



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA
COMUNIDAD DE ARTRÓPODOS EN LA
ZONA METROPOLITANA DE MORELIA,
MICHOACÁN

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

DANIELA ALEJANDRA ARELLANO SÁNCHEZ

DIRECTORA DE TESIS: DRA. MORELIA CAMACHO CERVANTES

MORELIA, MICHOACÁN

ENERO, 2019



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.

LIC. IVONNE RAMÍREZ WENCE
DIRECTORA
DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
PRESENTE

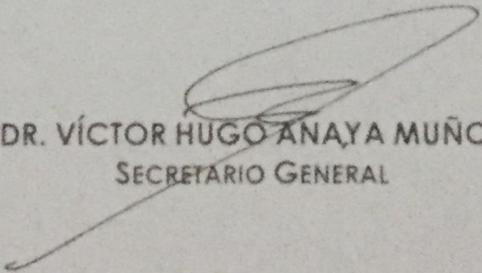
Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 05** del **H. Consejo Técnico** de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES) Unidad Morelia celebrada el día **09 de mayo del 2018**, acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional del alumno (a) **Daniela Alejandra Arellano Sánchez** de la Licenciatura en **Ciencias Ambientales**, con número de cuenta **413087001**, con la tesis titulada: "Estructura y composición de la comunidad de artrópodos en la zona metropolitana de Morelia, Michoacán", bajo la dirección como **tutor** de la Dra. Morelia Camacho Cervantes.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente: Dr. Erick de la Barrera Montepellier
Vocal: Dra. Ek del Val De Gortari
Secretario: Dra. Morelia Camacho Cervantes
Suplente: Dr. Milan Janda
Suplente: Dr. Ian MacGregor Fors

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Morelia, Michoacán a, 10 de enero del 2019.



DR. VÍCTOR HUGO ANAYA MUÑOZ
SECRETARIO GENERAL

CAMPUS MORELIA

Apartado Postal 27-3 (Santa Ma. De Guido), 58090, Morelia, Michoacán
Antigua Carretera a Pátzcuaro N° 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta
58190, Morelia, Michoacán, México, Tel: (443)689 3502 y (55)56 23.73.02. Extensión Red UNAM: 80503
www.enesmorelia.unam.mx

Agradecimientos

Agradezco a la Universidad Nacional Autónoma de México, al Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad y a la Escuela Nacional de Estudios superiores campus Morelia, por la formación, las herramientas, oportunidades y experiencias que me han brindado. Por ser parte esencial en mi formación tanto académica, profesional y personal.

Quiero agradecer especialmente a la Dra. Morelia Camacho Cervantes, directora de tesis, por aceptar ser mi mentora, por la confianza y libertad que depositó en mí, por impulsarme y guiarme en cada proceso de la tesis, por el tiempo y asesoría brindados. Gracias por la paciencia demostrada a lo largo de la tesis. Por creer en mí y en mi sueño de ser científica, por tu emprendimiento que inspira y por las palabras de ánimo en los momentos de crisis e inseguridad.

A la Dra. Ek del Val por abrirme las puertas de su laboratorio y hacerme sentir parte de él, por brindarme las herramientas necesarias para la elaboración de la tesis. Gracias por sus valiosos consejos para la construcción de la tesis.

A los miembros del jurado: Dr. Erick de la Barrera, Dr. Ian MacGregor Fors y al Dr. Milan Janda por su disposición, tiempo y sus muy acertadas observaciones para el mejoramiento de este escrito.

A mis profesores de licenciatura, porque su orientación fue clave para mi desarrollo profesional.

A mis compañeros y amigos de laboratorio Liz, Wendy y Edain por su paciencia y ayuda al momento de identificar a los bichos, gracias por resolver todas mis dudas. No lo hubiera lograda sin ustedes.

A Adrián Ortega Iturriaga por su ayuda en la realización del mapa de las distribuciones de los puntos de muestreo y por acompañarnos a More y a mí a la colocación de trampas en Charo y Tarímbaro.

A Oracio Camacho y Hugo Camacho, quienes también nos acompañaron y nos ayudaron con las trampas de caída.

A Deisy y Wendy por brindarnos su ayuda en la colocación de trampas.

A las familias de los jardines domésticos quienes con mucha amabilidad nos dejaron entrar a sus casas durante un año para la colocación de trampas. A los encargados de Bosque Lázaro Cárdenas, Museo de Historia Natural, Planetario, Unidad deportiva Indeco y Bicentenario por permitir la colocación de trampas dentro de sus instalaciones. A los propietarios de las parcelas de riego y temporal y a toda la gente que estuvo dispuesta a brindar ayuda durante la realización de la tesis.

A todo el equipo de servicios escolares de la ENES, por su trabajo y dirección desde el inicio hasta la última etapa del proceso de titulación.

La Dra. Camacho y yo agradecemos a la fundación L'Oreal-UNESCO Para las Mujeres y la Ciencia por su apoyo financiero a través del programa de becas.

Agradecimientos Personales

A mis papás, Ana Lucia Sánchez López y Miguel Ángel Arellano Sahagún, quienes me han dado todo. Gracias por todo su amor y apoyo incondicional, por siempre creer en mí y en mi hermano, por dejarnos alcanzar nuestros sueños, aunque a veces sean muy alocadas para su gusto, gracias por no poner peros y por otorgarnos las herramientas necesarias para hacerlo. Gracias por ser un ejemplo de que la constancia y disciplina nos llevan a lograr todo lo que nos proponemos. Gracias por estar siempre en mi vida, por todas las risas, por no decir no cuando hay un perrito o gatito que necesita ayuda. No lo digo mucho, pero los amo y esto no hubiera sido posible sin su apoyo.

A mi hermano Santiago y a mi Cuca por ser mis cómplices y consejeros, por hacerme sentir querida y protegida.

A Alex, por su tierno amor, por cuidarme y ser un apoyo para la finalización de mi tesis. Por escucharme, entenderme y ser paciente en mis momentos más oscuros de crisis y ansiedad. Gracias por estar siempre ahí y por tus palabras de amor que me ayudan a encontrar el camino cuando me siento pérdida.

A mis mejores amigos, un gusto habernos cruzado en esta vida, gracias por las risas, los llantos, los consejos, el cariño, por compartir desveladas, por las fiestas, las incoherencias, por hablar de nuestros sueños y alentarnos a perseguirlos. Los amo mucho, espero la vida nos siga dando cosas maravillosas. Gracias Pau, Poncho, Fer, Sofi, Abril y Ana.

A mis perros Dobby y Mila por ser mis compañeros de desveladas y por hacerme reír cuando más lo necesite.

Índice

Resumen.....	7
Abstract.....	8
I. Introducción.....	9
1.1 Urbanización y Ecología Urbana.....	9
1.2 Servicios ecosistémicos en sitios urbanos.....	13
1.3 La urbanización y sus impactos en la biodiversidad.....	14
1.4 La importancia de los artrópodos en ecosistemas urbanos.....	15
1.5 Justificación.....	16
II. Objetivos.....	17
2.1 Objetivo general.....	17
2.2 Objetivos particulares.....	17
III. Métodos.....	18
3.1 Área de estudio.....	18
3.2 Muestreo de artrópodos.....	20
3.2.1 Sitios de muestreo.....	20
3.2.2 Descripción del muestreo.....	23
3.3 Trabajo de laboratorio.....	25
3.4 Análisis de los datos.....	25
3.4.1 Estructura de la comunidad de artrópodos en la ZMM.....	25
3.4.2 Efectos de condiciones sobre la comunidad de artrópodos de la ZMM.....	27
3.4.3 Composición de la comunidad de artrópodos entre condiciones y estaciones...	28
3.4.4 Morfoespecies de artrópodos asociadas a cada una de las condiciones.....	28
IV. Resultados.....	29
4.1 Estructura de la comunidad de artrópodos en la ZMM.....	29
4.2 Efectos de las diferentes condiciones sobre la comunidad de artrópodos de la ZMM.	37
4.3 Composición de la comunidad de artrópodos entre condiciones y estaciones.....	44
4.4 Morfoespecies de artrópodos asociadas a cada una de las condiciones.....	46
V. Discusión.....	48
VI. Conclusiones.....	52
Referencias.....	53

Índice de Tablas

1. Información detallada de los sitios de muestreo.....	21
2. Número de morfoespecies e individuos capturados en la Zona Metropolitana de Morelia.....	29
3. Número total de morfoespecies por orden, tipo de condición y estación en la Zona Metropolitana de Morelia.....	31
4. Riqueza estimada de especies ($S_m \pm IC\ 84\%$) de los órdenes de artrópodos capturados en los cinco tipos de condición a lo largo del muestreo.....	33
5. Resultados del modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para riqueza estimada de morfoespecies, diversidad de Simpson y diversidad de Shannon.....	38
6. Resultados del análisis IndVal.....	46

Índice de Figuras

1. La Ecología Urbana como ciencia representada por sus tres paradigmas principales	10
2. Resumen de los tres paradigmas en la Ecología.....	12
3. Ubicación geográfica de la ciudad de Morelia, Michoacán.....	18
4. Localización de los sitios muestreados en la zona metropolitana de Morelia.....	22
5. Trampa de caída.....	24
6. Diagrama mostrando el diseño de muestreo para el inventario de las comunidades de artrópodos.....	24
7. Porcentaje de riqueza (S) de morfoespecies por orden.....	30
8. Abundancia (%) de artrópodos por orden capturados.....	30
9. Ejemplos de individuos pertenecientes a los Ordenes con más riqueza.....	32
10. Curvas de rarificación y extrapolación de la comunidad de artrópodos en la Zona Metropolitana de Morelia para la riqueza acumulada de especies.....	34
11. Curvas de interpolación y extrapolación de la cobertura del muestreo de la comunidad de artrópodos en la Zona Metropolitana de Morelia.....	35
12. Curvas de rarificación y extrapolación de la diversidad de la comunidad de artrópodos de la Zona Metropolitana de Morelia basados en las medidas de Hill ($q=1$, $q=2$).....	36
13. Riqueza estimada de morfoespecies por tipo de condición y estación. Análisis GLMM.....	41
14. Diversidad de Shannon por tipo de condición y estación. Análisis GLMM.....	42
15. Diversidad de Simpson por tipo de condición y estación. Análisis GLMM.....	43
16. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la composición de la comunidad de artrópodos de la Zona Metropolitana de Morelia por estaciones y condiciones.....	45

RESUMEN

La urbanización es un proceso que consiste en convertir ecosistemas preexistentes en diferentes formas de uso de suelo para beneficio de los humanos que habitan dentro de estas áreas, esta conversión conlleva un aumento en la densidad poblacional, crecimiento de la mancha urbana y fragmentación de remanentes naturales. Desde una perspectiva ecológica, este tipo de ecosistemas difieren de cualquier otro, principalmente por la cantidad de energía y recursos concentrados en un área limitada. Tradicionalmente la urbanización ha sido vista como la causa principal de pérdida de biodiversidad y homogenización de las comunidades. Sin embargo, no todas las especies se ven afectadas, para algunas especies las áreas urbanas pueden resultar en ecosistemas viables para la supervivencia de sus poblaciones. De igual manera y contrario a la creencia general las áreas urbanas presentan estructuras más heterogéneas que otros ecosistemas (e.g. un bosque), esto se debe a que existe una gran variedad de asentamientos humanos que llegan a servir como hábitat para las especies que son tolerantes a la vida urbana, aunado a esto las áreas verdes, como baldíos, jardines domésticos y fragmentos de bosque, se destacan cada vez más como refugios para la biodiversidad. En este estudio se analizaron los efectos de cinco condiciones no urbanizadas sobre la estructura, composición y asociaciones de la comunidad de artrópodos presente en la Zona Metropolitana de Morelia (ZMM) a lo largo de las cuatro estaciones climáticas. Se colocaron 18 trampas de caída en 6 sitios por cada condición estudiada (jardines domésticos, baldíos, parques, parcelas de riego y temporal). Los análisis se realizaron combinando los datos del muestreo realizado en el periodo comprendido del 25 de octubre de 2016 al 4 de septiembre de 2017, así como para cada una de las estaciones dentro de ese periodo. En total, se colectaron 7,378 individuos pertenecientes a 21 órdenes y 263 morfoespecies. Los resultados obtenidos muestran que las diferentes condiciones estudiadas son muy similares entre sí. De igual manera, los resultados del análisis de las medidas de Hill arrojaron que la diversidad de artrópodos es mayor en los jardines domésticos, parcelas de riego y parques, las parcelas de temporal presentan valores intermedios y los baldíos fueron las condiciones con los valores más bajos. Adicionalmente, los análisis generalizados mixtos arrojaron que existen diferencias significativas en la composición de las especies en las interacciones entre jardines y riego en otoño, parcelas de riego y temporal en primavera y parques, parcelas de riego y temporal en verano. Estas diferencias en las interacciones entre el tipo de condición y estación, sugieren que la comunidad de artrópodos en la ZMM responden a los cambios estacionales. Finalmente, el análisis IndVal arrojó que existe dos morfoespecies asociadas a los baldíos, ocho a los jardines domésticos, una a los parques, una a las parcelas de riego y diez a las parcelas de temporal. Estudiar la estructura de las comunidades de artrópodos puede proporcionar una visión general de la relación entre el proceso de urbanización y la biodiversidad dentro de la Zona Metropolitana, que permita generar propuestas para la conservación de especies de gran importancia ecológica de este grupo taxonómico, como lo son las abejas.

ABSTRACT

Urbanization is the process through which areas where humans settle transform into urban ecosystems. This process involves conversion of indigenous habitat to various forms of land use, fragmentation and increase of human population. From an ecological perspective, these types of ecosystems differ from any other mainly in the amount of energy and resources concentrated in a limited area. Urbanization is known for being a threat to biodiversity and one of the main causes of species homogenization. However, not all the species are affected by urbanization, for some species, urban areas are important providers of easily accessible resources and shelter. Urban areas are complex and heterogeneous systems in comparison to other ecosystems with a less complex structure (i.e. forest), mainly because within human settlements we can find several different habitats which can be occupied by species with different tolerance to certain aspects of urban life. Our objective was to describe the structure and composition of the arthropod communities present in the metropolitan area of Morelia in five conditions through the four climatic seasons. We set eighteen pitfall traps at six locations in each of the five urban habitats. We conducted the sampling once every three months in the period from October of 2016 to September of 2017. In total, we collected 7378 individuals belonging to 21 orders and 263 morphospecies. Our analysis revealed that arthropods community didn't differed among the studied conditions. However, there was a difference between species diversity and conditions. Conditions with highest species diversity values were parks, irrigated agriculture and domestic gardens. In addition, the analysis revealed there was a significant relationship between species diversity and conditions within climatic seasons. (i.e. gardens and irrigated agriculture in autumn, parks and non-irrigated agriculture in summer). These differences in the interactions between the type of condition and season suggest that the community of arthropods in the ZMM responds to seasonal changes. Also, species composition of arthropods was similar between the studied conditions and seasons. Finally, an IndVal analysis showed there are two morphospecies associated to vacant lands, eight to domestic gardens, one to parks, one to irrigated agriculture and ten to non-irrigated agriculture. Studying the structure of the arthropod communities can provide an overview of the relationship between the urbanization process and biodiversity within the Metropolitan area of Morelia, which allows generating proposals for the conservation of species of great ecological importance.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Urbanización y Ecología Urbana

La urbanización es un proceso que consiste en convertir ecosistemas preexistentes en diferentes formas de uso de suelo para beneficio de los humanos que habitan dentro de estas áreas, esta conversión conlleva un aumento en la densidad poblacional, crecimiento de la mancha urbana y fragmentación de remanentes naturales (McIntyre et al., 2000). El proceso de urbanización crea ecosistemas únicos llamados “ecosistemas urbanos”, concebidos como medios altamente transformados e influenciados por la sinergia entre diferentes factores (e.g., cambios económicos asociados a la transición de la industria en una economía de servicio, descentralización del empleo, estratificación de la bolsa de trabajo, cambios en la estructura familiar, en la cultura y en la política), son sistemas complejos y dinámicos que van más allá de la individualidad de una ciudad y que deben ser entendidos como un todo, como un proceso de innovación entre diferentes grupos e individuos (Ávila-García, 2006, Berkowitz et al., 2003).

