



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

UNIDAD REGIONAL UNIVERSITARIA DE ZONAS ÁRIDAS

Doctorado en Ciencias en Recursos Naturales y Medio
Ambiente en Zonas Áridas

**Insectos asociados a especies vegetales
en época de floración en la zona árida de
Mapimí, Durango**

T E S I S

Que como requisito parcial

Para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES
Y MEDIO AMBIENTE EN ZONAS ÁRIDAS

Presenta:

CLEMENTINA ARACELI SANDY PACHECO

Bajo la supervisión del Dr. Fabián García González

Bermejillo, Durango, México. Mayo 2026



inifap
Instituto Nacional de Investigaciones
Forestales, Agrícolas y Pecuarias

**INSECTOS ASOCIADOS A ESPECIES VEGETALES EN ÉPOCA DE
FLORACIÓN EN LA ZONA ÁRIDA DE MAPIMÍ, DURANGO**

Tesis realizada por **CLEMENTINA ARACELI SANDY PACHECO** bajo la supervisión del Comité asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS EN RECURSOS NATURALES
Y MEDIO AMBIENTE EN ZONAS ÁRIDAS**

DIRECTOR


Dr. Fabián García González

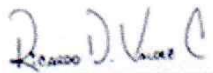
ASESOR


Dr. Hipolito Cortez Madrigal

ASESOR


Dr. Ramón Trucíos Caciano

ASESOR


Dr. Ricardo David Valdez Cepeda

LECTOR EXTERNO


Dr. Jorge Luis Becerra López

CONTENIDO

ABREVIATURAS USADAS	x
DEDICATORIAS.....	xii
AGRADECIMIENTOS	xiv
DATOS BIOGRÁFICOS	xvi
RESUMEN GENERAL	xvii
GENERAL ABSTRACT.....	xviii
CAPÍTULO 1	1
1.1 INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.2 JUSTIFICACIÓN	3
1.3 OBJETIVOS	3
1.3.1 Objetivo general	3
1.3.2 Objetivos específicos.....	3
1.4 HIPÓTESIS.....	4
LITERATURA CITADA	4
CAPÍTULO 2	7
REVISIÓN DE LITERATURA.....	7
2.1 Biodiversidad	7
2.2 Diversidad de insectos	8
2.3 Importancia de los insectos	9
2.4 Insectos polinizadores	10
2.5 Insectos fitófagos	13

2.6 Insectos entomófagos	14
2.7 Declive de los insectos	16
2.8 Ecosistemas áridos	17
2.9 El Desierto Chihuahuense	18
2.10 Ecorregión árida y semiárida de Durango	18
2.11 Interacción Planta-insecto	21
LITERATURA CITADA	22
CAPÍTULO 3	32
RESUMEN.....	32
ABSTRACT	33
INTRODUCCIÓN.....	34
MATERIALES Y MÉTODOS	38
Área de estudio	38
Trabajo de campo	39
Trabajo de laboratorio	40
Análisis de diversidad.....	40
Análisis estadístico.....	41
RESULTADOS	41
Abundancia de insectos	41
Diversidad de insectos	43
Familias de insectos presentes en ambas especies vegetales	46

Análisis estadístico	46
DISCUSIÓN.....	47
CONCLUSIONES.....	51
LITERATURA CITADA	52
CAPÍTULO 4	58
RESUMEN.....	58
ABSTRACT	59
INTRODUCCIÓN.....	60
MATERIALES Y MÉTODOS.....	62
Área de muestreo	62
Sitios de muestreo.....	62
Trabajo de campo	64
Trabajo de laboratorio	65
Análisis de diversidad.....	65
Análisis estadístico	65
RESULTADOS	66
Índice de fragmentación	66
Abundancia absoluta de familias de insectos.....	66
Abundancia relativa de familias.....	68
Análisis de diversidad.....	69
Análisis estadístico	71

DISCUSIÓN.....	72
Índice de fragmentación	72
Análisis de abundancia	73
Gremios funcionales.....	73
Análisis de diversidad.....	76
Análisis de composición	76
CONCLUSIONES.....	78
LITERATURA CITADA	78
CAPÍTULO 5	84
CONCLUSIONES GENERALES.....	84

ÍNDICE DE CUADROS

CAPÍTULO 4

<i>Cuadro 1. Familias de insectos y frecuencia de captura en Vachellia farnesiana durante la etapa de floración en dos sitios de muestreo de Mapimí, Durango, México.</i>	<i>67</i>
<i>Cuadro 2. Diversidad de riqueza de familias y abundancia de insectos agrupados por gremio funcional en dos sitios con diferente grado de fragmentación del hábitat.</i>	<i>68</i>
<i>Cuadro 3. Abundancia relativa de las 10 familias principales identificadas en la época de floración de Vachellia farnesiana en dos sitios de muestreo en Mapimí, Durango, México.....</i>	<i>69</i>

<i>Cuadro 4. Números de Hill para las familias de insectos encontrados en Vachellia farnesiana, en ambos sitios de muestreo del área de Mapimí, Durango.</i>	<i>69</i>
---	-----------

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 1. Subprovincias y distritos biogeográficos del Desierto de Chihuahua (Morrone et al., 2022).	18
Figura 2. Ecorregiones (Tomado de García-Mendoza & López-González, 2013).	19

