tí con terceros.

El equipo a cargo del proyecto se compromete a:

- Contactarte con anticipación y acordar contigo la fecha en que haremos una visita a tu casa para colocar la cámara, retirarla o platicar contigo sobre el proyecto.
- Guardar la confidencialidad de la información personal que nos proporcionas (Incluyendo datos de contacto y dirección). Así como asegurar la anonimidad de la información que se obtenga de este proyecto.
- Informarte qué especies aparezcan en en las fotografías capturadas por la cámara en tu domicilio.
- En caso de que tomemos alguna fotografía de polinizadores visitando plantas de tu jardín o patio o en tu bebedero, te pediremos tu autorización para utilizarlas. Recuerda que tú puedes decir que no.

¿Qué haremos con la información que se recopile de este proyecto?

Siendo un proyecto de investigación de académicos universitarios, la información generada por medio de la participación de todos los voluntarios será analizada y se publicarán los resultados en trabajos de tesis y de divulgación científica.

Firmas de conformidad

Nombre completo y Firma del Voluntario/a

Natalia Medrano Minet
Corresponsable operativa
No. Tel: 443 682 6130

También nos puedes contactar a través del correo electrónico del proyecto:

nectarivorosurbanos@gmail.com

O a través de la cuenta de Instagram del Laboratorio de Ecología Funcional:

[@eco_funcional_lab](https://www.instagram.com/eco_funcional_lab)

Anexo 2. Folleto de indicaciones para preparar el néctar adecuadamente.

¿Cómo preparar el néctar para el bebedero?

1. Utiliza azúcar de mesa o estándar no refinada.
2. La medida es 1 parte de azúcar por 4 partes de agua (1 taza de azúcar en 4 tazas de agua).
3. Revuelve hasta disolver por completo, te recomendamos utilizar agua recién hervida, ya que esto ayudará a que se fermente más lento.
4. Llena el bebedero.
5. Guarda el resto de néctar en el refrigerador para rellenar el bebedero después. Procura fijarte que no esté fermentado cuando lo sirvas de nuevo.

¿Cómo limpiar el bebedero?

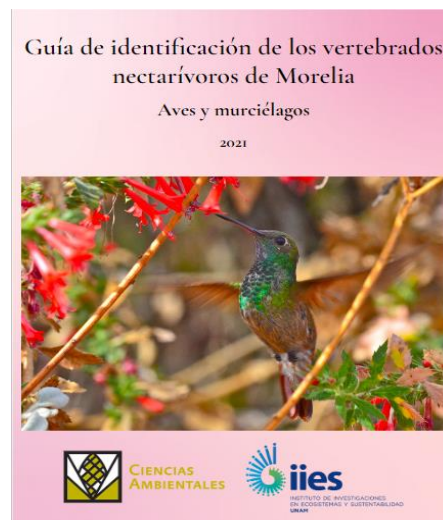
1. Lávalo con agua caliente y jabón, frota con un cepillo o esponja.
2. Puedes usar vinagre blanco para eliminar hongos y residuos de jabón.
3. Enjuaga bien con agua limpia.

Recomendaciones:

- Cambia el néctar máximo cada 4 días.
- Para evitar hormigas puedes agregar vaselina en donde cuelgues el bebedero.
- Para evitar las abejas puedes colocar aceite de menta en la base del bebedero.



Anexo 3. Portada de la Guía de identificación de los vertebrados nectarívoros de Morelia.



Anexo 4. Frecuencias de visita a los bebederos de cada EVPr por día de cada especie reportada en el estudio. Las abreviaturas corresponden a las especies reportadas en el estudio donde: Cyn: *Cynanthus latirostris*; Sauc: *Saucerottia beryllina*; Ramo: *Ramosomyia violiceps*; Oreo: *Oreothlypis celata*; Arch: *Archilochus alexandri*; Eug: *Eugenes Fulgens*; Ict. cucu: *Icterus cucullatus*; Ict. bull: *Icterus bullockii*; Ict. wag: *Icterus wagleri*; Pass: *Passer domesticus*.