Lo urbano se refiere a aquellas áreas que cuentan con una densidad humana superior a 1000 individuos/km² que viven o trabajan en la ciudad, con una gran proporción (> 50%) de área cubierta por superficie impermeable (e.g., edificios, calles, caminos) y con los servicios básicos para mantener a esta población (e.g., viviendas, electricidad, drenaje y servicio de agua) (MacGregor-Fors, 2011). Desde una perspectiva ecológica, los ecosistemas urbanos difieren de los naturales de muchas maneras: en su clima, suelo, hidrología, composición de las especies, dinámica de las especies y en los flujos de energía y materia (Collins et al., 2000; Pickett et al., 2001).

Una de las principales diferencias entre los ecosistemas urbanos y naturales, es que la cantidad de energía consumida en los primeros es diferente y de mayor magnitud que en cualquier otro tipo de ecosistema; incluidas otras formas de asentamiento humano (e.g., un desarrollo industrial) (Alberti, 2008). Esto se debe a que las áreas urbanas tienen la capacidad de consumir grandes cantidades de recursos, que a su vez son necesarios para el funcionamiento de éstas, creando ecosistemas que causan impactos en los hábitats cercanos a ellas (Alberti, 2008; Berkowitz et al., 2003).

La ecología urbana es un campo de estudio relativamente nuevo que surge en los años ochenta a partir del entendimiento de que los humanos y sus acciones son componentes esenciales en la mayoría de los ecosistemas y que la urbanización es una de las principales transformaciones de la biosfera (Berry, 2008; McIntyre et al., 2008). Bajo este paradigma los ecólogos buscaban entender cómo los humanos y los procesos ecosistémicos podrían coexistir en un sistema dominado por el hombre y así poder ayudar a las sociedades en su camino hacia la sustentabilidad (Marzluff et al., 2008). Actualmente la ecología urbana tiene tres paradigmas principales que reflejan el cambio ocurrido a mitad del siglo veinte: Ecología *en* la ciudad, Ecología *de* la ciudad y Ecología *para* la ciudad (Fig. 1) (Pickett et al., 2016).

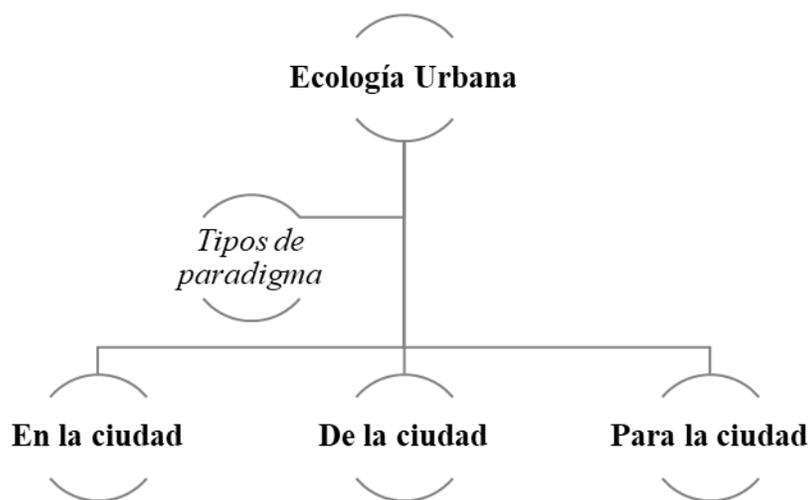


Figura 1. La Ecología Urbana como ciencia representada por sus tres paradigmas principales (Traducido de Pickett et al., 2016).

El primer paradigma “Ecología en la ciudad” adopta una aproximación más biológica y bio-ecológica, este paradigma se centra en áreas con vegetación visible, aguas superficiales y los organismos no humanos dentro de las áreas urbanas. Por el contrario, la “Ecología de la ciudad” adopta una visión más holística y de manejo de sistemas socio-ecológicos, en este sentido el uso de la parte “social” se refiere a la unión y equidad entre los diferentes factores biofísicos y sociales dentro de las áreas urbanas. Finalmente, la “Ecología para la ciudad” involucra investigadores en relaciones de corresponsabilidad compartida, es un paradigma transdisciplinario debido a que acerca investigadores, profesionales, tomadores de decisiones y residentes urbanos al diálogo sobre el conocimiento ecológico y sus implicaciones (Childers et al., 2015; Pickett et al., 2016). En la Figura 2 se puede apreciar un resumen de los principales contrastes entre los tres paradigmas a través de 5 dimensiones: enfoque disciplinario, teoría de la heterogeneidad, tecnología de mapeo, sistema de clasificación y aplicación en la teoría de la sostenibilidad (Pickett et al., 2016).

Paradigmas de la Ecología Urbana

En	De	Para
Enfoque disciplinario		
Biótico	Socio-Ecológico	Transdisciplinario
Teoría de la Heterogeneidad		
Matriz Parches analógicos	Mosaico de parches Parches híbridos	Parches Institucionales Estructura de la Gobernanza
Tecnología de mapeo		
Resolución baja Píxeles	Resolución alta Orientación de objetos Límites escalables	Adaptación de escenarios
Sistema de clasificación		
Áreas verdes vs. Áreas grises Eco-tipos Límites ordinarios	Áreas verdes y áreas grises Todo el mosaico urbano	Equidad Inercias Oportunidades
Aplicación en la teoría de la Sustentabilidad		
Sustentabilidad biótica Planeación	Tres pilares de la sustentabilidad Diseño	Resiliencia, planeación, diseño y manejo

Figura 2. Resumen de los tres paradigmas en la Ecología Urbana y sus contrastes en cinco dimensiones: alcance, teoría, método, clasificación y aplicación (Traducido de Pickett et al., 2016).

1.2 Servicios ecosistémicos en sitios urbanos

La supervivencia y bienestar de los humanos depende de los beneficios y utilidades obtenidos ya sea de forma directa o indirecta de los ecosistemas, conocidos también como servicios ecosistémicos (De Groot et al., 2010). Estos servicios se dividen principalmente en cuatro grupos: (1) servicios de provisión (e.g., comida, agua, madera, fibras, recursos genéticos); (2) servicios de regularización (e.g., clima, inundaciones, enfermedades, calidad del agua); (3) servicios culturales (e.g., recreación, disfrute estético, satisfacción espiritual) y (4) servicios de soporte (e.g., formación de suelo, polinización, ciclos de nutrientes) (MEA, 2005). La naturaleza, magnitud y confiabilidad de estos servicios proporcionados por un determinado ecosistema dependerá de sus características particulares, así como de la interacción con el grupo humano con el que se vincula (Balvanera et al., 2011).

Las áreas urbanas proveen importantes servicios ecosistémicos a diferentes escalas geográficas (e.g., local, regional y global), no obstante, al cambiar el uso de suelo y cobertura (e.g., conversión de hábitats rurales en urbanos) se alteran los flujos de materia y energía, que a su vez alteran la provisión regional de servicios ecosistémicos para el hombre (Endlicher, 2011). Boland y Hanhammer (1999) identificaron ocho servicios ecosistémicos de suma importancia para las ciudades: la filtración de aire, regulación de microclima, reducción de ruido, el drenaje de agua de lluvia, tratamiento de residuos, valores culturales y recreacionales, producción de comida y control de erosión.

Dentro de estos servicios ecosistémicos destaca uno de gran relevancia para lograr un óptimo bienestar humano dentro de las áreas urbanas; la filtración de aire provista por las áreas verdes, este servicio ayuda a disminuir los impactos en la salud humana y ambiental causados por la contaminación proveniente del transporte y el calor emitido por los edificios (Endlicher et al., 2008; Peng et al., 2017). La calidad y presencia de las áreas verdes dentro de las áreas urbanas juega un rol importante para mantener la diversidad taxonómica, funcional y genética de las poblaciones dentro de los ecosistemas urbanos (Nagy et al., 2018).

1.3 La urbanización y sus impactos en la biodiversidad

En la actualidad la urbanización es el tema clave que define la historia moderna; entre 1950 y 2014 el número de personas que habitaban áreas urbanas creció de 746 millones a 3.9 billones y se prevé que este número aumente en los próximos 25 años, hoy en día más del 50 % (> 90% en países desarrollados) de la población humana vive dentro de áreas urbanas (United Nations, 2014). Es así que la urbanización se convierte en la mayor amenaza antropogénica para los sistemas ecológicos, existen muchos ejemplos sobre cómo las actividades humanas transforman los ecosistemas; apropiación de los recursos naturales, conversión de paisajes forestales en paisajes agrícolas, quema de combustibles fósiles y construcción de drenajes artificiales que perturban el flujo natural de los ríos (Boldt et al., 2014; Lambin et al., 2003; Martínez-Meyer, 2005).

Aunque la urbanización es considerada como una de las principales amenazas hacia la biodiversidad, aún existen pocos estudios a nivel mundial (Nagy et al., 2018). La mayor parte de estos estudios llevados a cabo desde la Ecología Urbana se centran en cambios en la diversidad y abundancia de las especies, como se forman los diferentes ensamblajes de interacciones entre las especies y como se ven afectados de acuerdo a la intensidad de urbanización (Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors, 2017; Rocha & Fellowes, 2018). Así mismo, existen estudios que muestran que la urbanización es la causa principal de la homogenización de las especies dentro de las áreas urbanas (Bang et al., 2011; Bonthoux, 2014; McKinney, 2006).

Sin embargo, tal y como lo plantean MacGregor-Fors et al. (2017) esa posible homogenización depende de la escala de análisis y de los métodos utilizados, de igual manera plantean que el incremento o disminución de la riqueza de las especies dependerá de diferentes variables como: grupo taxonómico, escala espacial y la intensidad de urbanización. En el caso de los artrópodos, diferentes estudios han demostrado que la urbanización afecta la estructura de sus comunidades, resultando en cambios dramáticos en su abundancia y riqueza (Diamond et al., 2018; Lagucki et al., 2017; Melliger et al., 2018; Rajesh et al., 2017). En un meta-análisis sobre los efectos de la urbanización sobre la riqueza de especies McKinney (2008) encontró 57 estudios sobre artrópodos, los estudios fueron divididos de acuerdo a su intensidad de urbanización en 3, siendo el nivel 1 estudios con baja intensidad de urbanización, nivel 2 con media y el nivel 3 estudios con la más a

alta intensidad de urbanización. Encontró que la riqueza de especies en artrópodos tiene su pico más alto en niveles bajos de urbanización, la riqueza de especies disminuye en niveles intermedios de urbanización y no presenta cambios en el nivel más alto de urbanización.

1.4 La importancia de los artrópodos en los ecosistemas urbanos.

Los artrópodos son el grupo taxonómico más diverso del Reino Animal, cuentan con un millón de especies descritas que conforman aproximadamente 80% de las especies conocidas dentro de este reino (Giribett y Edgecombe, 2013). A pesar de ser muy diversos, en la actualidad se desconoce un gran número de artrópodos. Debido a que cada año se describen miles de especies nuevas y las estimaciones de las especies que faltan por describir van desde los dos millones hasta más de cien millones (Jetz et al., 2012). Gran parte de las especies de artrópodos juega un rol importante como bioindicadores ecológicos para los ecosistemas, debido a sus características y requerimientos ecológicos tan diversos juegan un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres, son excelentes candidatos para el estudio de los efectos de la formación de los ecosistemas urbanos sobre el ambiente (McIntyre et al. 2000).

Estos invertebrados se encuentran estrechamente relacionados en la funcionalidad del ecosistema, llevan a cabo tareas cruciales como procesos de herbivoría, reciclaje de nutrientes y polinización. Muchos de estos roles son de gran importancia ecológica y económica, como la polinización por abejas domésticas; además, son eslabones importantes en las cadenas tróficas, pues actúan como depredadores, parásitos y, en la mayoría de los casos, son parte de la dieta de muchos vertebrados e invertebrados (Martínez-Hernández 2007; Robertson et al. 2012). Los artrópodos son muy abundantes y fáciles de capturar en ambientes urbanos en comparación con animales más grandes y menos abundantes (*e.g.* vertebrados). La mayoría de los artrópodos tienen ciclos de vida relativamente cortos, lo que permite que las comunidades tengan gran capacidad de responder al proceso de urbanización de forma más rápida que otros grupos taxonómicos. Es por lo que los artrópodos resultan un modelo efectivo para el estudio de la biodiversidad urbana y, además, la conservación de este grupo taxonómico en el desarrollo urbano es de importancia para la preservación de servicios ecosistémicos (McIntyre et al. 2000; Sattler, 2011; Madre et al. 2013; Van Heezik, 2016).

1.5 Justificación

El presente trabajo se llevó a cabo en la Zona Metropolitana de Morelia (ZMM), la ciudad de Morelia es la urbe más grande y capital del estado de Michoacán de Ocampo (Lemoine, 2015). En las últimas décadas se ha observado un crecimiento demográfico acelerado lo que ha generado una serie de efectos de tipo económico, ecológico, social y demográfico, se trata de una región cuya área presenta mayor dinamismo en términos de crecimiento demográfico (Vargas-Urbe, 2009). Así mismo, se trata de una zona en la que el fenómeno de urbanización y sus efectos sobre las comunidades biológicas han sido poco estudiados. De acuerdo con Vitousek et al. (1997) las actividades humanas, como el aumento de asentamientos humanos y con ello el aumento en la infraestructura necesaria para su viabilidad compromete seriamente el ambiente, aunado a esto la urbanización y sus efectos (e.g., altos niveles de contaminación en áreas restringidas, perturbación humana, pérdida de flora y fauna) generan consecuencias perjudiciales en la diversidad de especies, el caso de la ZMM no es diferente.

Es debido a esto, que resulta importante entender como estos impactos afectan la estructura y composición de especies de las comunidades urbanas, ya que cambios en los atributos de estas comunidades pueden alterar la estructura y funcionalidad del ecosistema (Bang et al. 2011). Tal es el caso de los artrópodos, quienes juegan un rol importante dentro de la funcionalidad de los ecosistemas como bioindicadores de la calidad de los ecosistemas y proveedores de servicios ecosistémicos que mejoran la calidad de vida de las personas que habitan en ellos. Una de las alternativas para la conservación de este grupo taxonomico es la implementación y el manejo de áreas verdes en las áreas urbanas (McIntyre et al. 2000; Sattler, 2011), a través del cual se puede mantener o incrementar la diversidad de especies con el fin de promover la calidad de servicios ecosistémicos (Bang & Faeth, 2011; Blank, 2017; De Palma et al., 2016). Estudiar las relaciones entre los efectos de la urbanización y la estructura de la comunidad de artrópodos en una zona que ha sido poco explorada como lo es la ZMM, permite ampliar la visión general de este nuevo fenómeno, para así generar propuestas que tengan como eje principal la conservación de especies de gran importancia ecológica, como lo son las abejas.

II. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Describir la estructura de la comunidad de artrópodos (en términos de composición, abundancia relativa, riqueza y diversidad) presente en la Zona Metropolitana de Morelia, Michoacán, a lo largo de las cuatro estaciones climáticas en cinco tipos de condiciones no urbanizadas (áreas verdes (jardines domésticos, parques y baldíos) y dos agrícolas (parcelas de riego y temporal).

2.2 Objetivos particulares

- Comparar la riqueza, abundancia relativa, diversidad y la composición de la comunidad de artrópodos en la ZMM, respecto a cinco condiciones no urbanizadas.
- Analizar los efectos de las diferentes condiciones sobre la comunidad de artrópodos en la zona metropolitana de Morelia.
- Describir la composición de la comunidad de artrópodos entre cinco condiciones no urbanizadas.
- Determinar qué morfoespecies se encuentra asociadas a las diferentes condiciones no urbanizadas.

III. MÉTODOS

3.1 Área de estudio

La ciudad de Morelia se encuentra localizada en el noroeste del Estado de Michoacán ($19^{\circ} 46' 06''$ N, $101^{\circ} 11' 22''$ O) dentro de la cuenca del Lago de Cuitzeo, representa el 2.04% de la superficie total del estado. La ciudad colinda al norte con los municipios de Huaniqueo, Chucándiro, Copándaro y Tarímbaro, al este con Charo y Tzitzio, al sur con Villa Madero y Acuitzio, al oeste con Pátzcuaro, Huiramba, Lagunillas, Tzintzuntzan, Quiroga y Coeneo (Fig. 3). Cuenta con 207 localidades, y forma parte de la zona metropolitana de Morelia en conjunto con los municipios de Tarímbaro, Álvaro Obregón y Charo (Juárez et al. 2012; Sánchez & Vieyra 2012).