CAPÍTULO 3

Figura 3. <i>Atriplex canescens</i> (Chamizo) en flor, Bermejillo, Durango, México: A) Planta; B) Inflorescencias; y C) Insecto en el arbusto.....	35
Figura 4. <i>Larrea tridentata</i> (gobernadora) en flor, Bermejillo, Durango, México: A) Planta, B) Inflorescencias y C) <i>Apis mellifera</i> en flor.	37
Figura 5. Ubicación de los sitios de muestreo de insectos en los arbustos de <i>Atriplex canescens</i> y <i>Larrea tridentata</i> en Bermejillo, Durango (México). S1A = sitio 1 de <i>A. canescens</i> ; S2A = sitio 2 de <i>A. canescens</i> ; S1L = sitio 1 de <i>L. tridentata</i> y S2L = sitio 2 de <i>L. tridentata</i>	38
Figura 6. Abundancia absoluta de insectos en las áreas florales de <i>Atriplex canescens</i> y <i>Larrea tridentata</i> en dos sitios de muestreo. (A) Abundancia de S1A. (B) Abundancia de S2A. (C) Abundancia de S1L. (D) Abundancia de S2L.	42
Figura 7. Números de Hill para las familias de insectos en los dos sitios de muestreo de <i>Larrea tridentata</i> . El primer número de Hill ($q = 0$) corresponde a la riqueza. El segundo número ($q = 1$) representa el comportamiento de la diversidad de Shannon. El tercer número ($q = 2$) indica la diversidad de Simpson.	43

Figura 8. Números de Hill para las familias de insectos en los dos sitios de muestreo de <i>Atriplex canescens</i> . El primer número de Hill ($q = 0$) corresponde a la riqueza. El segundo número ($q = 1$) representa el comportamiento de la diversidad de Shannon. El tercer número ($q = 2$) indica la diversidad de Simpson	44
Figura 9. Curvas de acumulación basada en cobertura de muestreo realizadas en <i>Larrea tridentata</i> en el municipio de Mapimí, Durango, México. Usando el estimador de Good-Turing.	45
Figura 10. Curvas de acumulación basada en cobertura de muestreo realizadas en <i>Atriplex canescens</i> en el municipio de Mapimí, Durango, México. Usando el estimador de Good-Turing.	45
Figura 11. Recambio de familias de insectos en <i>Atriplex canescens</i> y en <i>Larrea tridentata</i> . Las familias menos abundantes se han agrupado en la categoría "Otras familias"	46

CAPÍTULO 4

Figura 12. Ubicación de los sitios de muestreo de huizache (<i>Vachellia farnesiana</i>), en el municipio de Mapimí, Durango, México.	64
Figura 13. Números de Hill para familias de insectos encontrados en <i>Vachellia farnesiana</i> , en los dos sitios de muestreo. El primer número de Hill ($q = 0$) corresponde a la riqueza. El segundo número ($q = 1$) representa el comportamiento de la diversidad de Shannon El tercer número ($q = 2$) indica la diversidad de Simpson.....	70
Figura 14. Curvas de acumulación basada en cobertura de muestreo realizadas en <i>Vachellia farnesiana</i> del municipio de Mapimí, Durango, México. Usando el estimador de Good-Turing.	71

Figura 15. Composición de familias de insectos asociadas a <i>Vachellia farnesiana</i> en Mapimí, Durango, México; mediante NMDS (Bray–Curtis).....	72
--	----

ABREVIATURAS USADAS

<i>A. canescens</i>	<i>Atriplex canescens</i>
<i>A. mellifera</i>	<i>Apis mellifera</i>
BSh	Clima seco y semicálido
BWh	Clima muy seco y semicálido
BWh'	Clima muy seco y cálido
CIAD	Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo
CBA	Control Biológico Aumentativo
CONABIO	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
<i>D. citri</i>	<i>Diaphorina citri</i>
DCh	Desierto de Chihuahua
INECOL	Instituto Nacional de Ecología
<i>L. tridentata</i>	<i>Larrea tridentata</i>
MLGMVL	Modelo Lineal Generalizado Multivariado con Variables Latentes
MIP	Manejo Integrado de Plagas
NCSU	North Carolina State University
NMDS	Escalamiento multidimensional no métrico (Non-metric Multidimensional Scaling)
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PERMANOVA	Análisis multivariante de varianza por permutación (Permutational Multivariate Analysis of Variance)
q0	Número de Hill de orden 0 (riqueza)
q1	Número de Hill de orden 1 (diversidad de Shannon)
q2	Número de Hill de orden 2 (dominancia de Simpson)
RAE	Real Academia Española
RES	Royal Entomological Society
S1	Sitio 1 de <i>Vachellia farnesiana</i>

S2	Sitio 2 de <i>Vachellia farnesiana</i>
S1A	Sitio 1 de <i>Atriplex canescens</i>
S2A	Sitio 2 de <i>Atriplex canescens</i>
S1L	Sitio 1 de <i>Larrea tridentata</i>
S2L	Sitio 2 de <i>Larrea tridentata</i>
SC	Cobertura de muestreo (Sample Coverage)
<i>S. frugiperda</i>	<i>Spodoptera frugiperda</i>
SECIHTI	Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación
TIE	Técnica del Insecto Estéril
UNCCD	Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UACH-URUZA	Universidad Autónoma Chapingo, Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas
<i>V. farnesiana</i>	<i>Vachellia farnesiana</i>

DEDICATORIAS

A mi madre, por ser ejemplo constante de dedicación y perseverancia en la búsqueda de las metas.