Frecuencia de visitas por día										
EVPr	Cyn	Sauc	Ramo	Oreo	Arch	Eug	Ict. cucu	Ict. bull	Ict. wag	Pass
V1	1.7462 2056	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V10	0.4524 7921	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V11	29.337 5129	0	0	0	0	0	0.09313 496	0	0	0.2794 0489
V12	60.43 05704	0	23.667 081	0	0	0	0	0	0	0
V13	9.7143 3331	0	9.6243 8578	0	0	0	0	0	0	0
V15	7.8143 9245	0	1.3590 2477	0	0	0	0	0	0	0
V16	45.138 2811	0	5.9962 2922	0	6.32 9353 07	0	0	0	0	0
V17	8.2827 4605	0	0	0	0	0	0	0	0	0

V19	2.9226 1896	0.07 6911 03	0	2.153 5087 1	0	0	0	0	0	0
V2	20.437 9729	0	0.8886 0752	0	0	0	0	0	0	0
V24	10.435 9909	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V26	7.0925 4062	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V27	6.1422 4338	0	0.600 87164	0	0	0	0	0	0	0
V29	5.4371 9536	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V30	0.2638 6326	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V31	25.061 6927	3.89 8485 53	5.9405 4939	0	0	0	0	0	0	0
V32	2.7979 5162	0	3.3575 4195	0.06 21767	0	0	0.18653 011	0	0	0
V35	1.0893 8505	0	0	0	0	0	0	0	0	0

V4	3.6935 751	10.42 8917 9	0	0	0	0	0	0.2172 6912	0	0
V40	33.419 5677	0	6.6672 4542	0	0	0	0	0	0	0
V41	2.0475 7913	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V45	16.947 2616	28.24 5436	0.0715 0743	0	0	0.5 005 520 3	0.07150 743	0	0	0
V46	23.888 4172	0	1.0165 2839	0.847 1069 9	0	0	0	0	0	0
V50	1.8228 1341	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V6	13.703 5366	7.982 6426 8	1.5965 2854	0	0	0	0.13304 405	0	0	0

V60	8.4194 3733	2.481 51837	7.0014 2683	0	0	0	0	0	0.177251 31	0
V9	5.6390 2363	6.1411 2848	0.6179 7519	0.193 11725	0	0	0	0	0	0
V8	1.29717 242	0	0	0.457 8255 6	0	0	0	0	0	0
V7	23.845 039	7.067 8408 9	11.4941 655	0	0	0	0	0	0	0
VCB1	1.1445 639	0.83 9346 86	0	0	0	0	0	0	0	0
VCB 2	0	3.793 18193	0	0	0	0	0	0	0	0
VCB 8	2.7601 6476	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VCB 9	5.0652 1184	0	3.0788 5426	0	0	0	0	0	0	0
V21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

VCB 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
V22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Anexo 5. Entrega de bebederos a las y los voluntarios que participaron en el estudio.



Anexo 6. Entrega de bebederos en la colonia Cosmos a las y los voluntarios que participaron en el estudio.



Anexo 7. Principales porcentajes de coberturas a escala local (EVPr) del estudio.

Principales coberturas de los EVPrs (%)								
EVPr	Superficie impermeable	Suelo desnudo	Hierbas y pasto	Arbustos	Elementos grises	Flores	Árboles con DAP > 8 cm	Árboles con DAP < 8 cm
V12	100	0	0	0	45	8	0	3
V13	100	0	0	0	10	0.01	0	0
V17	100	0	0	0	20	15	5	1
V19	100	0	0	0	0	10	0	0
V24	100	0	0	0	10	5	0	10
V31	100	0	0	0	30	5	2	0
V46	100	0	0	0	0	1	0	0
V7	100	0	2	0	35	1	60	0
V10	95	0	0	0	5	20	25	5
V4	90	5	10	40	5	4	45	1
V60	90	8	10	20	28	12	0	3
V1	80	0	3	0	5	0.1	60	0
V50	80	10	10	15	30	4	5	3
V16	75	15	0.01	10	5	25.01	10	5
V26	70	5	10	8	5	3	8	0
V29	70	30	25	15	5	9	15	0
V43	70	3	30	2	2	1	0	0