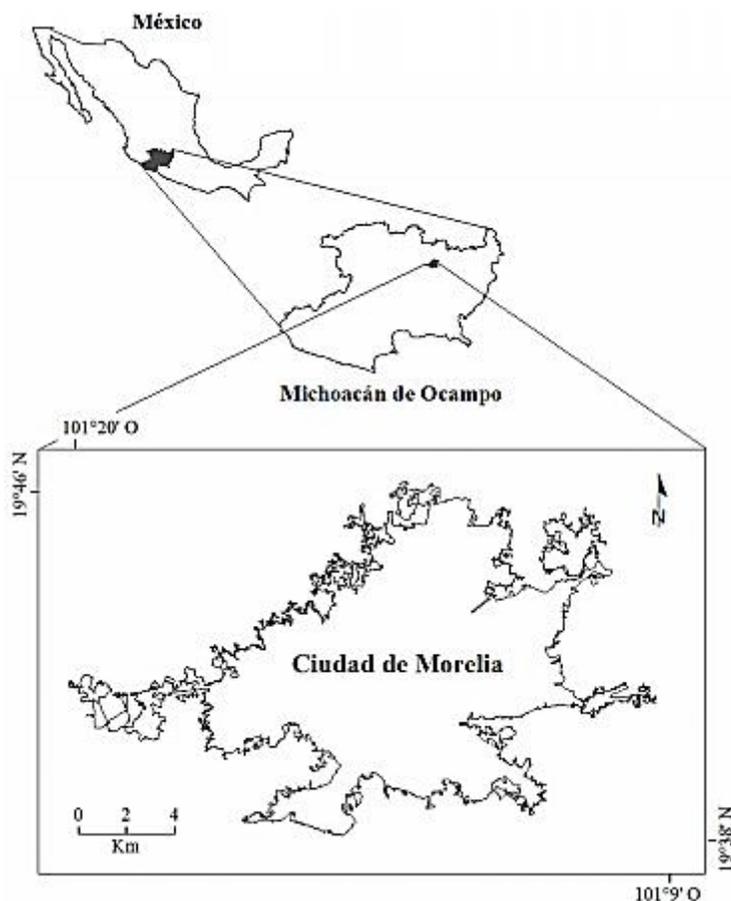


Figura 3. Ubicación geográfica de la ciudad de Morelia, Michoacán (Lemoine, 2015).

La ciudad de Morelia tiene una extensión territorial de 100 km², lo que la coloca como el área urbana número uno del Estado, cuenta con un total de 729,279 habitantes y una densidad poblacional de 609 habitantes por km² (INEGI, 2010b). El clima de la región es del tipo semicálido templado con una temperatura media anual de 17.1° C, sin embargo, en los últimos años se ha presentado una temperatura máxima anual de 38° C. La precipitación media es de 700 a 1,000 mm anuales, con más del 70% de las lluvias en los meses de mayo a octubre, con una altitud media del lugar alrededor de los 1850 msnm (INEGI, 2010a). Los suelos presentes en la zona son de dos tipos, en el sur y zonas montañosas pertenecen al grupo podzólico, rico en materia orgánica y de color café, mientras que en la zona norte abundan los suelos negros agrícolas, del grupo Chernozem.

La vegetación existente en el municipio está formada por especies de selva baja caducifolia, bosques de pino-encino y mezquital, ubicada principalmente en superficies aisladas como las laderas, vegetación halófila, vegetación cultivada representada por algunos frutales y la vegetación introducida representada por especies arbóreas de reforestación (Soria-González 2011). En términos generales, la flora comprende; *Fraxinus uhdei* (fresno), *Eucalyptus camaldulensis* (eucalipto), *Jacaranda mimosaeifolia* (jacaranda), *Ficus retusa* (Laurel de la India), *Prunus capulí* (capulín), *Salix babylonica* (sauce llorón), *Schinus molle* (pirul), *Acacia farnesiana* y *scaffneri* (huizache), *Ipomea murucoides* (casahuate), *Cupressus lindleyi* (cedro blanco), *Condalia velutina* (granjen) *Quercus* spp. (Encino), *Opuntia* spp. (Nopal), *Agave* spp. (Maguey) y *Populus deltoides* (álamo) (INAFED y SEGOB 2010; Madrigal-Sánchez & Gómez-Peralta, 2013). De acuerdo con INEGI (2010a) las cubiertas del suelo en el municipio se distribuyen de la siguiente manera: bosques (34%), cultivos (31%), pastizales (13%), selvas (10%), asentamientos humanos (11%) y cuerpos de agua (1%).

3.2 Muestreo de artrópodos

3.2.1 Sitios de muestreo

Los sitios de muestreo para este estudio se catalogaron como condiciones no urbanizadas dentro de un área urbana, estas condiciones no urbanizadas se dividieron en dos grupos, áreas verdes urbanas y agrícolas urbanas. En total se escogieron cinco tipos de condiciones, tres de áreas verdes y dos para los agrícolas urbanas, los números en los tipos de condiciones difieren debido a que en las áreas verdes se identificaron tres tipos de condición dominante mientras que en los agrícolas solo dos (Tabla 1). Así mismo, los sitios muestreados se escogieron tratando de abarcar la zona metropolitana, los tipos de condición para las áreas verdes fueron: doméstico (jardines de casa habitación), parques urbanos y sin manejo (lotes baldíos sin manejo). Para los agrícolas urbanos los tipos de condición fueron: parcelas de riego y parcelas de temporal (Fig. 4). En total se escogieron 30 sitios de muestreo, 18 para las áreas verdes y 12 para los agrícolas.

Tabla 1. Información detallada de los sitios de muestreo.

No. De Sitio	Condiciones no urbanizadas	Tipo	Coordenadas cartesianas "Y"	Coordenadas cartesianas "X"	Meses de Muestreo
1	Área verde	Parque	19°40'58"N	101°13'44"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
2	Área verde	Parque	19°43'49"N	101°11'24"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
3	Área verde	Parque	19°40'51"N	101°10'39"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
4	Área verde	Parque	19°41'53"N	101°10'46"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
5	Área verde	Parque	19°41'18"N	101°09'44"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
6	Área verde	Parque	19°41'05"N	101°11'02"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
7	Área verde	Jardín	19°40'7"N	101°12'18"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
8	Área verde	Jardín	19°41'08"N	101°09'28"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
9	Área verde	Jardín	19°42'01"N	101°10'33"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
10	Área verde	Jardín	19°43'02"N	101°12'08"O	Nov 16; Feb 17
11	Área verde	Jardín	19°45'34"N	101°11'14"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
12	Área verde	Jardín	19°42'22"N	101°14'14"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
13	Área verde	Baldío	19°40'6"N	102°12'18"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
14	Área verde	Baldío	19°41'12"N	101°09'29"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
15	Área verde	Baldío	19°41'60"N	101°10'35"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
16	Área verde	Baldío	19°41'36"N	101°12'53"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
17	Área verde	Baldío	19°45'33"N	101°11'12"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
18	Área verde	Baldío	19°42'23"N	101°14'11"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
19	Agrícola	Riego	19°47'39"N	101°05'08" O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
20	Agrícola	Riego	19°47'43"N	101°05'02"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
21	Agrícola	Riego	19°47'44"N	101°05'04" O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
22	Agrícola	Riego	19°40'33"N	101°12'37"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
23	Agrícola	Riego	19°39'32" N	101°13'32"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
24	Agrícola	Riego	19°39'37"N	101°13'41"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
25	Agrícola	Temporal	19°38'59"N	101°13'60"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
26	Agrícola	Temporal	19°39'21"N	101°13'07"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
27	Agrícola	Temporal	19°39'23"N	101°13'12"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
28	Agrícola	Temporal	19°45'60"N	101°02'54"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
29	Agrícola	Temporal	19°46'03"N	101°02'57"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17
30	Agrícola	Temporal	19°46'03"N	101°02'64"O	Nov 16; Feb, May, Ago 17

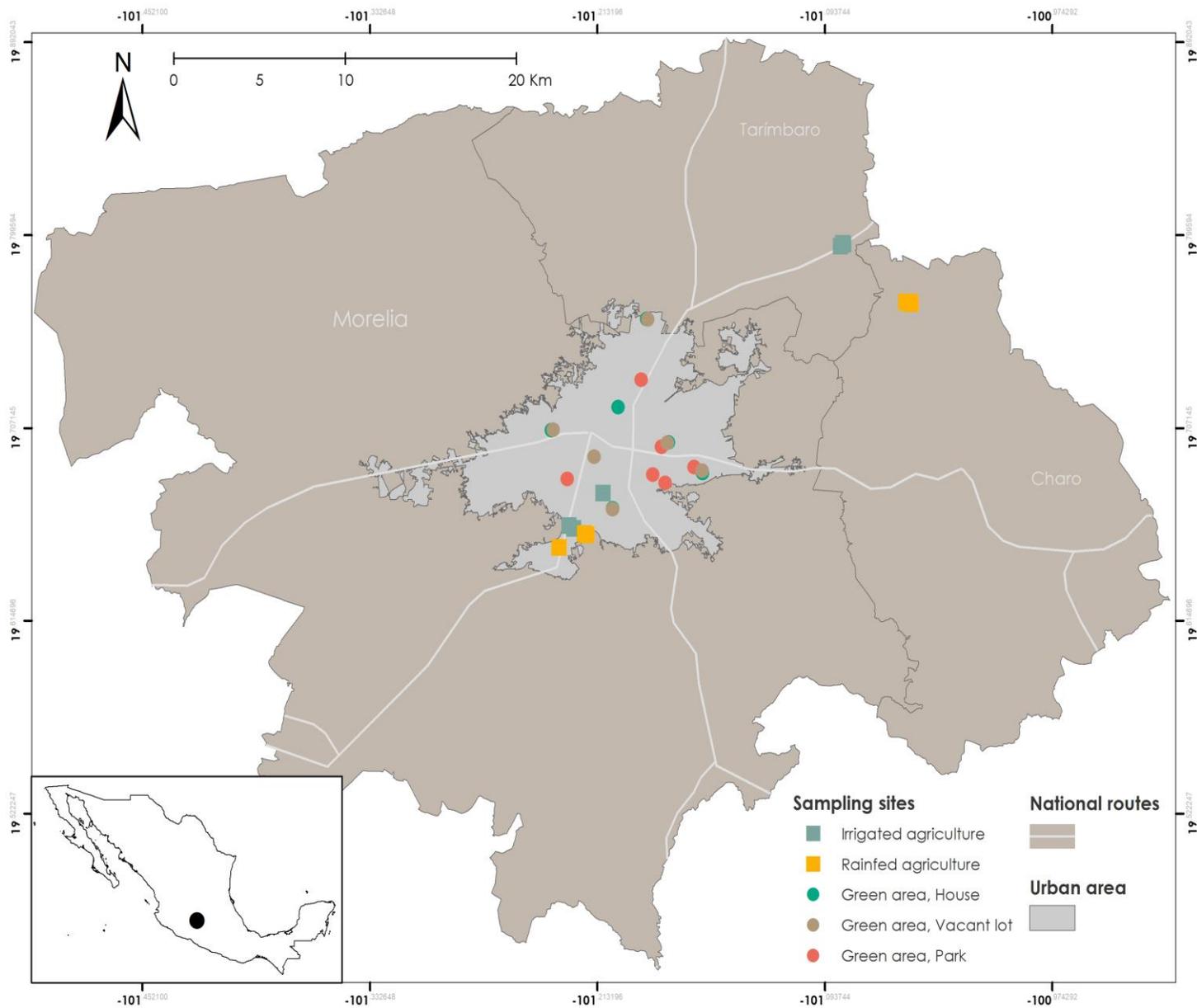


Figura 4. Localización de los 30 sitios muestreados en la zona metropolitana de Morelia (área gris oscuro). Los sitios corresponden con los de la Tabla 1. Áreas verdes (círculos; verde: jardines, café: sin manejo (baldíos), naranja: parques) y Agrícolas urbanos (cuadrados; verde oscuro: parcelas de riego y amarillo: parcelas de temporal) (Autor: Adrián Ortega-Iturriaga).

3.2.2 Descripción del muestreo

Para conocer la estructura de las comunidades de artrópodos del suelo de la zona Metropolitana de Morelia se realizaron colectas por medio de trampas de caída (Fig. 5). Las trampas de caída son uno de los materiales más fáciles y menos costosos para colectar artrópodos (McIntyre et al. 2000). Estas trampas consistieron en vasos de plástico de 250 ml con un diámetro de 5 cm, a las que se les agregó 150 ml de una solución de etanol al 30% y detergente común, con el fin de romper la tensión superficial para que los artrópodos cayeran al fondo de la trampa. Por encima de las trampas se colocaron platos con una separación de 5 cm para evitar la evaporación de la solución o la inundación para el caso de la temporada de lluvias.

Para cada uno de los 5 tipos de condición se colocaron 18 trampas en 6 sitios por condición; dando como resultado total 90 trampas y 30 sitios. Los muestreos fueron realizados una vez cada tres meses en el periodo comprendido del 25 de octubre de 2016 al 4 de septiembre de 2017; se colocaron 3 trampas en cada sitio en forma triangular, con una separación de 10 m para lugares amplios y 5 m en lugares reducidos (Fig. 6). Cada trampa se colocó en el mismo sitio durante los muestreos. En su estudio Ward et al. (2001) encontraron que no existen diferencias en los resultados de riqueza y abundancia de los artrópodos entre las trampas con distancias de 5 y 10 m. Finalmente, las trampas permanecieron activas por 72 horas una vez cada tres meses en el periodo correspondiente a cada una de las cuatro estaciones. Después de los tres días se recogieron las trampas y la muestra fue transferida a un bote con tapa de rosca y etanol al 70% para su posterior limpieza y almacenamiento en el laboratorio.



Figura 5. Trampa de caída en uno de los sitios muestreados (Foto: Daniela Arellano).

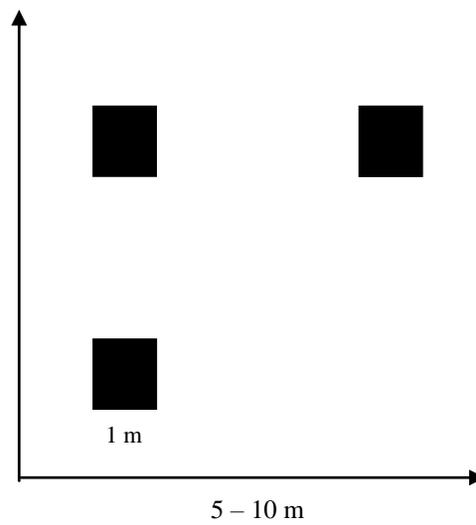


Figura 6. Diagrama mostrando el diseño de muestreo para el inventario de las comunidades de artrópodos de la zona metropolitana de Morelia. (Modificado de Jiménez-Valverde & Hortal, 2003).

3.3 Trabajo de laboratorio

Los individuos colectados se conservaron en frascos con etanol al 70%. Cada ejemplar se identificó morfológicamente a nivel de Orden siguiendo las claves taxonómicas de “Borror and DeLong’s Introduction to the Study of Insects” (Triplehorn, Johnson, & Borror, 2005). Una vez identificados fueron almacenados en tubos para micro-centrífuga (apodados comúnmente tubos Eppendorf) de acuerdo con el Orden, número de morfoespecie, estación y fecha de muestreo.

3.4 Análisis de los datos

Todos los análisis fueron llevados a cabo utilizando el lenguaje estadístico R versión 3.4.2 (R Core Team, 2017), en cada una de las secciones se describen los paquetes utilizados.