A mi hermano Antonio y mi hermana Brenda por estar siempre presentes cuando los necesito, por su apoyo incondicional en cada una de mis decisiones con cariño y asumir mis responsabilidades durante mi ausencia.

A mis hermanos Salvador y José por su ánimo constante y el cariño que siempre me brindan.

A mi cuñada Jenny y mi cuñado Sergio por su apoyo a la familia y su disposición siempre solidaria.

A mis sobrinos Ashima, Sergio y Alexandra, por ser parte de mi vida y seguir estudiando.

A mis amigas con quienes compartí el proceso del posgrado: **Margarita Jurado**, con quien viví muchos momentos complejos, pero también grandes logros; **Margarita Martínez**, por su acompañamiento en mis muestreos y las largas jornadas de trabajo; **Karen Fraire**, por las experiencias compartidas y las enseñanzas en la apicultura; **Perla Rojas**, por su capacidad de brindarme alegría en los momentos difíciles y **Liliana Castañeda**, por su constante apoyo y compañía.

A Alex y Rita, mi familia duranguense que me brindó su cariño

A mis amigas Vanessa Barrera y Cinthia Polanco, gracias por hacer mi vida más sencilla en los procesos laborales durante mi ausencia.

A la directora Olga Gómez, por su apoyo en mi situación laboral mientras estuve de permiso.

A mis compañeros y amigos maestros del plantel por su apoyo constante, en especial a **Carlos Hau, Lucía Ríos, Yazmín Peraza y Víctor Cortéz**.

A los investigadores que confiaron en mi al recomendarme para el doctorado y que, con sus consejos, contribuyeron a que superara el proceso académico.

A aquellos seres queridos que partieron mientras yo me encontraba en este proceso. Siempre los recordaré

Dedico especialmente este trabajo al Dr. Moises Martínez, por su invaluable acompañamiento personal, académico y de investigación; sin su apoyo, no habría sido posible culminar el doctorado ni publicar artículos científicos.

AGRADECIMIENTOS

A la **Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI)** por el apoyo brindado a través del Programa de Becas Nacionales, sin el cual, no habría sido posible la realización de mis estudios de posgrado.

A la **Universidad Autónoma Chapingo** en especial a la **Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas** donde cursé el Doctorado en Ciencias en Recursos Naturales y Medio Ambiente en Zonas Áridas, por brindarme las condiciones y el respaldo necesarios para mi desarrollo académico.

Al **Sindicato de Trabajadores del Colegio de Bachilleres del Estado de Quintana Roo** por gestionar y lograr la autorización de mi permiso para realizar mis estudios de posgrado, sin afectación en mi desarrollo como docente.

Al **Colegio de Bachilleres del Estado de Quintana Roo** por otorgarme las facilidades necesarias para continuar con mi formación académica.

A mi Comité Asesor:

Dr. Fabián García González, por su orientación, apoyo y confianza en mi formación doctoral.

Dr. Ramón Trucíos Cacicano, por sus valiosas enseñanzas, su acompañamiento durante mi desarrollo como doctorante, y sus aportaciones a esta investigación

Dr. Hipolito Cortez Madrigal, por contribuciones y experiencia en el desarrollo de esta investigación.

Dr. Ricardo David Valdez Capeda, por su tiempo y experiencia en el desarrollo de este trabajo de investigación

Dr. Jorge Luis Becerra López por su valioso apoyo como lector externo.

Dra. Lorena Ruíz Montoya, por su tiempo, consejos, acompañamiento y contribuciones durante mi estancia doctoral.

DATOS BIOGRÁFICOS

Datos personales

Nombre: Clementina Araceli Sandy Pacheco

Fecha de nacimiento: 09 de octubre de 1969

Lugar de nacimiento: Escárcega, Campeche, México

CURP: SAPC691009MCCNCL00

Desarrollo académico

Preparatoria: Preparatoria Uno, Universidad Autónoma de Yucatán.

Licenciatura: Químico Biólogo Bromatólogo. Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Química. Generación 1989-1994.

Maestría: - Maestro en Ciencia y Tecnología de Alimentos. Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Ingeniería Química. Generación 1995- 1997.

- Maestro en Educación. Universidad Anáhuac de Cancún. Generación 2002-2004.

Desarrollo científico

Sandy Pacheco, C. A., & García González, F. (2023). Insectos entomófagos asociados a flores de huizache, *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn., 1834 (Fabales: Fabaceae) [Cartel]. XLV Congreso Nacional de Control Biológico, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila, México.

Sandy-Pacheco, C. A., & Pedroza Sandoval, A. (2025). Insectos polinizadores, biodiversidad y sustentabilidad: Una visión ecosistémica y epistemológica. *Ciencias*, 144, 38–46.