V44	65	5	35	8	2	3.01	5	2
V2	60	5	30	35	10	15.01	0	7
VCB2	60	1	40	60	35	53	65	2
V40	55	15	40	8	15	5	5	0
V9	55	42	8	1	5	15.01	90	5
V41	50	22	33	5	10	0.01	4	0
V15	45	2	55	40	5	30.1	20	5
V30	45	60	0	28	16	0	40	15
VCB8	40	6	10	40	1	2	5	2
V45	30	3	70	0	15	3	5	0
V22	25	3	75	0	4	9	40	10
VCB6	25	90	2	40	60	60	0.01	65
V6	20	20	60	0	25	2	25	2
V8	20	90	3	6	15	50	75	3
V11	15	30	15	5	40	1	10	0
V27	10	20	70	10	0	2	0	5
V35	10	21	85	25	20	32	15	0
V32	5	68	8	15	0	25	50	0
VCB1	5	0	0	1	0	1	85	5
V21	0	0	0	0	0	0	80	3

VCB9	0	14	85	20	0	2	5	0
------	---	----	----	----	---	---	---	---

Anexo 8. Coberturas de los buffers o áreas de influencia de cada EVPr.

Coberturas de buffers				
EVPr	Arbusto y árboles	Suelo gris (concreto, rocas y suelo desnudo)	Construcciones	Pasto
V1	0.143794542	0.236610971	0.619594487	0
V10	0.055418477	0.224035534	0.704817731	0.015728258
V11	0.042015151	0.187479921	0.770504928	0
V12	0.141250908	0.22427214	0.615134664	0.019342287
V13	0.024933188	0.324111895	0.535055682	0.115899235
V15	0.195828229	0.286210593	0.517961178	0
V16	0.018130687	0.164507447	0.808308364	0.009053502
V17	0.007922525	0.254443623	0.737633852	0
V19	0.038533351	0.318137772	0.560469325	0.082859552
V2	0.091206946	0.245948067	0.318776365	0.344068622
V24	0.100780202	0.20852325	0.35372311	0.325178904
V26	0.22505336	0.226725982	0.548220658	0

V27	0.164468763	0.472775716	0.093492868	0.269262653
V29	0.162855667	0.320325651	0.509775443	0.007043239
V30	0.038018934	0.289060674	0.660830386	0.012090007
V31	0.18671246	0.28946805	0.474914716	0.048904774
V32	0.042733245	0.323218906	0.570158408	0.063889441
V35	0.119027127	0.224889117	0.519631703	0.136452053
V4	0.566767839	0.383018131	0.036864329	0.013349701
V40	0.09948777	0.323706825	0.513069426	0.063735979
V41	0.054414352	0.447894677	0.196439106	0.301251864
V43	0.119539687	0.392669296	0.469173027	0.01861799
V44	0.10245087	0.267230559	0.630318571	0
V45	0.050595467	0.102098298	0.241317219	0.605989016
V46	0.008174804	0.248201933	0.388728756	0.354894507
V50	0.3583676	0.172502304	0.326408189	0.142721907
V6	0.1991792	0.18137733	0.573211319	0.038884999
V60	0.200981366	0.253593829	0.446179892	0.099244914
V9	0.093881536	0.282006238	0.300303412	0.323808813