3.4.1 Estructura de las comunidades entre las diferentes condiciones y estaciones.

Para conocer la estructura de las comunidades de artrópodos del suelo (riqueza, diversidad y abundancia relativa) se registró en una base de datos el número de individuos, morfoespecies y órdenes de cada sitio en cada uno de los muestreos a lo largo del estudio. Se compararon los datos colectados durante todo el muestreo (las cuatro estaciones y las cinco condiciones no urbanizadas) y los datos para cada una de las estaciones. Se calculó la riqueza estimada de especies para cada uno de los órdenes con un intervalo de confianza del 84% (IC), MacGregor-Fors & Payton (2013) describieron que el uso de IC del 84% imita con precisión las pruebas de 0.05, en contraste a los IC del 95% que pueden conducir a interpretaciones inciertas causando errores tipo II cuando se sobreponen los intervalos. Para comparar la riqueza y diversidad entre los tipos de condición se utilizaron curvas de rarefacción (interpolación) y extrapolación de las especies. Los análisis fueron calculados utilizando el paquete estadístico “iNEXT” mediante el uso de las medidas de los números de Hill o números efectivos de especies (0D , 1D , 2D , intervalos de confianza del 84%) (Hsieh et al., 2016). Este paquete estadístico permite la comparación múltiple de datos extrapolando los datos al doble de su esfuerzo de muestreo (Chao et al., 2014). Los

números de Hill integran la riqueza y abundancia relativa de las especies en una serie de medidas expresadas de la siguiente manera (Chao et al., 2014):

$${}^qD = \left(- \sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde S es el número de especies en la muestra y i es la abundancia relativa de las especies p_i , $i = 1, 2, \dots, S$. El parámetro q representa la medida de las frecuencias relativas. Cuando $q=0$, 0D representa la riqueza de especies sin tomar en cuenta las abundancias de cada uno de los individuos presentes en la muestra, por lo tanto $q=0$ es solamente la riqueza de las especies. Cuando $q=1$, 1D considera el exponencial del índice de entropía de Shannon expresada como:

$${}^1D = \lim_{q \rightarrow 1} {}^qD = \exp \left(- \sum_{i=1}^S p_i \log p_i \right)$$

Cuando $q=2$, 2D describe el inverso del índice de dominancia de Simpson, valores bajos de 2D indican una dominancia alta de muy pocas especies y se expresa de la siguiente forma (Chao & Jost, 2012; Munévar et al., 2018):

$${}^2D = 1 / \sum_{i=1}^S p_i^2$$

El uso de las medidas de Hill para evaluar la diversidad presenta varias ventajas sobre los índices de entropía que generalmente se usan, dado que obedecen el principio intuitivo de duplicación y todos sus valores se expresan en las mismas unidades (Chao et al., 2014), permiten una mejor interpretación en comparación a los índices de entropía (Chao & Jost, 2012).

3.4.2 Efectos de las diferentes condiciones sobre la comunidad de artrópodos en la Zona Metropolitana de Morelia.

Se utilizaron modelos lineales mixtos generalizados (GLMMs, por sus siglas en ingles) para analizar los efectos de las diferentes condiciones no urbanizadas (áreas verdes y agrícolas urbanas) y las estaciones (otoño, invierno, primavera y verano) sobre la riqueza estimada y diversidad (Simpson y Shannon) de la comunidad de artrópodos de la ZMM. Los modelos fueron calculados mediante el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et al., 2018), este software implementa una interfaz de la plataforma R para la estimación de modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) a través de la función “glmer” del paquete estadístico “lme4” (Di Rienzo et al., 2018). La riqueza y los índices de diversidad (Simpson y Shannon) fueron calculados utilizando el paquete estadístico “iNEXT” (Chao et al., 2014). Chao & Jost (2012) propusieron el uso de la rarificación y extrapolación (R/E) de los números de Hill como datos confiables para realizar comparaciones estadísticas basados en estas estimaciones

Se utilizaron los modelos mixtos ya que toman en cuenta el diseño de medidas repetidas. La riqueza estimada fue analizada utilizando una distribución de error Poisson y función link *log*, debido a que la variable de respuesta (Riqueza) representa conteos (Zuur et al., 2009). La diversidad de Shannon y Simpson fueron analizados utilizando una distribución normal (Gaussian) y una función link de identidad. El tipo de condición y las estaciones fueron los efectos fijos, el sitio se estableció como el efecto aleatorio para controlar la variación entre las condiciones y el muestreo repetido a lo largo de las cuatro estaciones. Las estaciones se incluyeron en cada modelo para probar si las diferentes condiciones mostraban patrones a lo largo del muestreo. Finalmente se realizó una prueba posteriori LSD Fisher para determinar diferencias significativas entre los diferentes modelos.

3.4.3 Composición de la comunidad de artrópodos entre condiciones y estaciones

Para valorar las diferencias en la composición de especies entre las condiciones y estaciones se utilizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS por sus siglas en inglés) basado en las abundancias cada una de las morfoespecies registradas por condición y estación. Se empleó el índice de Bray-Curtis debido a que compara datos cuantitativos. El NMDS basado en las distancias de disimilitud de Bray-Curtis fue calculado utilizando la función “metaMDS” dentro del paquete estadístico “*vegan*” en R (R Core Team, 2017). Se calculó un NMDS para cada una de las estaciones de muestreo. Se utilizó un análisis de similitud (ANOSIM por sus siglas en inglés) para probar si había diferencias significativas entre la composición de especies de cada una de las condiciones por estación de muestreo). El ANOSIM se calculó con base en las distancias de Bray-Curtis, y su significancia fue probada con 7000 permutaciones (permutaciones N) usando el programa PAST (Hammer et al., 2001).

3.4.4 Morfoespecies de artrópodos asociadas a cada una de las condiciones

Se exploraron las asociaciones de morfoespecies para cada una de las condiciones mediante el procedimiento “IndVal” (De Cáceres et al. 2010). Es un método útil cuando se quiere encontrar especies indicador y/o ensamblajes de especies que se encuentran asociadas a un grupo de muestras específicas. Este enfoque combina la abundancia de una especie con la frecuencia de aparición en los diversos grupos de muestras (Dufrêne & Legendre, 1997). El valor del indicador es máximo (100) cuando todos los individuos de una especie son encontrados en un solo grupo de sitios (especificidad) y la especie ocurre en todos los sitios del grupo de la muestra. Para que una especie sea identificada como característica de cierto de tipo de hábitat, la especie debe de ser encontrada confiablemente y exclusivamente en ese hábitat. Se tomaron en cuenta las especies que presentaron un valor estadístico IndVal (stat) superior a 20% y un valor de p inferior a 0.05.

IV. RESULTADOS

4.1 Estructura de las comunidades entre las diferentes condiciones

En total se colectaron 7,378 individuos separados en 263 morfoespecies (Tabla 2.). Los artrópodos colectados pertenecen a 21 órdenes: tres de la clase Arachnida (Araneae, Acari y Opiliones), dos a la clase Malacostraca (Isopoda y Amphipoda), uno a Diplopoda (Polidésmda), uno a Chilopoda (Scutigermomorpha) y 13 a la clase Hexapoda. De los 21 órdenes colectados, cinco presentaron la mayor riqueza de morfoespecies: Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Araneae e Hymenoptera, en conjunto estos cinco órdenes conforman el 79% de todas las morfoespecies colectadas. Los otros 16 órdenes conforman el 21% de la riqueza total (Fig. 7). El número total de morfoespecies de cada orden registrado se ha resumido en la Tabla 3. Los tres órdenes que presentaron mayor abundancia relativa fueron: Hymenoptera, Diptera e Isopoda; estos tres órdenes conforman el 60.8% de los individuos colectados (Fig. 8). En la Figura 9 se muestran algunos ejemplos de las morfoespecies colectadas.

Tabla 2. Número de morfoespecies e individuos capturados en la Zona Metropolitana de Morelia.

Orden	Número de morfoespecies	Número de individuos
Himenóptera	38	1741
Díptera	42	1669
Coleóptera	45	881
Isopoda	4	1082
Hemíptera	42	559
Acari	5	158
Colémbolo	2	741
Araneae	41	260
Psocóptero	4	29
Dermáptero	2	12
Scutigermomorpha	2	3
Ortóptera	8	76
Polidésmda	1	1
Thysanoptera	4	102
Neuróptera	5	8
Blattodea	2	3
Amphipoda	1	12
Trichoptera	1	4
Opiliones	5	16
Lepidóptera	8	20
Isóptera	1	1

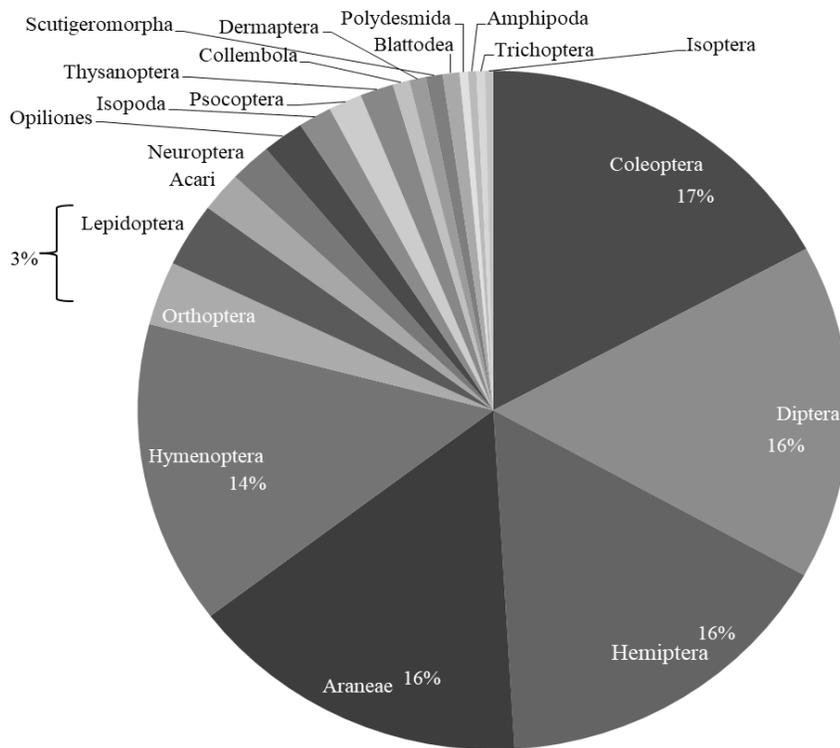


Figura 7. Porcentaje de riqueza (S) de morfoespecies por orden capturados durante todo el muestreo en la Zona Metropolitana de Morelia.

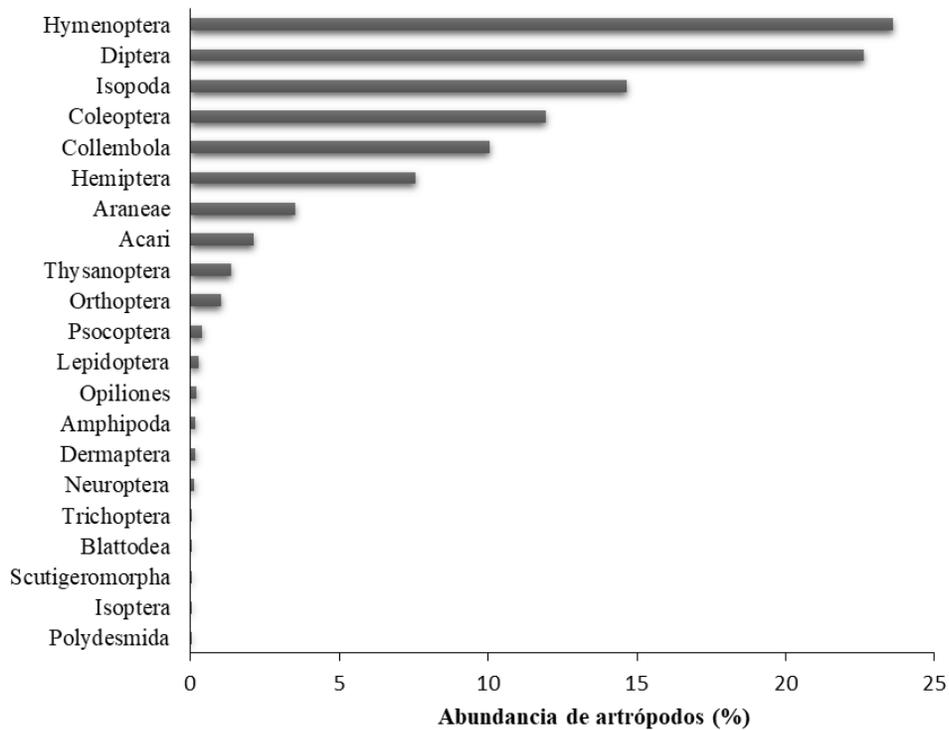


Figura 8. Abundancia (%) de artrópodos por orden capturados durante todo el muestreo en la Zona Metropolitana de Morelia.

Tabla 3. Número total de morfoespecies por orden, tipo de condición y estación en la Zona Metropolitana de Morelia

Ordenes	Otoño					Invierno					Primavera					Verano				
	J	SM	P	PR	PT	J	SM	P	PR	PT	J	SM	P	PR	PT	J	SM	P	PR	PT
Hymenoptera	8	10	11	4	11	11	8	10	3	6	13	11	14	8	9	15	9	8	10	6
Diptera	14	10	11	14	6	10	3	11	7	5	7	3	7	11	3	10	8	12	9	7
Coleoptera	7	9	10	9	13	4	6	10	7	8	4	8	13	8	15	10	8	10	12	14
Isopoda	4	3	3	2	2	3	3	4	2	1	3	3	4	1	2	3	4	4	3	3
Hemiptera	9	14	15	6	9	12	13	6	4	15	4	9	4	4	4	3	5	1	5	8
Acari	2	3	2	0	1	2	2	2	1	0	2	1	1	0	0	1	3	0	0	1
Collembola	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	0	1	1	1
Araneae	6	7	5	9	11	5	4	14	9	9	4	4	3	10	5	5	7	5	15	7
Psocoptera	2	1	1	1	1	1	1	2	0	1	1	1	2	0	1	0	0	2	1	0
Dermaptera	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1	0
Scutigeromorpha	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthoptera	0	2	1	1	6	0	0	0	1	1	0	2	1	2	0	2	4	1	2	1
Polydesmida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Thysanoptera	0	0	2	2	2	1	2	1	1	2	2	1	2	2	0	0	0	0	0	1
Neuróptera	0	0	0	0	2	1	1	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blattodea	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
Trichoptera	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Opiliones	1	0	1	0	2	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Lepidóptera	1	1	3	1	2	0	0	2	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0
Isóptera	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0



Figura 9. Ejemplos de individuos pertenecientes a los Ordenes con más riqueza de morfoespecies: A) Coleoptera, B) Hymenoptera, C) Diptera, D) Isopoda, E) Araneae, F) Hymenoptera, G) Hemiptera, H) Collembola y I) Diptera.

El análisis de riqueza estimada de especies arrojó que el orden Hymenoptera presenta una riqueza alta en las condiciones de jardines domésticos (177.6 ± 34.6), baldíos (85.9 ± 27.2) y parques (118.8 ± 28.1), siendo las parcelas de riego las que registraron menor riqueza (14.5 ± 13). Contrario a lo anterior, las parcelas de riego son las que presentan mayor riqueza de Dípteros (289.5 ± 46.5) en comparación con el resto de las condiciones. Los órdenes Coleoptera y Hemiptera presentaron valores similares de riqueza en los parques, parcelas de temporal y de riego. El orden Araneae presenta la mayor riqueza en las parcelas de temporal, los baldíos y los parques. Para el resto de los órdenes la riqueza varío entre 12 y 1 morfoespecies (Tabla 4).

Tabla 4. Riqueza estimada de especies ($S_m \pm IC$ 84%) de los órdenes de artrópodos capturados en los cinco tipos de condición a lo largo del muestreo.