Martínez-Estrada, M., Hernández-Ibarra, G., Trucíos-Caciano, R., & **Sandy-Pacheco, C. A.** (2025). Avian diversity on a university campus in the Mexican Chihuahuan desert. *Sustainability*, 17(18), 8294. <https://doi.org/10.3390/su17188294>

García-González, F., Rojas-Ramírez, G., **Sandy-Pacheco, C. A.**, & Martínez-Estrada, M. (2025). Weed flora in forage maize fields as an attraction for entomophagous insects. *Egyptian Journal of Biological Pest Control*, 35(1). <https://doi.org/10.1186/s41938-025-00879-8> "", 2025.

RESUMEN GENERAL

INSECTOS ASOCIADOS A ESPECIES VEGETALES EN ÉPOCA DE FLORACIÓN EN LA ZONA ÁRIDA DE MAPIMÍ, DURANGO

La diversidad de insectos asociados a plantas nativas sostiene complejas redes ecológicas y procesos clave para el equilibrio del ecosistema. En el Desierto Chihuahuense, pese a su riqueza en matorrales xerófilos y halófilos, estas interacciones ecológicas entre plantas nativas y sus comunidades insectiles, siguen siendo poco conocidas. El objetivo de este estudio Analizar la diversidad y abundancia de insectos en tres especies de plantas nativas, *Atriplex canescens*, *Larrea tridentata* y *Vachellia farnesiana* durante su periodo de floración en un ecosistema árido. Muestreos sistemáticos de insectos con red entomológica se realizaron en dos sitios por especie vegetal durante la floración. La diversidad se analizó mediante números de Hill y curvas de acumulación basada en cobertura. En el análisis estadístico de *A. canescens* y *L. tridentata* se emplearon PERMANOVA, la prueba de Mantel y la t de Student. En *Vachellia farnesiana* se analizaron el grado de fragmentación, el MLGMVL y el NMDS. Un total de 2, 682 insectos se colectaron. La mayor abundancia de insectos se registró en *V. farnesiana*, con S1 = 759 y S2 = 702, seguida de *A. canescens*, con S1A = 417 y S2A = 449, y de *L. tridentata*, con 167 en S1L y 188 en S2L. *Atriplex canescens* mostró gran variabilidad alcanzando un pico de diversidad de familias (30 y 48), mientras que *L. tridentata* mantuvo alta estabilidad de familias entre sus sitios. *Vachellia farnesiana* mostró ser sensible a la fragmentación, reduciendo su riqueza de 33 a 16 familias. Especímenes de las familias Phlaeothripidae, Thripidae, Formicidae, Anthocoridae, Cicadellidae y Aphelinidae se capturaron en las tres especies vegetales. La temperatura y la humedad relativa mostraron diferencias no significativas, lo que sugiere que las diferencias encontradas se deben a las características de los sitios. Los resultados sugieren que, durante la floración, estas especies vegetales actúan como islas de recursos, donde la diversidad de insectos garantiza que las redes tróficas permanezcan y brinden resiliencia al ecosistema desértico.

Palabras Clave: *Atriplex canescens*, Diversidad, Desierto Chihuahuense, Fragmentación del hábitat, *Larrea tridentata*, *Vachellia farnesiana*.

GENERAL ABSTRACT

INSECTS ASSOCIATED WITH PLANT SPECIES DURING THE FLOWERING SEASON IN THE ARID ZONE OF MAPIMÍ, DURANGO

Insect diversity associated with native plants supports complex ecological networks and processes that are key to maintaining ecosystem balance. However, in the Chihuahuan Desert, despite its abundance of xerophytic and halophytic shrublands, these ecological interactions between native plants and their insect communities remain poorly understood. The objective of this study was to analyze the diversity and abundance of insects on three native plant species—*Atriplex canescens*, *Larrea tridentata*, and *Vachellia farnesiana*—during their flowering period in an arid ecosystem. Systematic insect sampling using an entomological net was conducted at two sites per plant species during flowering. Diversity was analyzed using Hill indices and coverage-based accumulation curves. PERMANOVA, the Mantel test, and Student's t-test were used in the statistical analysis of *A. canescens* and *L. tridentata*. For *Vachellia farnesiana*, fragmentation degree, GLLVM and NMDS were analyzed. A total of 2,682 insects were collected. The highest insect abundance was recorded in *V. farnesiana*, with $S1 = 759$ and $S2 = 702$, followed by *A. canescens*, with $S1A = 417$ and $S2A = 449$, and *L. tridentata*, with 167 in $S1L$ and 188 in $S2L$. *Atriplex canescens* showed high variability, reaching a peak in family diversity (30 and 48), while *L. tridentata* maintained high family stability across its sites. *Vachellia farnesiana* proved to be sensitive to fragmentation, reducing its richness from 33 to 16 families. Specimens from the families Phlaeothripidae, Thripidae, Formicidae, Anthocoridae, Cicadellidae, and Aphelinidae were captured on all three plant species. Temperature and relative humidity showed no significant differences, suggesting that the observed differences are due to site-specific characteristics. The results suggest that during flowering, these plant species act as resource islands, where insect diversity maintains food webs and provides resilience to the desert ecosystem.

Keywords: *Atriplex canescens*, Chihuahuan Desert, Diversity, Habitat fragmentation, *Larrea tridentata*, *Vachellia farnesiana*.