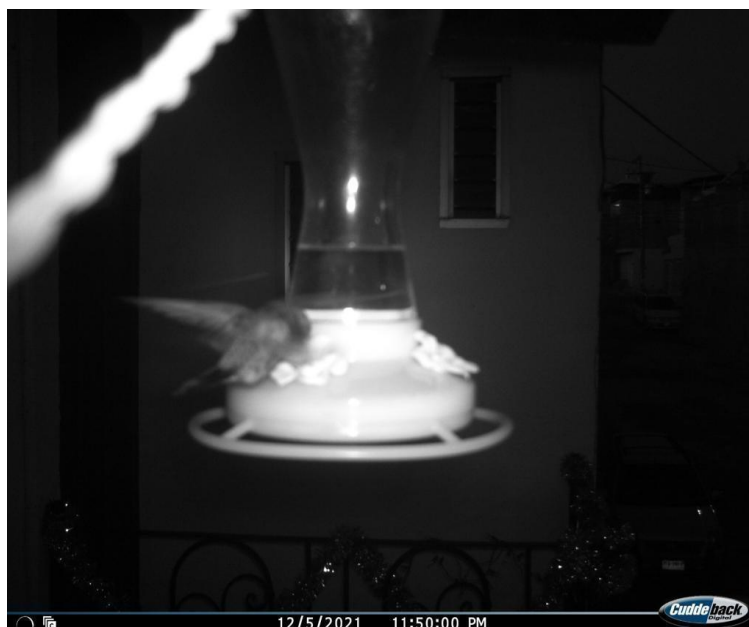
V8	0.298368519	0.234015401	0.434654908	0.032961172
V7	0.045074594	0.327256731	0.581934807	0.045733868
VCB1	0.337655413	0.205700814	0.411389521	0.045254252
VCB2	0.250058824	0.066681575	0.12979248	0.553467121
VCB8	0.00232961	0.14906207	0.848608321	0
VCB9	0.069273426	0.380728376	0.237845009	0.312153189
V21	0.283746208	0.077459283	0.094193396	0.544601113
VCB6	0.040323302	0.479096713	0.455602172	0.024977813
V22	0.469492853	0.179687674	0.213480648	0.137338824

Anexo 9. Distancias al AVU más cercana y al borde de la ciudad más cercano en metros.

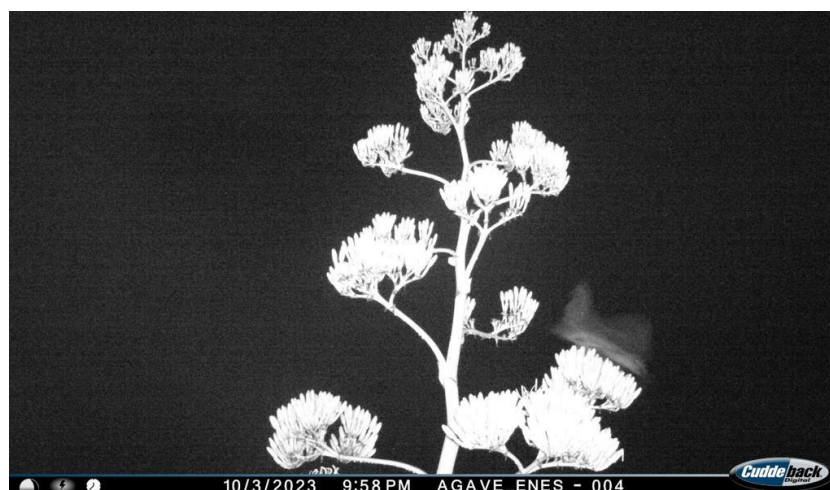
Folder	Distancia al AVU (m)	Distancia al borde de ciudad (m)
V1	50.13069882	1388.998885
V10	725.5334391	3255.480266
V11	91.19776915	1192.362283
V12	38.25803759	1162.335677
V13	24.40216002	1475.748631
V15	48.22522448	1972.429685
V16	259.2360005	2044.758774
V17	2503.711172	1807.453378
V19	96.17884051	2651.400063
V2	155.028891	229.4453272
V21	6.459404665	243.6054696
V22	9.481077379	280.0626131
V24	86.93097351	1757.124282
V26	54.74497013	1492.857159
V27	81.59996585	194.2949707
V29	16.82242645	1746.451374
V30	127.2141404	3365.083004
V31	19.68234652	662.5282654