	Baldíos	Jardines domésticos	Parques	Parcelas de riego	Parcelas de temporal
Hymenoptera	85.9 ± 27.2	177.6 ± 34.6	118.8 ± 28.1	14.5 ± 13	28.4 ± 17.8
Diptera	52.7 ± 18.77	60.2 ± 30.4	50.3 ± 28.6	289.5 ± 46.5	28.4 ± 17.8
Coleoptera	25.2 ± 15.4	21.8 ± 18.1	66.3 ± 30.4	42.7 ± 21.9	44.57 ± 30.5
Isopoda	4	4	4	3	3
Hemiptera	38.2 ± 28	33.2 ± 19.1	60.4 ± 22.5	46 ± 20.3	45.2 ± 28.3
Acari	8.6 ± 5	3	6.6 ± 3	1	1
Collembola	2	2	1	1	2
Araneae	63.3 ± 21.5	27.6 ± 16.2	51.3 ± 25.4	31.8 ± 25.4	96.6 ± 31
Psocoptera	3.2 ± 2	8.2 ± 3.1	6.2 ± 3	5.2 ± 2	3.3 ± 2
Dermaptera	0	1	1	2	0
Scutigeromorpha	0	1	1	0	1
Orthoptera	5.1 ± 4	5.2 ± 2	4.6 ± 2	2	12.2 ± 7.1
Polydesmida	0	0	1	0	0
Thysanoptera	1	2	2	4	2
Neuroptera	1	1	1	5.2 ± 2	4.6 ± 2
Blattodea	0	0	1	1	0
Amphipoda	0	0	1	1	0
Trichoptera	1	0	1	0	0
Lepidoptera	1	1	34.8 ± 8.7	1	6.3 ± 3
Isoptera	0	0	1	0	0
Opiliones	0	2	2	0	4

Para comparar la riqueza de especies entre las diferentes condiciones se generaron curvas de interpolación y extrapolación, conforme lo descrito en la sección de métodos. En la Figura 10 se muestra que los intervalos de confianza (IC) se superponen entre sí, sugiriendo que no existen diferencias significativas entre los tipos de condición cuando se combinan los datos obtenidos durante todo el muestreo. No obstante, se puede apreciar que los IC entre las parcelas de temporal y los parques no se superponen con los IC de las condiciones sin manejo, pero si entre ellas en conjunto con las parcelas de riego y los jardines domésticos. Así mismo, se puede observar que las condiciones sin manejo superponen sus IC con los jardines domésticos y las parcelas de riego cuando se extrapolan los datos a partir de los dos mil individuos. La riqueza de morfoespecies fue mayor en los parques con 143 morfoespecies, 1784 individuos, el número de morfoespecies representadas por un individuo $f_1=59$ y el número de morfoespecies representadas por dos individuos fue $f_2=21$ (Fig. 10), el porcentaje de cobertura del muestreo para los parques fue de 96 % (Fig. 11).

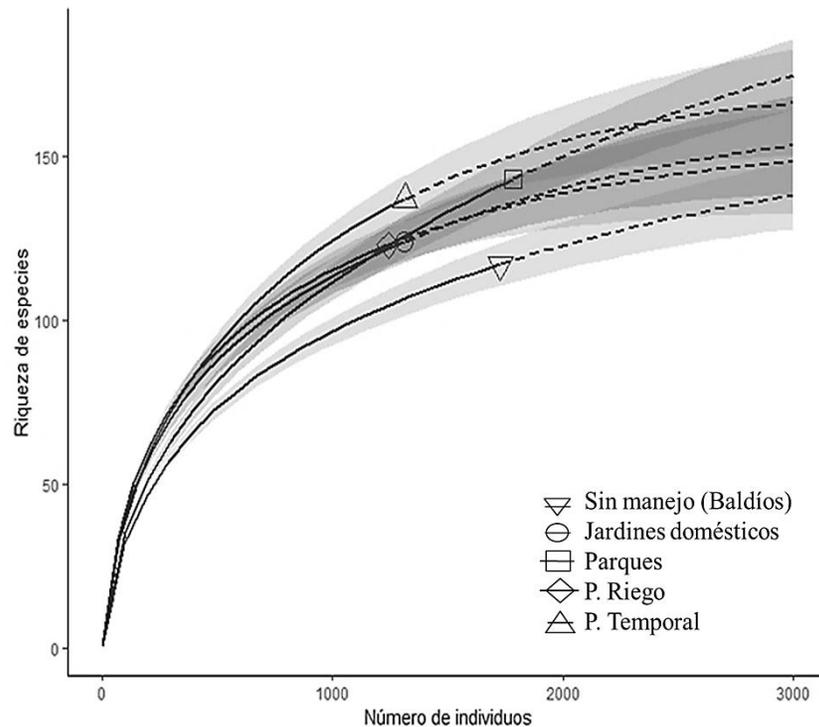


Figura 10. Curvas de rarificación (líneas solidas) y extrapolación (líneas punteadas, al doble del esfuerzo de muestreo) de la comunidad de artrópodos de la Zona Metropolitana de Morelia para la riqueza acumulada de especies ($q=0$). Las curvas se calcularon utilizando las medidas de los números de Hill con el paquete estadístico “iNEXT” (Chao et al., 2014). El área sombreada indica intervalos de confianza (IC) al 84%, sobre-posición de IC indica que no existen diferencias significativas entre las condiciones. Las figuras representan la riqueza observada.

La segunda condición que presento valores altos de riqueza fueron las parcelas de temporal 137 morfoespecies, 1313 individuos y $f_1=46, f_2=29$ (Fig. 10), su porcentaje de cobertura del muestreo fue del 96% (Fig. 11). La riqueza de los jardines domésticos y las parcelas de riego presentaron igual riqueza de morfoespecies (124, 1312 individuos y $f_1=39, f_2=18$ y 123, 1241 individuos y $f_1=35, f_2=19$ respectivamente, Fig. 10), las condiciones sin manejo fueron las que presentaron menor riqueza de morfoespecies (117, 1728 individuos y $f_1=4, f_2=29$ Fig. 10). El porcentaje de cobertura de muestreo para los jardines domésticos, las parcelas de riego y las condiciones sin manejo fue del 97% (Fig. 11).

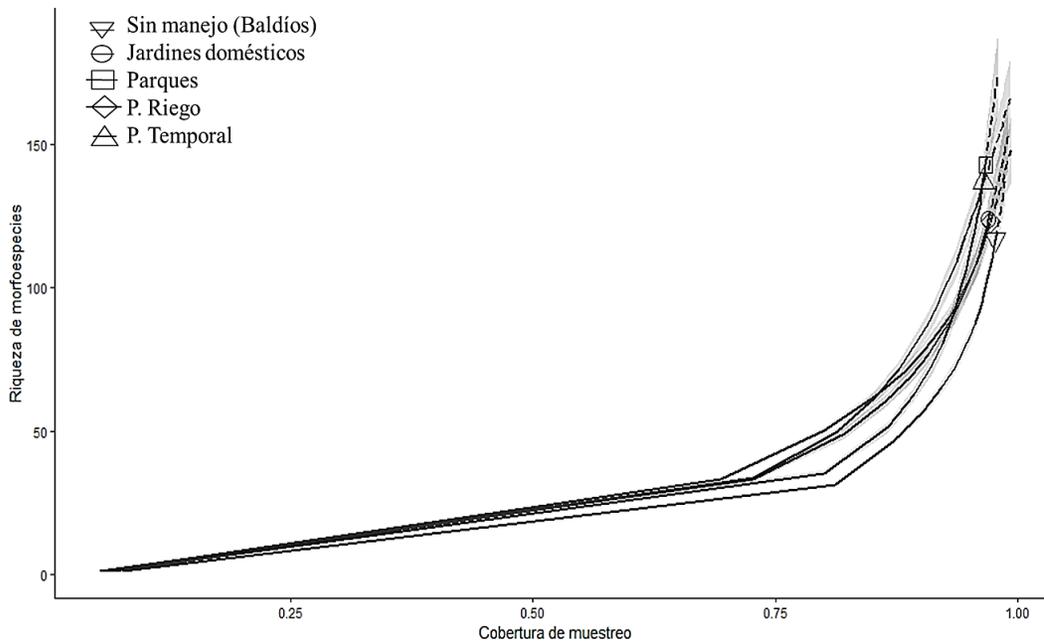


Figura 11. Curvas de interpolación (líneas solidas) y extrapolación (líneas punteadas) de la cobertura del muestreo de la comunidad de artrópodos de la Zona Metropolitana de Morelia. Las figuras representan la muestra de referencia. El área sombreada representa los intervalos de confianza al 84%.

La diversidad de Shannon fue mayor en los jardines, los parques y las parcelas de riego, los IC se superponen indicando que no existen diferencias significativas entre estas tres condiciones (Fig. 12 A). Las condiciones sin manejo y las parcelas de temporal presentaron valores bajos (Fig. 12 A). La diversidad de Simpson presentó valores más altos en las parcelas de riego y los parques, seguido de los jardines domésticos, parcelas de temporal y sin manejo (Fig. 12 B). La forma de las curvas sugiere que cada una de las condiciones tiene números similares de especies dominantes y especies raras (Fig. 12 B).

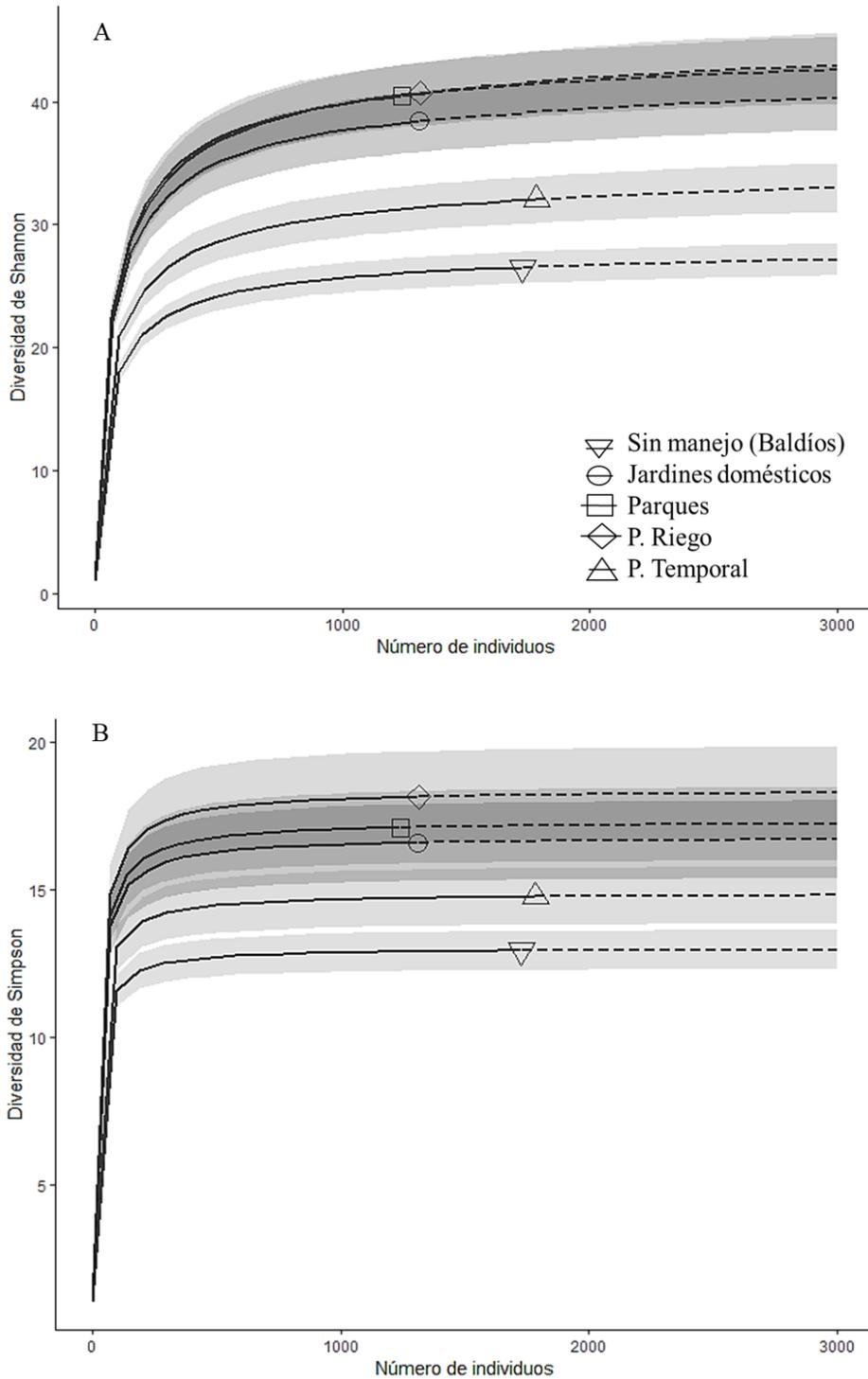


Figura 12. Curvas de rarificación (líneas solidas) y extrapolación (líneas punteadas, al doble del esfuerzo de muestreo) de la diversidad de la comunidad de artrópodos de la Zona Metropolitana de Morelia basados en las medidas de Hill ($q=1$, $q=2$). Las curvas se calcularon utilizando las medidas de los números de Hill con el paquete estadístico “iNEXT” (Chao et al., 2014). El área sombreada indica intervalos de confianza (IC) al 84%, sobre-posición de IC indica que no existen diferencias significativas entre las condiciones. Las figuras representan la muestra de referencia. A) Exponencial del índice de la entropía de Shannon ($q=1$) y B) Inverso del índice de Simpson ($q=2$).

4.2 Efectos de las diferentes condiciones sobre la comunidad de artrópodos en la Zona Metropolitana de Morelia

El análisis GLMM para la riqueza estimada arrojó que existe un efecto de la estación ($F_{3,75} = 33.6, p = < .0001$) y de la interacción entre la condición y la estación ($F_{12,75} = 7.04, p = < .0001$). Aunque las pruebas de hipótesis marginales no mostraron diferencias significativas para los manejos, en la Tabla 5 podemos observar que existe un efecto negativo de las parcelas de riego sobre la riqueza estimada. Las interacciones entre condiciones y estaciones que mostraron diferencias significativas fueron los jardines en otoño, las parcelas de riego en otoño, parcelas de riego y temporal en primavera, parques, parcelas de riego y temporal en verano (Tabla 5, Fig. 13).

Para la diversidad de Simpson las estaciones fueron las únicas que presentaron diferencias significativas ($F_{3,74} = 4.56, p = .0055$). Los parques presentaron el mayor efecto sobre la diversidad de Simpson, dentro de las interacciones entre condiciones y estaciones las parcelas en otoño mostraron un efecto negativo sobre la diversidad de Simpson (Tabla 5, Fig. 14). Finalmente el análisis GLMM para la diversidad de Shannon diferencia significativa en las estaciones ($F_{3,74} = 6.64, p = .0005$). Al igual que en la diversidad de Simpson los parques y la interacción entre los parques y el otoño muestran diferencias significativas sobre la diversidad de Shannon (Tabla 5, Fig. 13).