CAPÍTULO 1

1.1 INTRODUCCIÓN GENERAL

Las zonas áridas abarcan el 41 % de la superficie terrestre mundial y el 51 % del territorio de México (Tariq et al., 2024; Perez-Aguilar et al., 2021). El desierto Chihuahuense (DCh) destaca como el más extenso de América y por su diversidad y endemismo de especies vegetales y animales (Briggs et al., 2019). La ecorregión de zonas áridas y semiáridas de Durango presenta vegetación xerófila y suelos salinos (Zavala-Hurtado & Jiménez, 2020). Sus condiciones edáficas y climáticas favorecen el desarrollo de comunidades bióticas especializadas, lo que se refleja en una gran riqueza y en el endemismo de la flora y la fauna (Sosa-Quintero et al., 2022). En este panorama la vegetación con flores es de gran importancia. La calidad y accesibilidad a los recursos florales determinan la diversidad de varios grupos de insectos como los polinizadores, depredadores y parasitoides, ya que contribuyen a su supervivencia, longevidad y capacidad reproductiva (Fowler et al., 2016; He et al., 2020; Straser et al., 2024). Además, algunos insectos fitófagos (p. ej., trips, dípteros, hemípteros y escarabajos) pueden consumir las flores (florivoría) (Gorden & Adler, 2016).

Poco más de un millón de especies de insectos han sido identificadas oficialmente como "nuevas" en publicaciones científicas, entre ellas los coleópteros (escarabajos) y los himenópteros (abejas, avispas y hormigas), siendo estos los órdenes más numerosos. Sin embargo, estimaciones y proyecciones señalan que el número real de especies de insectos oscila entre tres y 80 millones (Ortiz-García et al., 2022; Pérez-Flores & Toledo-Hernández, 2020).

La diversidad de insectos y la composición de los ecosistemas áridos y semiáridos de América Latina se relacionan con la heterogeneidad de la vegetación y con el manejo de los ecosistemas (Baudino et al., 2020). Por ello, el conocimiento de los insectos nativos es crucial para comprender su diversidad y las funciones que desempeñan en los ecosistemas. Los insectos fitófagos representan el 40% de las especies y pueden ser plagas agrícolas y forestales.

Los polinizadores son esenciales en la agricultura y responsables de hasta el 75% de la polinización de los cultivos agrícolas (Argueta-Guzmán et al., 2022). Otro grupo importante son los insectos benéficos (depredadores y parasitoides), que desempeñan un papel crucial en los ecosistemas al actuar como agentes de control biológico; además, estos organismos pueden actuar como polinizadores secundarios. Como resultado, los insectos ayudan a controlar las poblaciones de plagas de manera natural, promoviendo así la biodiversidad y la salud de los cultivos (Rioja Soto, 2022). En México y en el mundo, enemigos naturales nativos identificados podrían considerarse en programas de Manejo Integrado de Plagas (MIP) (Stenberg, 2017; García-González et al., 2020; Zelaya-Molina et al., 2022; Bueno et al., 2023).

En este panorama, los insectos nativos en zonas áridas y semiáridas de Durango permiten documentar una porción poco conocida de la biodiversidad mexicana y también aportan bases para el diseño de estrategias de conservación y de manejo integrado de plagas que aprovechen el potencial de polinizadores y enemigos naturales (Nicholls, 2008). Por ello, la integración del conocimiento taxonómico y ecológico de estos grupos en la planificación del uso del suelo y en los programas de conservación resulta clave para mantener la funcionalidad y la resiliencia de los ecosistemas áridos frente a las presiones del cambio de uso del suelo, de la agricultura intensiva y del cambio climático. La pérdida o fragmentación del hábitat afecta la diversidad de insectos y los servicios ecosistémicos que proporcionan en zonas áridas y semiáridas (Pontifes et al., 2018; Serralta-Batun et al., 2024).

La presente Tesis Doctoral expone, en el capítulo II, el estado del arte sobre la diversidad de la fauna insectil, abordando información relativa a sus gremios funcionales y la situación de los insectos en las zonas áridas. En el capítulo III se compara la diversidad entomológica de dos arbustos de zonas áridas, *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. (Amaranthaceae) y *Larrea tridentata* (Moç. & Seseé ex DC.) Coville (1893) (Zygophyllaceae), y se describe su aporte como microhábitats. El capítulo IV se centra en la diversidad entomológica y en la

presencia de gremios funcionales en la especie vegetal *Vachellia farnesiana* L. (Wight) & Arn., (Fabaceae) en dos sitios con distintos grados de fragmentación. El capítulo V corresponde a las conclusiones generales.

1.2 JUSTIFICACIÓN

La interacción entre los insectos y las plantas silvestres en época de floración en ecosistemas áridos del Desierto Chihuahuense constituye un eje clave para el conocimiento de la dinámica trófica, aunque persiste una escasez de datos sistemáticos sobre la composición, diversidad y abundancia de las comunidades de insectos en la zona de Mapimí, Durango. Esta carencia restringe las estrategias de conservación ante situaciones de crecimiento poblacional y de cambio climático, que afectan ecosistemas vulnerables que dependen de las interacciones entre sus habitantes. Además de la relevancia ecológica, el conocimiento sobre las comunidades insectiles asociadas a la vegetación nativa en época de floración puede contribuir al diseño de estrategias de conservación ecológica y manejo sustentable de los ecosistemas áridos. Por ello, la generación de conocimiento sobre estas interacciones contribuirá a la elaboración de protocolos de manejo sostenible y de restauración vegetal.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo general

Analizar la diversidad y abundancia de insectos en tres especies de plantas nativas, *Atriplex canescens*, *Larrea tridentata* y *Vachellia farnesiana* durante su periodo de floración en un ecosistema árido del Desierto Chihuahuense.