V32	80.36560886	2264.970979
V35	34.1334711	803.9300848
V4	28.43391046	726.4419996
V40	88.07745841	1715.104372
V41	35.26059388	1098.808567
V43	428.0327416	496.3214027
V44	167.3637329	1475.507141
V45	185.6450146	314.1039989
V46	28.54223233	2102.201163
V50	18.66265579	568.7119947
V6	21.0939214	1674.834479
V60	27.15817929	2803.786887
V7	123.46833	1454.395354
V8	23.34055358	1245.49368
V9	40.83624304	1046.842526
VCB1	24.40949478	1920.002829
VCB2	7.428115192	576.2888323
VCB6	139.2179232	1608.431065
VCB8	538.5930011	3612.721013
VCB9	78.45217012	217.5795105

Anexo 10. Registro de *Cyananthus latirostris* utilizando el bebedero del EVPr V9 a las 23:50 hrs.



Anexo 11. Registro de murciélago nectarívoro utilizando flores de *Agave cupreata* en el campus de la ENES Morelia, UNAM.



Anexo 12. Conjunto de los cinco mejores modelos que exploran la asociación entre la frecuencia diaria de visitas a los bebederos por aves nectarívoras y las variables explicativas locales. Las variables explicativas más importantes fueron el porcentaje de cobertura de arbustos, elementos grises, flores, suelo desnudo y superficie impermeable.

Modelo	Intercepto	Cobertura de arbustos (%)	Cobertura de elementos grises (%)	Cobertura de flores (%)	Cobertura de suelo desnudo (%)	Cobertura de superficie impermeable (%)	logLik	AICc	delta	weight
1	13.5	0.3358	0.6285		-0.2246		-158.091	328.1	0	0.099
2	10.76		0.5752		-0.2614		-159.99	329.2	1.13	0.056
3	11.78	-0.3922	0.5473				-160.033	329.3	1.22	0.054
4	10.65		0.6308	-0.4142			-160.122	329.5	1.4	0.049
5	5.057	-0.3383	0.5067			0.1166	-158.924	329.7	1.67	0.043

Anexo 13. Conjunto de los tres modelos que mejor evalúan la asociación entre la frecuencia de visita diaria al bebedero de las especies de aves nectarívoras y la cobertura de construcciones, la distancia al borde del AVU más cercana, y la distancia al borde de la ciudad más cercano.

Modelo	Intercepto	Cobertura de construcciones (%)	Distancia al borde de la AVU más cercana	Distancia al borde de ciudad más cercano	logLik	AICc	delta	weight
19	5.914	0.4572		-0.008611	-162.358	333.9	0	0.125
1	14.52				-165.157	334.7	0.73	0.087
27	4.385	53.28	-0.009009	-0.8887	-161.597	335.1	1.14	0.071

Anexo 14. Conjunto de los cinco modelos que mejor evalúan la asociación entre la frecuencia diaria de visita a los bebederos por el colibrí *Cyananthus latirostris* y las variables explicativas a nivel local (porcentajes de cobertura de arbustos, elementos grises, suelo desnudo, y superficie impermeable).

Modelo	Intercepto	Cobertura de arbustos (%)	Cobertura de elementos grises(%)	Cobertura de suelo desnudo (%)	Cobertura de superficie impermeable (%)	logLik	AICc	delta	weight
29	9.602	-0.2428	0.4283	-0.1475		-	305.6	0	0.12
13	8.472	-0.2798	0.375			-	305.9	0.4	0.098
45	3.605	-0.2408	0.3455		0.08442	-	306.5	0.92	0.076
25	7.623		0.3897	-0.1741		-	306.5	0.94	0.075
41	0.1978		0.2908		0.1065	-	307.2	1.66	0.052

Anexo 15. Conjunto de los cinco modelos que mejor evalúan la asociación entre la frecuencia diaria de visita a los bebederos por el colibrí *Cyananthus latirostris* y las variables explicativas a escala del contexto urbano que rodea los EVPrs. Las variables explicativas que mejor explicaron las visitas de las aves a los bebederos fueron el porcentaje de cobertura de construcciones (efecto positivo), y la distancia al borde de la ciudad más cercano (efecto negativo).