Tabla 5. Resultados del modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para riqueza estimada de morfoespecies, diversidad de Simpson y diversidad de Shannon. Letras en negritas indican diferencias significativas ($p < 0.05$). J = jardín, P= parques, R= parcelas de riego, T=parcelas de temporal, O=otoño, P=primavera y V= verano

Modelo GLMM con distribución Poisson para riqueza estimada de morfoespecies

<i>Efectos fijos</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error estándar</i>	<i>Valor -z</i>	<i>Valor- P</i>
Intercepto	3.23	0.15	21.01	<0.0001
a) Condición				
Jardines	-0.04	0.22	-0.2	0.8404
Parques	0.29	0.21	1.34	0.1796
P. riego	-0.53	0.23	-2.35	0.0187
P. temporal	0.21	0.21	0.97	0.3343
b) Estación				
Otoño	0.14	0.11	1.26	0.2059
Primavera	-0.12	0.12	-1.01	0.3141
Verano	-0.03	0.11	-0.23	0.8154
c) Condición *				
Estación				
JxO	0.51	0.15	3.38	0.0007
PxO	0.03	0.14	0.19	0.8516
RxO	0.66	0.17	4	0.0001
TxO	-0.11	0.15	-0.77	0.4414
JxPr	0.14	0.17	0.85	0.3961
PxPr	0.09	0.15	0.6	0.5491
RxPr	0.61	0.18	3.44	0.0006
TxPr	-0.33	0.16	-2.04	0.0415
JxV	0.11	0.17	0.68	0.4993
PxV	-0.42	0.16	-2.64	0.0082
RxV	0.69	0.17	4.05	0.0001
TxV	-0.39	0.16	-2.4	0.0163

Tabla 5. Continúa**Modelo GLMM con distribución Gaussian para diversidad de Simpson**

<i>Efecto aleatorio</i>	<i>Varianza</i>	<i>Desviación estándar</i>		
Sitio	0.35	0.59		
<i>Efectos fijos</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error estándar</i>	<i>Valor -t</i>	<i>Valor- P</i>
Intercepto	3.23	0.15	21.01	<0.0001
a) Condición				
Jardines	2.38	1.59	1.5	0.1381
Parques	4.46	1.59	1.8	0.0061
P. riego	0.58	1.59	0.37	0.7157
P. temporal	2.92	1.59	1.83	0.0698
b) Estación				
Otoño	1.56	1.55	1.01	0.3179
Primavera	-0.62	1.55	-0.4	0.692
Verano	-0.26	1.55	-0.17	0.8663
c) Condición *				
Estación				
JxO	1.33	2.2	0.61	0.546
PxO	-5.28	2.2	-2.4	0.0188
RxO	1.5	2.2	0.68	0.4986
TxO	-2.64	2.2	-1.2	0.2335
JxPr	-1.04	2.26	-0.46	0.6475
PxPr	-2.06	2.2	-0.94	0.351
RxPr	1.7	2.2	0.77	0.4411
TxPr	-2.85	2.2	-1.29	0.1996
JxV	-1.69	2.26	-0.75	0.4549
PxV	-3.15	2.2	-1.43	0.1557
RxV	1.52	2.2	0.69	0.492
TxV	-3.48	2.2	-1.58	0.1176

Tabla 5. Continúa.**Modelo GLMM con distribución Gaussian para diversidad de Shannon**

<i>Efecto aleatorio</i>	<i>Varianza</i>	<i>Desviación estándar</i>		
Sitio	1.49	1.22		
<i>Efectos fijos</i>	<i>Estimado</i>	<i>Error estándar</i>	<i>Valor -z</i>	<i>Valor- P</i>
Intercepto	6.34	1.38	4.6	<0.0001
a) Condición				
Jardines	2.83	1.95	1.45	0.1508
Parques	4.97	1.95	2.54	0.0126
P. riego	0.02	1.95	0.01	0.9933
P. temporal	3.15	1.95	1.61	0.1103
b) Estación				
Otoño	3.2	1.82	1.76	0.0828
Primavera	-0.63	1.82	-0.35	0.7287
Verano	0.19	1.82	0.1	0.9193
c) Condición *				
Estación				
JxO	0.72	2.58	0.28	0.7794
PxO	-5.9	2.58	-2.29	0.0249
RxO	1.45	2.58	0.56	0.5761
TxO	-2.45	2.58	-0.95	0.3443
JxPr	-1.52	2.65	-0.57	0.5682
PxPr	-2.13	2.58	-0.83	0.4106
RxPr	2.7	2.58	1.05	0.2972
TxPr	-2.6	2.58	-1.01	0.3158
JxV	-1.96	2.65	-0.74	0.4611
PxV	-3.68	2.58	-1.43	0.1575
RxV	3.34	2.58	1.3	0.1985
TxV	-3.85	2.58	-1.49	0.1392

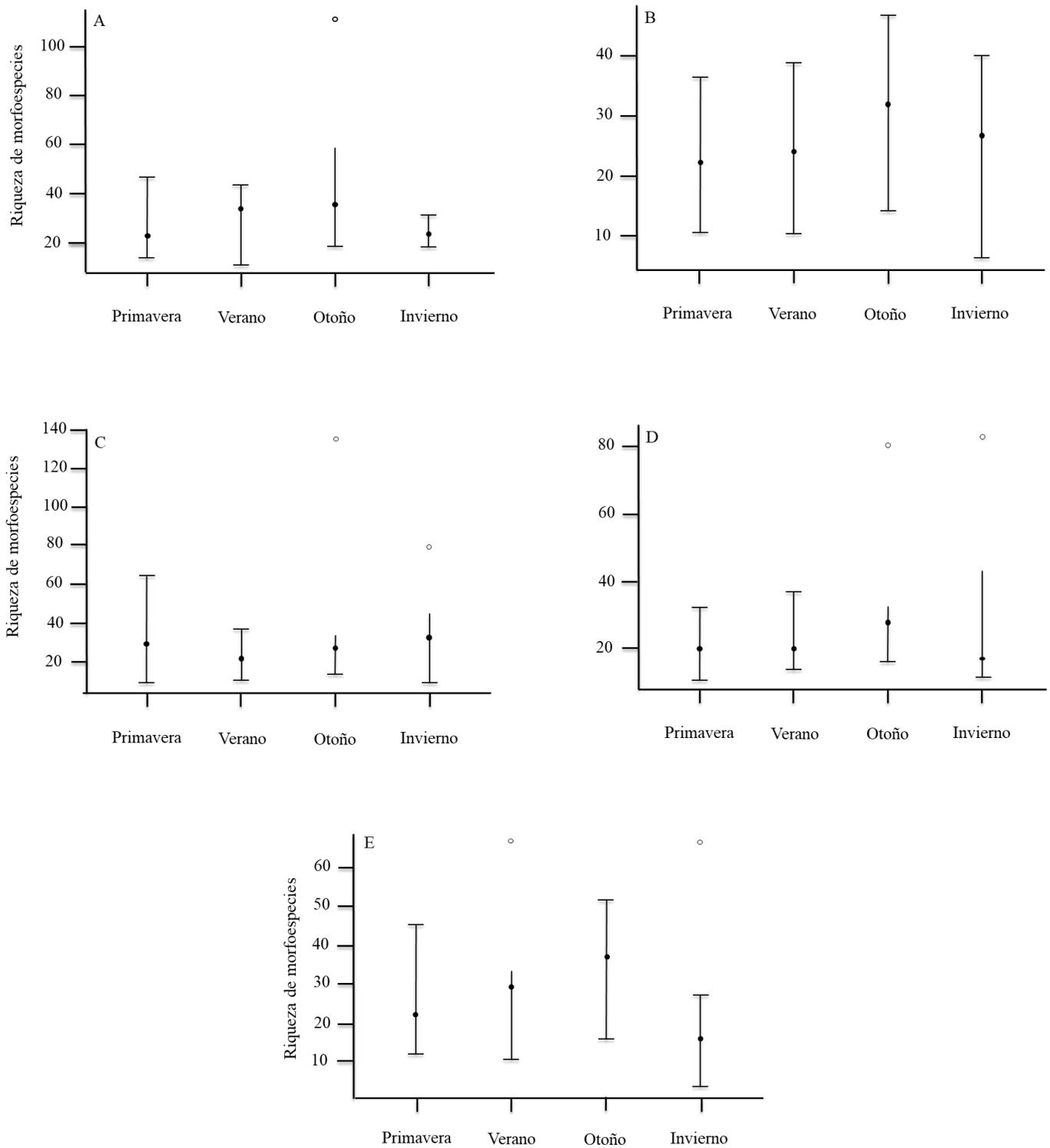


Figura 13. Riqueza estimada de morfoespecies por tipo de condición y estación. Análisis GLMM. La riqueza estimada se calculó utilizando las medidas de Hill con el paquete estadístico “iNEXT” (Chao et al., 2014). A) Jardines domésticos, B) Sin manejo (baldíos), C) Parques, D) Parcelas de riego y E) Parcelas de temporal.

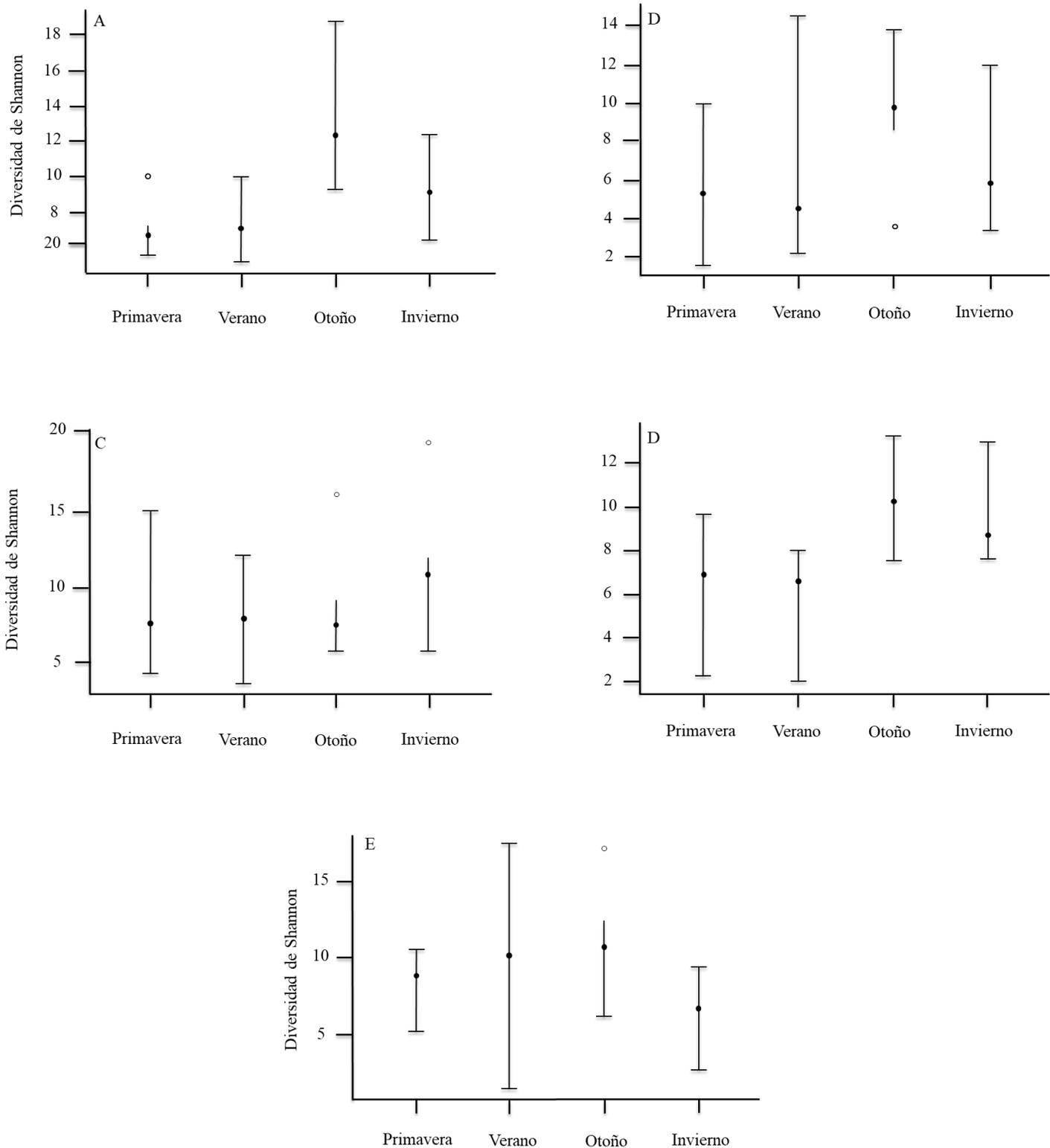


Figura 14. Diversidad de Shannon por tipo de condición y estación. Análisis GLMM. La diversidad de Shannon ($q=1$) se calculó utilizando las medidas de Hill con el paquete estadístico "iNEXT" (Chao et al., 2014). A) Jardines domésticos, B) Sin manejo (baldíos), C) Parques, D) Parcelas de riego y E) Parcelas de temporal.

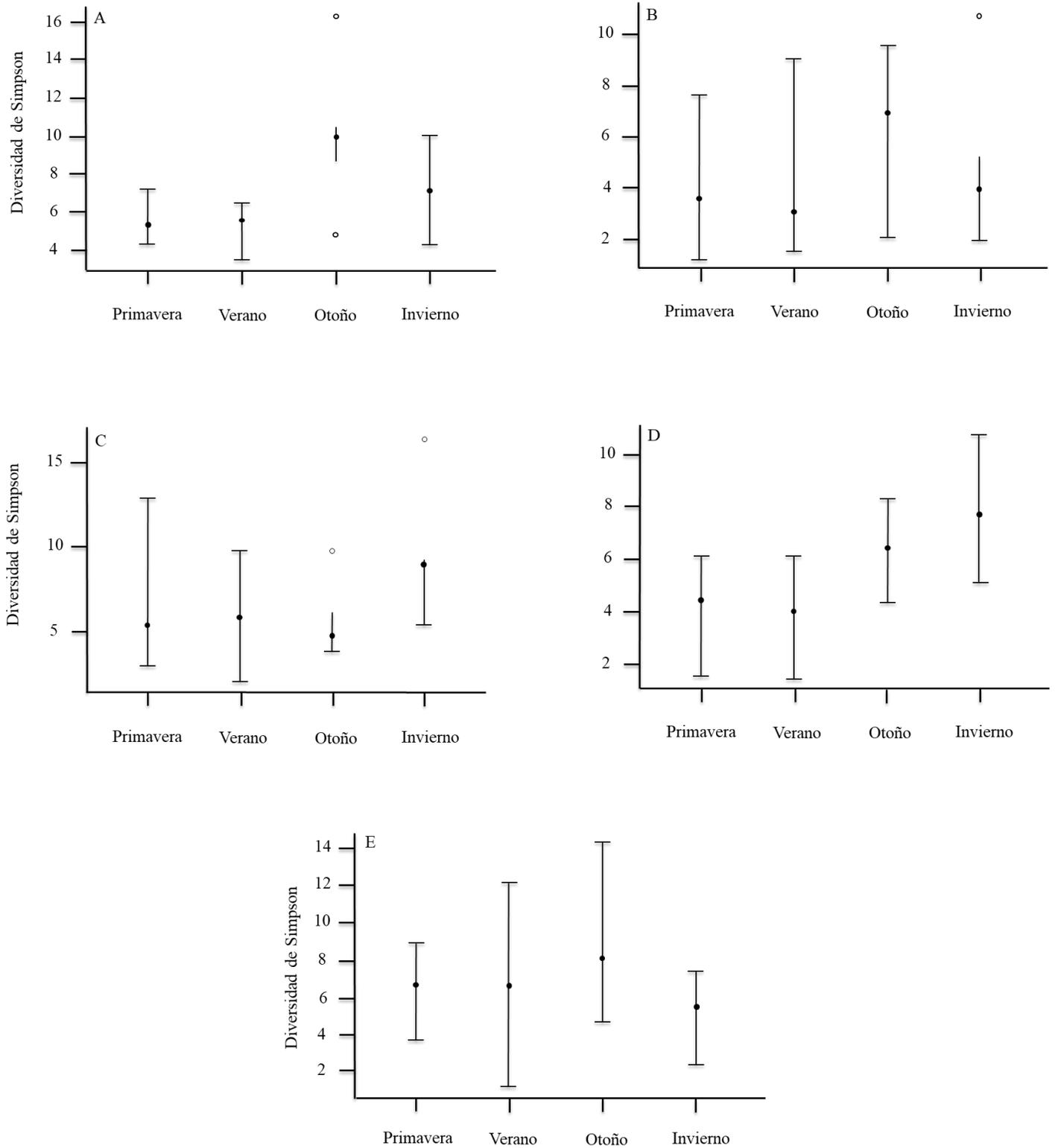


Figura 15. Diversidad de Simpson por tipo de condición y estación. Análisis GLMM. La diversidad de Simpson ($q=2$) se calculó utilizando las medidas de Hill con el paquete estadístico “iNEXT” (Chao et al., 2014). A) Jardines domésticos, B) Sin manejo (baldíos), C) Parques, D) Parcelas de riego y E) Parcelas de temporal.

4.3 Composición de la comunidad de artrópodos entre condiciones y estaciones

En el análisis resultante del NMDS se puede observar que no existen diferencias en la composición de las especies, tanto en los diferentes tipos de condición como entre la estación de muestreo (Fig. 16). El ordenamiento en 3 dimensiones ($k=3$) para Otoño (Fig. 16 A) explica el 42% de la varianza (eje 1= 0.31, eje 2= 0.11), y presento un estrés final de 0.23, el ANOSIM para este ordenamiento comprobó que no existen diferencias significativas entre toda las condiciones (ANOSIM $R^2=0.07$ $P= 0.08$) pero si entre las condiciones de jardines y baldíos en otoño ($P= 0.017$).