1.3.2 Objetivos específicos

- i. Evaluar la diversidad y abundancia de insectos asociados a la floración de *Atriplex canescens* y *Larrea tridentata* en el Desierto Chihuahuense, analizando la influencia de la temperatura y la humedad, así como el

recambio de especies de insectos entre las floraciones de las especies vegetales.

- ii. Evaluar el efecto del grado de fragmentación del hábitat sobre la diversidad, abundancia y composición de la comunidad de insectos durante la floración de *Vachellia farnesiana* en el Desierto Chihuahuense.

1.4 HIPÓTESIS

- i. Las especies vegetales nativas difieren en su capacidad para sostener comunidades de insectos, debido a variaciones en su complejidad estructural y disponibilidad de recursos florales en ecosistemas áridos del Desierto Chihuahuense.
- ii. Existe una similitud entre los gremios funcionales de insectos encontrados en ambos sitios de muestreo de *Vachellia farnesiana*, mientras que la fragmentación del hábitat modifica la composición y la diversidad de dichas comunidades en ecosistemas áridos del Desierto Chihuahuense.

LITERATURA CITADA

- Argueta-Guzmán, M., Golubov, J., Cano-Santana, Z., & Ayala, R. (2022). The role of seasonality and disturbance in bee–plant interactions in semi-arid communities of the southern Chihuahuan desert. *Insect Conservation and Diversity*, 15(5), 543–554. <https://doi.org/10.1111/icad.12572>
- Baudino, F., Cecchetto, N. R., Buffa, L. M., & Visintin, A. M. (2020). De artrópodos y plantas: Diversidad de la artropodofauna en un gradiente de vegetación en Los Llanos riojanos, Argentina. *Ecología Austral*, 30(1), 063–076. <https://doi.org/10.25260/ea.20.30.1.0.867>
- Briggs, M. K., Lozano-Cavazos, E. A., Poulos, H. M., Ochoa-Espinoza, J., & Rodriguez-Pineda, J. A. (2019). The Chihuahuan Desert: A binational conservation response to protect a global treasure. In *Elsevier eBooks* (pp. 126–138). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.11966-9>
- Fowler, R. E., Rotheray, E. L., & Goulson, D. (2016). Floral abundance and resource quality influence pollinator choice. *Insect Conservation and Diversity*, 9(6), 481–494. <https://doi.org/10.1111/icad.12197>
- García-González, F., Rios-Velasco, C., & Iglesias-Pérez, D. (2020). Chelonus and Campoplex species as main parasitoids of *Spodoptera frugiperda* (J.E.

- Smith)1 in Forage Maize of Lagunera Region, Mexico. *Southwestern Entomologist*, 45(3). <https://doi.org/10.3958/059.045.0306>
- Gorden, N. L. S., & Adler, L. S. (2016). Florivory shapes both leaf and floral interactions. *Ecosphere*, 7(6). <https://doi.org/10.1002/ecs2.1326>
- He, X., Kiær, L. P., Jensen, P. M., & Sigsgaard, L. (2020). The effect of floral resources on predator longevity and fecundity: A systematic review and meta-analysis. *Biological Control*, 153, 104476. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104476>
- Nicholls, C. (2008). Bases agroecológicas para diseñar e implementar una estrategia de manejo de hábitat para control biológico de plagas. *Agroecología*, 1, 37–48. <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/19>
- Ortiz-García, K. P., Niño-Maldonado, S., Molina-Martínez, A., & Martínez, O. G. (2022). Crisomélidos1 asociados a vegetación arvense y ruderal del Desierto Chihuahuense Mexicano. *Southwestern Entomologist*, 47(2). <https://doi.org/10.3958/059.047.0221>
- Perez-Aguilar, L. Y., Plata-Rocha, W., Monjardin-Armenta, S. A., Franco-Ochoa, C., & Zambrano-Medina, Y. G. (2021). The identification and classification of arid zones through multicriteria evaluation and Geographic Information Systems—Case Study: Arid Regions of Northwest Mexico. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 10(11), 720. <https://doi.org/10.3390/ijgi10110720>
- Pérez-Flores, O., & Toledo-Hernández, V. (2020). Diversity of the longhorned beetles (Coleoptera: Cerambycidae) from Cuatro Ciénegas Basin, Coahuila, Mexico. *Biodiversity Data Journal*, 8, e54495. <https://doi.org/10.3897/bdj.8.e54495>
- Pontifes, P. A., García-Meneses, P. M., Gómez-Aíza, L., Monterroso-Rivas, A. I., & Caso-Chávez, M. (2018). Land use/land cover change and extreme climatic events in the arid and semi-arid ecoregions of Mexico. *Atmósfera*, 31(4), 355–372. <https://doi.org/10.20937/atm.2018.31.04.04>
- Rioja Soto, T. C. (2022). Control biológico en agroecosistemas de zonas áridas de Chile. *Idesia*, 40(3), 3-6. <https://doi.org/10.4067/s0718-34292022000300003>
- Serralta-Batun, L. P., Jiménez-Osornio, J. J., Meléndez-Ramírez, V., & Munguía-Rosas, M. A. (2024). Taxonomic and functional diversity of bees in traditional agroecosystems and tropical forest patches on the Yucatan Peninsula. *Tropical Conservation Science*, 17. <https://doi.org/10.1177/19400829231225428>
- Sosa-Quintero, J., Godínez-Alvarez, H., Camargo-Ricalde, S. L., Gutiérrez-Gutiérrez, M., Huber-Sannwald, E., Jiménez-Aguilar, A., Maya-Delgado, Y., Mendoza-Aguilar, D., Montañón, N. M., Pando-Moreno, M., & Rivera-