Modelo	Intercepto	Cobertura de arbustos y árboles del buffer (%)	Cobertura de construcciones del buffer (%)	Suelo gris (concreto, rocas y suelo desnudo) buffer	Distancia al borde del AVU más cercana	Distancia al borde de ciudad más cercano	logLik	AICc	delta	weight
19	1.364		40.42			-0.006747	-148.854	306.9	0	0.205
27	0.2549		45.9		-0.006535	-0.006948	-148.037	307.9	1.03	0.122
20	6.051	-15.34	35.3			-0.006844	-148.502	308.9	1.96	0.077
3	0.9988		20.08				-151.201	309.1	2.19	0.069
23	4.205		39.49	-9.892		-0.006634	-148.74	309.4	2.43	0.061

Anexo 16. Conjunto de los cinco mejores modelos que evalúan la asociación entre la frecuencia diaria de visitas a bebederos por el colibrí *Ramosomyia violiceps* y las variables explicativas a escala local. Las variables explicativas más importantes fueron la densidad de morfoespecies de árboles (efecto positivo) y los porcentajes de cobertura de elementos grises y de superficies impermeables (efectos positivos).

Modelo	Intercepto	Densidad de morfoespecies de árboles	Cobertura de arbustos (%)	Cobertura de elementos grises (%)	Cobertura de suelo desnudo (%)	Cobertura de superficie impermeable (%)	logLik	AICc	delta	weight
43	-2.61	11.59		0.1132		0.04158	-104.809	221.5	0	0.086
41	-1.724			0.1111		0.04209	-106.239	221.7	0.2	0.078
45	-0.7563		-0.06838	0.1267		0.03581	-104.948	221.8	0.28	0.075
47	-1.664	10.37	-0.06034	0.1267		0.03609	-103.748	222.2	0.71	0.06
29	1.672		-0.07304	0.1563	-0.04743		-105.295	222.5	0.97	0.053

Anexo 17. Conjunto de los cinco mejores modelos que evalúan la asociación entre la frecuencia diaria de visita a bebederos por el colibrí *Ramosomyia violiceps* y las variables a escala de contexto urbano. El mejor modelo fue el modelo nulo.

Modelo	Intercepto	Cobertura de arbustos y árboles del buffer (%)	Cobertura de construcciones (%)	Distancia del EVPr al borde del AVU más cercana	Distancia del EVPr al borde de la ciudad más cercano	logLik	AICc	delta	weight
1	2.184					-111.721	227.8	0	0.143
3	-0.076		4.921			-110.793	228.3	0.51	0.111
11	-0.5113		6.817	-0.00254		-109.873	229	1.17	0.079
2	2.934	-5.236				-111.301	229.3	1.52	0.067
19	-0.008836		8.66		-0.00124	-110.156	229.5	1.74	0.06