El análisis NMDS para la estación de invierno presentó el valor más alto de estrés 0.31 (eje 1= 0.15, eje 2= 0.14) explicando solo el 30% de la varianza. En el caso de invierno las únicas condiciones que presenta diferencias significativas entre ellas son las parcelas de temporal y las parcelas de riego ($P=0.04$), sin embargo el análisis general del ordenamiento no se muestran diferencias significativas entre los otros tipos de condición (ANOSIM $R^2=0.05$ $P= 0.07$). En la primavera el análisis NMDS explica el 35% de la varianza (eje 1= 0.19, eje 2=0.16), su estrés final fue de 0.23. Las condiciones que presentaron diferencias significativas de acuerdo al análisis de similitud fueron las parcelas de temporal y los baldíos (ANOSIM $P=0.03$, $R^2=0.03$ $P= 0.21$).

Finalmente en el análisis de ordenamiento NMDS para el verano presento el estrés más bajo de los cuatro análisis 0.17 (eje1 = 0.33, eje 2=0.23) explicando el 56% de la varianza, sin embargo el ANOSIM arrojo que no existen diferencias significativas en ninguna de las condiciones durante la primavera, ($R^2=0.003$ $P= 0.44$). Ninguno de los NMDS mostró una tendencia de separación de grupos en alguno de los dos ejes, comprobando que las diferentes condiciones no urbanizadas de la ZMM tienen una composición de especies similar.

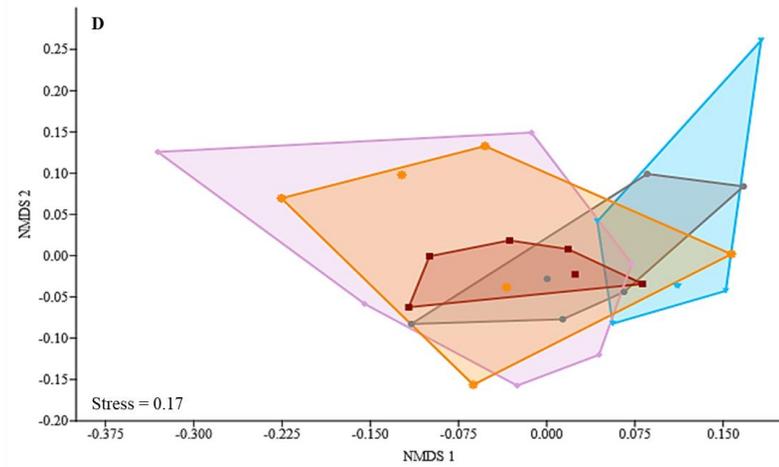
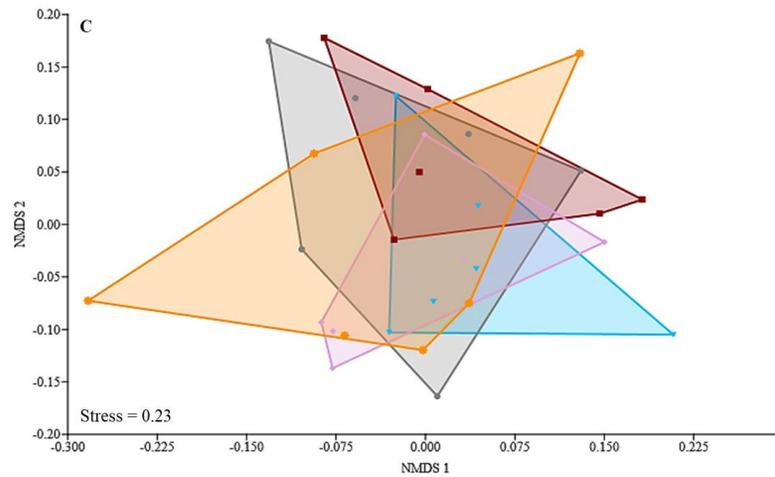
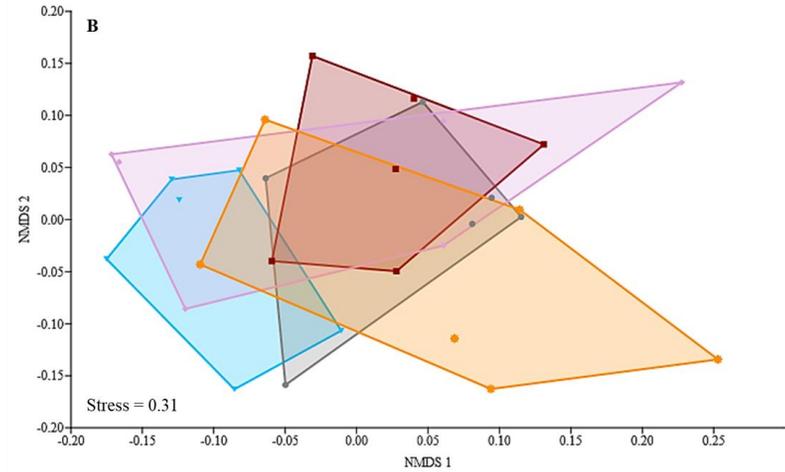
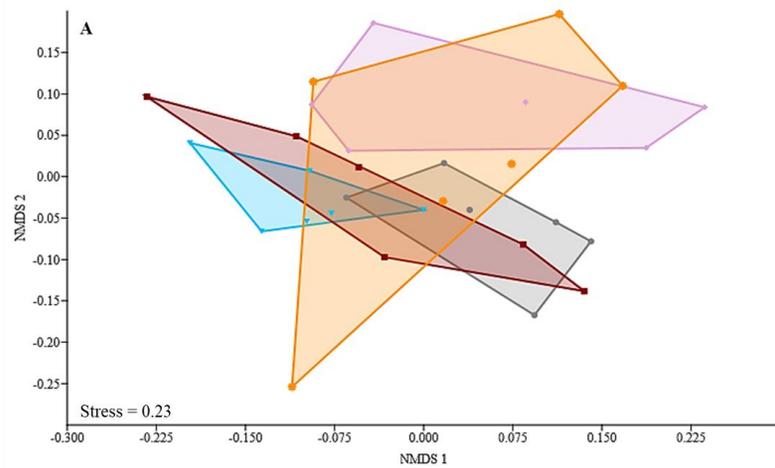


Figura 16. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la composición de la comunidad de artrópodos de la Zona Metropolitana de Morelia por estaciones y condiciones. Tipos de condiciones espacialmente cercanas muestran composición de especies similar. A) Otoño (Stress 0.23, eje 1= 0.31, eje 2 =0.11), B) Invierno (Stress 0.31, eje 1= 0.15, eje 2=0.14), C) Primavera (Stress 0.23, eje 1= 0.19, eje 2 =0.16) y D) Verano (Stress 0.17, eje 1= 0.37, eje 2=0.23). Sin manejo (▼ Baldío, azul), Jardines (● gris), P. riego (◆ lila), P. temporal (☆ naranja) y Parques (■ rojo).

4.4 Morfoespecies de artrópodos asociadas a cada una de las condiciones

Los resultados obtenidos a partir del análisis “IndVal” mostraron la lista de morfoespecies que fueron representativas de cada una de las condiciones, así como la respuesta de las morfoespecies a cada condición, en términos de especificidad (componente “A” de IndVal) y fidelidad (componente “B” de IndVal) (Tabla 6). Así mismo, la función “multipatt” mostró que existen 22 morfoespecies que se encuentran asociadas a las 5 condiciones estudiadas, en las parcelas de temporal se encontraron 10 morfoespecies, 8 morfoespecies asociadas a los jardines domésticos, 2 a los baldíos, 1 a los parques y 1 a las parcelas de riego (Tabla 6).

Tabla 6. Resultados del análisis IndVal para asociaciones de morfoespecies a los tipos de condición estudiadas. El componente A se refiere a la especificidad y el componente B se refiere a la fidelidad de la morfoespecie con respecto al tipo de condición. Solo se tomaron en cuenta las morfoespecies con valor de “stat” superior a 0.20 y valor de *p* inferior a 0.05.

	A	B	stat	p
Sin Manejo (Baldíos)				
Díptera				
Spp. 1	0.86	0.16	0.381	0.029 *
Spp. 2	0.8	0.16	0.365	0.029 *
Jardines				
<i>Díptera</i>				
Spp.3	0.82	0.36	0.547	0.001 ***
<i>Hemíptera</i>				
Spp.1	0.7	0.5	0.619	0.001 ***
Spp.2	0.71	0.4	0.542	0.001 ***
Spp.3	1	0.09	0.3	0.033 *
Spp.4	0.79	0.27	0.46	0.003 **
<i>Himenóptera</i>				
Spp.1	1	0.09	0.3	0.039 *

Tabla 6. Continúa

	A	B	stat	p
<i>Scutigera</i>				
Spp. 1	1	0.09	0.3	0.045 *
<i>Araneae</i>				
Spp. 1	1	0.09	0.3	0.034 *
Parques				
<i>Díptera</i>				
Spp.4	0.85	0.16	0.37	0.02 *
P. riego				
<i>Coleoptera</i>				
Spp.1	1	0.25	0.5	0.004 ***
P. temporal				
<i>Díptera</i>				
Spp. 5	0.92	0.66	0.78	0.001 ***
Spp. 6	0.88	0.45	0.63	0.001 ***
Spp. 7	0.79	0.33	0.51	0.001 ***
<i>Coleoptera</i>				
Spp. 2	0.98	0.45	0.67	0.001 ***
Spp.3	1	0.16	0.4	0.01 **
Spp. 4	1	0.12	0.35	0.03 *
<i>Himenóptera</i>				
Spp. 2	0.76	0.25	0.43	0.08 **
<i>Araneae</i>				
Spp. 2	0.87	0.2	0.42	0.005 **
Spp.3	1	0.16	0.4	0.003 **
<i>Hemiptera</i>				
Spp. 5	0.8	0.16	0.38	0.021 *

V. DISCUSIÓN

El presente estudio es un esfuerzo por contribuir al entendimiento del fenómeno de urbanización sobre las comunidades de artrópodos en una zona que ha sido poco explorada al respecto, la Zona Metropolitana de Morelia (ZMM). Los estudios que se han realizado en la zona abarcan la urbanización desde un enfoque geográfico o en los efectos sobre la biodiversidad en grupos taxonómicos de aves y lepidópteros (López et. al., 2001; López, 2010; MacGregor-Fors et. al., 2010; MacGregor-Fors et. al., 2012; Quiroz, 2008; Vieyra & Larrazábal, 2014). Aquí investigo los efectos de diferentes condiciones no urbanizadas sobre la estructura de la comunidad de artrópodos (en términos de composición, abundancia relativa, riqueza y diversidad) de la ZMM mediante el análisis de las especies de los artrópodos colectados en el periodo correspondiente a un año de muestreo.

Los resultados obtenidos muestran que las condiciones estudiadas son muy similares entre sí, no obstante los resultados muestran diferencias en la riqueza entre algunas condiciones, resultando en un potencial de conservación distinto). De igual manera, no se puede descartar la posibilidad de que otros factores sean los que están influyendo directamente sobre la comunidad de artrópodos en la ZMM, como la intensidad de urbanización, la ubicación del sitio dentro de la zona o factores ambientales como la temperatura (MacGregor-Fors et. al., 2017).

Las curvas de rarefacción y extrapolación para la cobertura del muestreo mostraron que en todas las condiciones se capturo arriba del 90% de las especies esperadas (Fig. 11). Lo que indica que el esfuerzo de muestreo fue pertinente. No obstante, es importante reconocer que existen limitaciones en la precisión de los resultados obtenidos mediante las trampas de caída y que estos resultados deben tratarse con cautela. Esto se debe a que la tasa de captura depende tanto de la abundancia de la especie como de la actividad que presenta, dicho esto, puede ser que las especies menos abundantes pero más activas puedan estar sobre-representadas en comparación a las especies más abundantes pero menos activas, que pueden estar representadas de manera insuficiente.

El análisis de las curva de rarefacción y extrapolación de la medida de Hill ($q=0$) para riqueza no mostró diferencias significativas entre los tipos de condición. La riqueza de morfoespecies de artrópodos fue mayor en los parques, seguido de las parcelas de temporal, los jardines domésticos, parcelas de riego y baldíos (Fig. 10). Este resultado se puede deber a la relación entre especie-tamaño de hábitat. Al respecto, un estudio reciente llevado a cabo en la ciudad de Xalapa, Veracruz registró valores altos de varios grupos taxonómicos (e.g. Ortópteros) en sitios de gran tamaño (MacGregor-Fors et. al., 2016). Con base en esta investigación se puede inferir que espacios verdes de gran tamaño, como el bosque Cuauhtémoc o el bosque Lázaro Cárdenas, pueden mitigar el papel negativo ocasionado por el crecimiento demográfico dentro de la ZMM.

En este estudio, las parcelas de temporal presentaron mayor riqueza de morfoespecies en comparación a las parcelas de riego. Lo anterior concuerda con los resultados de Pineda et. al. (2012), quienes reportaron valores más altos en el número de artrópodos de parcelas con siembra directa y temporal, en contraste a parcelas que utilizan maquinaria, sistemas de riego e introducción de fertilizantes en el municipio de Álvaro Obregón en el estado de Michoacán. Esto se puede deber a diferencias en los microclimas entre las parcelas de temporal y de riego, así como a los niveles de perturbación generados por las diferentes prácticas agrícolas en las parcelas estudiadas (Lietti et. al., 2008).

En un estudio similar sobre los efectos de la urbanización en comunidades de lepidópteros en la ZMM, López (2010) reportó un número elevado de especies en el bosque nativo, seguido por zonas industriales, residenciales peri-urbanas y los valores más bajos de especies en las áreas verdes y zonas residenciales intra-urbanas. Estos resultados difieren a los de este trabajo ya que el mayor número de especies de lepidópteros se encontró en los parques (Tabla 3). Sin embargo, la diferencia en los resultados se puede deber a diferentes razones como, diferencias en el esfuerzo y tipo de muestreo y diferencias dadas por la profundidad de análisis en los lepidópteros. La baja riqueza de morfoespecies de artrópodos registrada en los baldíos de la ZMM fue inesperada, ya que se esperaban valores más altos de riqueza debido a la compleja estructura presente en algunos sitios generada por el abandono de estos sitios, como lo reportado por Gardiner et. al. (2013) para baldíos en el estado de Ohio, E.U.A.

Aunque no se encontraron diferencias significativas entre la riqueza de la comunidad y las condiciones. Las curvas de rarefacción y extrapolación para la diversidad de Shannon ($q=1$, Fig. 12 A) mostraron diferencias significativas entre las condiciones. Los jardines, en conjunto con los parques y las parcelas de riego presentaron los valores más altos, seguido de las parcelas de temporal y los valores más bajos en los baldíos. La diversidad de Simpson ($q=2$, Fig. 12 B) presento patrones similares, con los valores más bajos de diversidad en los baldíos, esto se puede deber a que algunos sitios dentro de los baldíos están dominados por muy pocas especies.

Los análisis generalizados mixtos (GLMM) no mostraron diferencias significativas en las relaciones entre la estructura y diversidad por tipo de condición, pero si en las interacciones entre los tipos de condición y la estación de muestreo. Los GLMM concuerdan con los resultados obtenidos en las curva de rarefacción y extrapolación de la diversidad de artrópodos (Fig. 12), las diferencias significativas mostradas en los modelos fueron entre los jardines y parcelas de riego en otoño, parcelas de riego y temporal en primavera y parques, parcelas de riego y temporal en verano. Lo anterior podría estar relacionado a que algunas especies de artrópodos suelen ser susceptibles a los cambios en las condiciones climáticas (Saalfeld & Lanctot, 2017). Las diferencias en los resultados se pueden deber a cambios aparentes en la estacionalidad. Por ejemplo, durante el otoño en la ZMM la temperatura empieza a disminuir y las lluvias son cada vez más escasas, así mismo algunas especies de artrópodos disminuyen su actividad. En contraste, en la primavera empiezan las primeras lluvias, existe más disponibilidad de recurso y empieza la época de reproducción de la mayoría de las especies.

Los análisis de similitud de las comunidades de artrópodos de la ZMM arrojaron que las comunidades presentan una gran similitud entre las condiciones estudiadas, al igual que por estación de muestreo (Fig. 16). Lo anterior podría estar relacionado a que es posible que exista una fuerte interdependencia entre las especies de artrópodos que componen los ensamblajes de especies en cada tipo de condición. Sin embargo, es importante descartar que existe una tendencia no significativa entre algunas condiciones, lo anterior se puede deber a la existencia de alguna variable ambiental que puede estar influyendo sobre la comunidad de artrópodos en estas condiciones.