- Aguilar, V. (2022). Biocrusts in Mexican deserts and semideserts: A review of their species composition, ecology, and ecosystem function. *Journal of Arid Environments*, 199, 104712. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2022.104712>
- Stenberg, J. A. (2017). A conceptual framework for Integrated pest management. *Trends in Plant Science*, 22(9), 759–769. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.06.010>
- Straser, R. K., Daane, K. M., Stahl, J. M., & Wilson, H. (2024). Floral resources enhance fitness of the parasitoid *Hadronotus pennsylvanicus* (Hymenoptera: Scelionidae) but not biological control of its host *Leptoglossus zonatus* (Heteroptera: Coreidae). *Environmental Entomology*, 53(2), 213–222. <https://doi.org/10.1093/ee/nvae002>
- Tariq, A., Sardans, J., Zeng, F., Graciano, C., Hughes, A. C., Farré-Armengol, G., & Peñuelas, J. (2024). Impact of aridity rise and arid lands expansion on carbon-storing capacity, biodiversity loss, and ecosystem services. *Global Change Biology*, 30(4), e17292. <https://doi.org/10.1111/gcb.17292>
- Zavala-Hurtado, J. A., & Jiménez, M. (2020). Diversity and uniqueness at its best: vegetation of the Chihuahuan Desert. In *Cuatro Ciénegas basin: an endangered hyperdiverse oasis* (pp. 1–17). https://doi.org/10.1007/978-3-030-44963-6_1
- Zelaya-Molina, L. X., Chávez-Díaz, I. F., De Los Santos-Villalobos, S., Cruz-Cárdenas, C. I., Ruíz-Ramírez, S., & Rojas-Anaya, E. (2022). Control biológico de plagas en la agricultura mexicana. *Revista Mexicana De Ciencias Agrícolas*, 27, 69–79. <https://doi.org/10.29312/remexca.v13i27.3251>

CAPÍTULO 2

REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Biodiversidad

La biodiversidad es la variedad de la vida en todas sus múltiples manifestaciones que incluye la diversidad dentro de las especies animales y vegetales (diversidad genética), entre especies (diversidad de organismos) y de los ecosistemas (diversidad ecológica) (Have & Neves, 2021). Una compleja red biológica que abarca la extensa variedad de especies, ecosistemas y genes en la Tierra, desde organismos macroscópicos hasta microorganismos, todos interconectados e interdependientes. El uso más frecuente del término se refiere a la diversidad del número de especie (riqueza de especies) (National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine, 2022). Sin embargo, a pesar de su carácter intuitivo, las definiciones de especie y las estimaciones de la riqueza de especies en la Tierra presentan incertidumbre y variabilidad. Las estimaciones de la riqueza sugieren que son aproximadamente de 9 millones de especies de plantas, animales, protistas y hongos los que habitan la Tierra (Cardinale et al., 2012; Titley et al., 2017). Los seres vivos, entre ellos los insectos dependen de la biodiversidad como sistema de soporte, ya que de ella obtienen el aire para respirar, el agua para beber y los alimentos para obtener energía (Rawat & Agarwal, 2015).

Dentro de esta compleja red, destaca la diversidad animal, por su gran variedad de formas, tamaños, comportamientos y funciones ecológicas (indicadores de salud ambiental, polinizadores y dispersores de semillas (Rawat & Agarwal, 2015). Puede haber aproximadamente 7.7 millones de especies animales, aunque no todas descritas por la ciencia (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO], 2022), lo cual indica que el conocimiento sobre la diversidad animal es fundamental para comprender y conservar la biodiversidad mundial; pese a ello, muchos grupos hiperdiversos, como artrópodos y microorganismos, siguen estando muy submuestreados (Da Cunha et al., 2021; UNESCO, 2022). La biodiversidad de México se debe a muchos

factores entre ellos la presencia de dos regiones biogeográficas, la Neártica y la Neotropical permitiendo ocupar el primer lugar en el mundo en riqueza de reptiles, el segundo en mamíferos y el cuarto en anfibios y plantas. Además, dicha riqueza se caracteriza por estar compuesta de un gran número de especies endémicas (Rivera Apodaca, 2015).