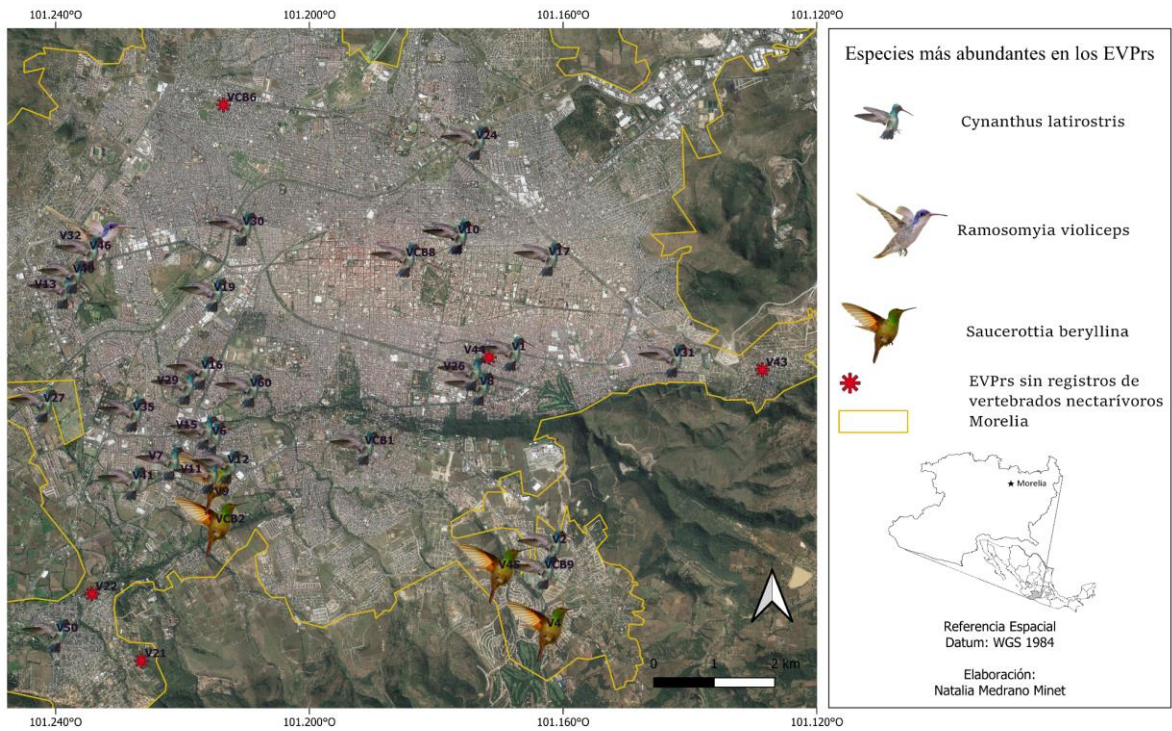
Anexo 18. Conjunto de los cinco mejores modelos que evalúan la asociación entre la abundancia relativa por día de *Saucerotia beryllina* y las variables a escala local.

Modelo	Intercepto	Densidad de arbustos con flor	Densidad de morfoespecies de árboles	Cobertura de elementos grises (%)	Cobertura de suelo desnudo (%)	logLik	AICc	delta	weight
1	1.867					-115.315	235	0	0.14
3	2.522		-8.547			-114.844	236.4	1.42	0.069
2	2.224	-3.084				-114.864	236.4	1.46	0.067
17	2.252				-0.02468	-115.055	236.8	1.84	0.056
9	1.358			0.03734		-115.089	236.9	1.91	0.054

Anexo 19. Conjunto de los cinco mejores modelos que explican la asociación entre la frecuencia diaria de visitas al bebedero de *Saucerotia beryllina* y las variables explicativas a escala del contexto urbano (buffer).

Modelo	Intercepto	Cobertura de arbustos y árboles del buffer (%)	Cobertura de construcciones en el buffer (%)	Cobertura de suelo gris (concreto, rocas y suelo desnudo) del buffer (%)	Distancia al borde de la ciudad más cercano	logLik	AICc	delta	weight
7	8.961		-7.813	-13.36		-112.326	233.9	0	0.128
3	5.093		-7.025			-114.8	234.2	0.29	0.111
1	1.867					-114.864	235	1.11	0.073
17	3.849				-0.001378	-115.055	235	1.12	0.073
8	12.17	-8.086		15.93		-115.089	235.3	1.42	0.063

Anexo 20. Mapa de las especies más abundantes reportadas en cada EVPr.



Anexo 21. Mapa de las especies menos abundantes y los EVPrs donde fueron reportadas.