Los resultados de este trabajo sugieren que la estructura y composición de la comunidad de artrópodos en la Zona Metropolitana de Morelia no responde a las diferentes condiciones no urbanizadas, pero si responde a las interacciones entre las condiciones no urbanizadas y la estacionalidad. Si uno de los objetivos de los espacios verdes dentro de las áreas urbanas es proteger y mantener la biodiversidad en paisajes cada vez más grises, este trabajo contribuye como punto de partida para futuros estudios que busquen comprender la respuesta de los ensamblajes de artrópodos a los diferentes factores locales y paisajísticos, comprender estas interacciones se convertirá en una parte importante en la gestión urbana y planificación para la conservación de especies de gran importancia ecológica, como lo son las abejas.

VI. CONCLUSIONES

En los últimos años la investigación ecológica dentro de las ciudades ha tomado gran relevancia debido al flujo de personas que migran desde las zonas rurales hacia las áreas urbanas; con la finalidad de asegurar a las personas un alto bienestar de vida, los ecólogos han puesto en la mira la importancia de entender los procesos que ocurren dentro de los ecosistemas urbanos. En este sentido los invertebrados juegan un papel importante para asegurar el bienestar humano y del ambiente dentro de las áreas urbanas, ya que la mayoría de los servicios ecosistémicos que necesitamos los humanos para sobrevivir provienen de los insectos, y además algunos de estos servicios son de gran importancia económica (e.g. la polinización de nuestros cultivos por parte de las abejas). La implementación de áreas verdes en las ciudades que sirvan como corredores biológicos o lugares de descanso para las especies nativas o migrantes entre las áreas con bosque alrededor de la zona metropolitana de Morelia puede ayudar a mejorar la conectividad de los hábitats disminuyendo los impactos en las diferentes especies. Este estudio sugiere que las áreas verdes dentro de la zona metropolitana tienen el potencial de contener una diversidad importante de artrópodos. Mantener o incrementar esta diversidad mediante el manejo adecuado de áreas verdes puede promover la calidad de servicios ecosistémicos dentro de la ciudad.

REFERENCIAS

- Alberti, M. (2008). *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*.
- Ávila-García, P. (2006). Hacia la construcción de un marco conceptual para el estudio de la relación ciudad medio ambiente. *En: El impacto del desarrollo urbano en los recursos naturales*, C. E. Tapia & G. Vargas Uribe (eds.). CIDEM, UMSNH, Morelia, Mich. México. P. 17-31
- Balvanera, P., Castillo, A., & Martínez-Harms, M. J. (2011). Ecosystem Services in Seasonally Dry Tropical Forests. In R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation* (pp. 259–277). Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_15m
- Bang, C., & Faeth, S. H. (2011). Variation in arthropod communities in response to urbanization: Seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning*, 103(3–4), 383–399.
- Berry, B. J. L. (2008). Urbanization. *In: J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, ... C. ZumBrunnen* (Eds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (pp. 25–48). Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_3
- Berkowitz, A. R., Nilon, C. H., & Hollweg, K. S. (2003). *Understanding Urban Ecosystems: A New Frontier for Science and Education*.
- Boland, P. & Hanhammer, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.* 29:293–301
- Boldt, J. L., Martone, R., Samhoury, J., Perry, R. I., Itoh, S., Chung, I. K. & Yoshie, N. (2014). Developing ecosystem indicators for responses to multiple stressors, 27(4), 116–133.

- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., & Bouch-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning*, 132, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010>
- Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>
- Chao, Anne & J. Gotelli, Nicholas & Hsieh, T. C. & L. Sander, Elizabeth & H. Ma, K & Colwell, Robert & M. Ellison, Aaron. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*. 84. 45-67. [10.1890/13-0133.1](https://doi.org/10.1890/13-0133.1).
- Childers, D. L., M. L. Cadenasso, J. M. Grove, V. Marshall, B. McGrath, and S. T. A. Pickett. 2015. An ecology for cities: a transformational nexus of design and ecology to advance climate change resilience and urban sustainability. *Sustainability* 7:3774–3791
- Collins, J. P., Kinzig, A., Grimm, N. B., Fagan, W. F., Hope, D., Wu, J. & Borer, E.T. (2000). A new urban ecology. *American Scientist* 88:416–425.
- De Cáceres, M., Legendre, P., & Moretti, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119(10), 1674–1684. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x>
- De Groot, R.S., Alkermade, R., Braat, L, Hein, L. & Willemen, L., (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complexity* 7, 260-272.
- Diamond, S. E., Chick, L. D., Perez, A., Strickler, S. A., & Zhao, C. (2018). Evolution of plasticity in the city: urban acorn ants can better tolerate more rapid increases in environmental temperature. *CONSERVATION PHYSIOLOGY*, 6. <https://doi.org/10.1093/conphys/coy030>
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2018. Centro de Transferencia InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

- Endlicher, W., Jendritzky, G., Fischer, J., & Redlich, J.-P. (2008). Heat Waves, Urban Climate and Human Health. *In: J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, ... C. ZumBrunnen (Eds.), Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (pp. 269–278). Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_16
- Endlicher, W. (2011). Introduction: From Urban Nature Studies to Ecosystem Services. *In: W. Endlicher (Ed.), Perspectives in Urban Ecology: Ecosystems and Interactions between Humans and Nature in the Metropolis of Berlin* (pp. 1–13). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-17731-6_1
- Giribett, G. & Edgecombe, G. D. (2013). Reevaluating the arthropod tree of life. *Annual Review of Entomology*, 57: 167-86.
- Hammer, O, Harper, D.A.T., & P. D. Ryan, (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010a). Compendio de información geográfica municipal 2010. Morelia, Michoacán de Ocampo.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2010b). Censo de Población y Vivienda 2010. Recuperado el 20 de marzo de 2017 de, <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/ccpv/cpv2010/Default.aspx>
- Instituto para el Federalismo y Desarrollo Municipal (INAFED) y Secretaría de Gobernación (SEGOB). (2010). Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México. Recuperado el 20 de marzo de 2017 de, <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM16michoacan/index.html>
- Jetz, W., McPherson, J. M., & Guralnick, R. P. f (2012). Integrating biodiversity distribution knowledge: Toward a global map of life. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(3), 151–159. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.09.007>

- Jiménez-Valverde, A., & Hortal, J. (2003). Las Curvas De Acumulación De Especies Y La Necesidad De Evaluar La Calidad De Los Inventarios Biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151–161. [https://doi.org/1576 - 9518](https://doi.org/1576-9518)
- Juárez, F. B., García, J. D. J. V., & Pérez, A. B. (2012). Manejo agroecológico de plagas en trigo para una agricultura de conservación en el Valle Morelia-Queréndaro, Michoacán.
- Lagucki, E., Burdine, J. D., & McCluney, K. E. (2017). Urbanization alters communities of flying arthropods in parks and gardens of a medium-sized city. *PEERJ*, 5. <https://doi.org/10.7717/peerj.3620>
- Lambin et al. (2003). Dynamics of land-use change, and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources* 28: 205-241.
- Lemoine Rodríguez, R. (sustentante) (2015). Conurbaciones de la ciudad de Morelia, Michoacán, en el periodo 1970–2010 y su influencia en el sentido de pertenencia al lugar de sus habitantes. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Autónoma de México. Programa de Posgrado en Geografía.
- Lietti, M., J. C. Gamundi, G. Montero, A. Molinari, & V. Bulaci. (2008). Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral* 18:71–87.
- López, E., Bocco, G., Mendoza, M. & Dahau, E. (2001). Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 55: 271-283.
- López, S. (sustentante) (2010). Efectos de la Urbanización sobre las comunidades de aves y lepidópteros de la ciudad de Morelia. (Tesis de Licenciatura). Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Facultad de Biología. Morelia, Michoacán.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L., Quesada, J. et al. *Biol Invasions* (2010) 12: 87. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9432-5>

- MacGregor-Fors, I. (2011). Misconceptions or misunderstandings? On the standardization of basic terms and definitions in urban ecology. *Landscape and Urban Planning*, 100(4), 347–349. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.013>
- MacGregor-Fors, I., Morales, L., & Schondube, J. (2012). From Forests to Cities: Effects of Urbanization on Tropical Birds (pp. 32–48). <https://doi.org/10.1525/california/9780520273092.003.0003>
- MacGregor-Fors, I. & Payton, M. (2013). Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *PloS one*. 8. e56794. [10.1371/journal.pone.0056794](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056794).
- MacGregor-Fors, I., Escobar-Ibáñez, J. F., & Rueda-Hernández, R. (2017). Concluding Remarks: Current Knowledge and Future Directions. In I. MacGregor-Fors & J. F. Escobar-Ibáñez (Eds.), *Avian Ecology in Latin American Cityscapes* (pp. 159–168). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-63475-3_9
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2013). A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering*, 57, 109–117.
- Madrigal Sánchez, X., & Gómez Peralta, M. (2013). Árboles de las áreas urbanas y suburbanas de Morelia, Michoacán, México. *Biológicas Revista De La DES Ciencias Biológico Agropecuarias Universidad Michoacana De San Nicolás De Hidalgo*, 9(1), 12-22.
- Magura, T., Nagy, D., & Tóthmérész, B. (2013). Rove beetles respond heterogeneously to urbanization. *Journal of Insect Conservation*, 17(4), 715–724. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9555-y>
- Martínez-Hernández, N. (2007). Composición y estructura de la fauna de escarabajos (Insecta: Coleóptera) en los remanentes de bosque del Recinto Universitario de Mayagüez, Puerto Rico, con énfasis en la superfamilia Scarabaeoidea. Tesis de maestría. Recinto Universitario de Mayagüez. Universidad de Puerto Rico. Mayagüez, Puerto Rico. 111 pp.

- Martínez-Meyer, E. (2005). Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodiversity Informatics* 2: 42-55.
- Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U. & ZumBrunnen, C. (Eds.) (2008). *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. (pp. 8-11). Boston, MA: Springer US. <https://doi-org.pbidi.unam.mx:2443/10.1007/978-0-387-73412-5>
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247–260.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystem*, 11, 161–176.
- McIntyre, N. E., Knowles-Yáñez, K., & Hope, D. (2008). Urban Ecology as an Interdisciplinary Field: Differences in the use of ‘‘Urban’’ Between the Social and Natural Sciences. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, ... C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* (pp. 49–65). Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_4
- McIntyre, N.E., Rangob, J., Faganb, W.F. & Faeth, S. H. (2000). Ground Arthropod Community Structure in a Heterogeneous Urban Environment. *Landscape and Urban Planning*. 52, 257-274, 52, 257–274.
- Melliger, R. L., Braschler, B., Rusterholz, H.-P., & Baur, B. (2018). Diverse effects of degree of urbanisation and forest size on species richness and functional diversity of plants, and ground surface-active ants and spiders. *PLOS ONE*, 13(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.e0199245>
- Millennial Ecosystems Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
- Munévar, A., Rubio, G. D., & Zurita, G. A. (2018). Changes in spider diversity through the growth cycle of pine plantations in the semi-deciduous Atlantic forest: The role of prey availability and abiotic conditions. *Forest Ecology and Management*, 424, 536–544. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.025>

- Nagy, D. D., Magura, T., Horváth, R., Debnár, Z., & Tóthmérész, B. (2018). Arthropod assemblages and functional responses along an urbanization gradient: A trait-based multi-taxa approach. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 157–168. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.002>
- Niemelä, J., Kotze, DJ., Venn, S., Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D. & Montes de Oca, E. (2002) Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landsc Ecol* 17:387–401
- Niemi, G. J & MacDonald, M. E. (2004). Application of ecological indicators. – *Annu. Rev. Ecol. Evo. Syst.* 35: 89-111.
- Peng, J., Tian, L., Liu, Y., Zhao, M., Hu, Y. & Wu, J. (2017). Ecosystem services response to urbanization in metropolitan areas: Thresholds identification. *Science of The Total Environment*, 607–608, 706–714. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.06.218>
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M.L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C. & Costanza, R. (2001). Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32:127–157.
- Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Childers, D. L., McDonnell, M. J., & Zhou, W. (2016). Evolution and future of urban ecological science: ecology in , of , and for the city. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(7), e01229. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1229>
- Pineda, S., Cruz, G., Valle, J., De La Rosa, J. I. F., Chavarrieta, J. M., Ordoñez-Reséndiz, M., & Martínez, A. M. (2012). Arthropod Abundance in Two Maize Fields in Western Central Mexico. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 85(4), 340–352. <https://doi.org/10.2317/0022-8567-85.4.340>
- Pinho, P., Correia, O., Lecoq, M., Munzi, S., Vasconcelos, S., Gonçalves, P., ... Branquinho, C. (2016). Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. *Environmental Research*, 147, 601–610. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.025>

- Quiroz, Y. (sustentante) (2008). Diversidad y abundancia de Lepidópteros diurnos en la Cuenca de Cuitzeo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- R Core Team. (2017). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramírez-Restrepo, L., & MacGregor-Fors, I. (2017). Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems*, 20(1), 171–182. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0579-4>
- Rajesh, T. P., Ballullaya, U. P., Surendran, P., & Sinu, P. A. (2017). Ants indicate urbanization pressure in sacred groves of southwest India: A pilot study. *CURRENT SCIENCE*, 113(2), 317–322. <https://doi.org/10.18520/cs/v113/i02/317-322>
- Robertson, B., Porter, C., Landis, D. & Schemske, D. (2012) Crops influence the diversity, biomass, and guild structure of terrestrial arthropod communities. *Bioenergy Research*. 5: 179-188.
- Rocha, E. A., & Fellowes, M. D. E. (2018). Does urbanization explain differences in interactions between an insect herbivore and its natural enemies and mutualisms? *Urban Ecosystems*, 21(3), 405–417. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0727-5>
- Saalfeld, S. T., & Lanctot, R. B. (2017). Multispecies comparisons of adaptability to climate change: A role for life-history characteristics? *Ecology and Evolution*, 7(24), 10492–10502. <https://doi.org/10.1002/ece3.3517>
- Sánchez, G. M. & Vieyra, A. (2012). Evaluación de la integración funcional de la zona metropolitana de Morelia. *INCEPTUM*, VII (12), pp. 365-391.
- Sattler, T., Obrist, M. K., Duelli, P., & Moretti, M. (2011). Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landscape and Urban Planning*, 103(3–4), 347–361. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.008>

- Torres-García, U., & Pérez-Valladares, C., & Herrería-Diego, Y., & Pineda-López, R. (2014). Efecto de los factores ambientales sobre la diversidad de insectos hemimetábolos y coleópteros acuáticos en la cuenca del Río Xichú, Guanajuato, México. *Revista de Biología Tropical*, 62 (2), 69-80.
- Triplehorn, C. A., Johnson, N. F., & Borror, D. J. (2005). *Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects*. Thompson Brooks/Cole. Retrieved from <https://books.google.com.mx/books?id=ZTsIAQAAMAAJ>
- United Nations, 2014. *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision*, United Nations. Department of Economic and Social Affairs, New York, United Nation. <http://dx.doi.org/10.4054/DemRes.2005.12.9>.
- Van Heezik, Y., Dickinson, K. J. M., Freeman, C., Porter, S., Wing, J., & Barratt, B. I. P. (2016). To what extent does vegetation composition and structure influence beetle communities and species richness in private gardens in New Zealand? *Landscape and Urban Planning*, 151, 79–88.
- Vargas Uribe G. (2008). *Urbanización & Configuración Territorial en la región Valladolid-Morelia*. pp.1541-1991. (Ed.) Morevallado Editores. Morelia
- Vieyra, A., & Larrazábal, A. (2014). *Urbanización, Sociedad y Ambiente: experiencias en ciudades medias*. *Investigaciones Geográficas*
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, M. Rejmanek, & Westbrooks, R. (1997). Introduced species: A significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21:1–16.
- Ward, D. F., New, T. R., & Yen, A. L. (2001). Effects of pitfall trap spacing on the abundance, richness and composition of invertebrate catches. *Journal of Insect Conservation*, 5(1), 47–53. <https://doi.org/10.1023/A:1011317423622>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *GLMM and GAMM*. In *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (pp. 323–341). New York, NY: Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6_13