De manera general la biodiversidad y el equilibrio ecológico global están en peligro debido a diversas actividades humanas, como la deforestación y el cambio climático. Estudios recientes muestran una fuerte disminución de la seguridad ecológica global, especialmente en zonas áridas. Asimismo, lo que se proyecta es que para el 2100 más del 57% de la Tierra podría ser ecológicamente insegura si se mantienen las grandes emisiones de gases de efecto invernadero (Huang et al., 2020).

2.2 Diversidad de insectos

En el planeta, el 54 % de todas las especies de los organismos conocidos, son insectos; pero si sólo enumeramos las especies de animales, entonces su porcentaje corresponde al 75 % del total de especies conocidas (Zumbado y Azofeifa, 2018). Sin embargo, la Royal Entomological Society [RES] (2023) menciona que los insectos podrían constituir hasta el 90 % del total de especies animales. La diversidad de insectos es aproximadamente la mitad de las especies existentes descritas de todos los seres vivos, con aproximadamente un millón de especies y con muchas por describir (Li & Wiens, 2022). El orden más grande de insectos identificados es Coleoptera (escarabajos), con 300,000 especies descritas, después se encuentran Lepidoptera (mariposas y polillas), seguidos por Dípteros (verdaderas moscas) y los Himenópteros (hormigas, abejas y avispas) (RES, 2023).

Los ecosistemas terrestres tienen como mayor componente de diversidad a los insectos; su variabilidad morfológica y genética les permite ocupar prácticamente todos los nichos, desde el suelo hasta el dosel de los bosques o las praderas áridas, donde suelen constituir el grupo más rico y abundante de consumidores

y descomponedores (Uniyal, 2021). Por su parte, en los ecosistemas de agua dulce entre el 6 y el 10 % de todas las especies animales corresponden a insectos acuáticos y son la mayoría de las especies de macroinvertebrados (Dijkstra et al., 2013, Sendek et al., 2022).

La diversidad de los insectos no sólo depende del tipo de ecosistema, también está modulada por la diversidad vegetal y la heterogeneidad del hábitat. El predictor más fuerte a nivel mundial del número de insectos, es la riqueza de plantas nativas y exóticas, lo cual sugiere que los conjuntos de insectos responden fuertemente a la oferta de nichos tróficos y alimentarios que proporcionan las plantas (Liebhold et al., 2018).

2.3 Importancia de los insectos

Los insectos han desempeñado un papel fundamental en los ecosistemas y han ejercido una influencia importante en las comunidades humanas a lo largo de la historia. En el contexto actual, donde la restauración ecológica y los modelos de desarrollo sostenible como la agroecología están ganando terreno, los insectos emergen como un punto de partida óptimo para generar estrategias de desarrollo que se alineen con las necesidades actuales de la sociedad (Betancourt et al., 2021), entre otras cosas porque sirven como bioindicadores de la salud de los ecosistemas (Jaiswal et al., 2024).

Los insectos junto con otros animales forman parte de los sistemas naturales que brindan servicios ecosistémicos. Algunos de estos beneficios proporcionados por los insectos nativos son el control natural de plagas, la descomposición de desechos orgánicos (entierro de estiércol), el mantenimiento de especies de vida silvestre y polinización. Independientemente de otros beneficios que pueden cumplir los insectos domesticados, como los que implica la apicultura (Losey & Vaughan, 2006).

2.4 Insectos polinizadores

Los insectos polinizadores juegan una función importante dentro de la agricultura. El 75 % de los cultivos de consumo humano depende de los insectos. Para las plantas silvestres esa dependencia es del 80 % (Klein et al., 2006). Sin embargo, la polinización entomológica está amenazada ya que no solo depende de las flores de los cultivos, sino de recursos alternativos para su alimentación y nidificación (Mirraño Prado et al., 2018), como los matorrales o hierbas silvestres. Sin embargo, aún existen agricultores que desconocen la importancia de la polinización animal y, por lo tanto, la necesidad de conservar las poblaciones de los insectos (Mirraño Prado et al., 2018).

Así mismo, en los últimos decenios se ha demostrado que cuando se trata de polinización entomófila, además de las especies de abejas, otros grupos de insectos (coleópteros, lepidópteros, dípteros) y otros del orden Hymenoptera se encuentran (avispa y hormigas) también contribuyen a este servicio ecosistémico a pesar de ser considerados como polinizadores secundarios (Stefanescu et al., 2018). En el estado de Durango la CONABIO (2021) registró 283 especies de himenópteros, tres dípteros y 220 lepidópteros que forman parte de los polinizadores silvestres. Además, entre los polinizadores también incluyen insectos cuya función principal no es polinizar como los parasitoides y predadores de plagas (Katumo et al., 2022). Por su parte, Saunders et al. (2023) analizaron 121 redes planta-polinizador en diferentes partes del mundo y encontraron que en las zonas áridas estuvieron dominadas por himenópteros (abejas y no abejas) y dípteros no sírfidos. Los himenópteros no abejas tenían más socios vegetales en las zonas áridas, lo cual sugiere que juegan un papel importante en las redes dentro de esta zona climática.

De manera complementaria, investigadores de Estados Unidos de América realizaron un estudio para evaluar el alcance de los polinizadores de siete cultivos en 131 ubicaciones de las principales áreas productoras de alimentos; los resultados mostraron que la contribución general de las abejas silvestres es similar (o superior) a la de las abejas melíferas en la mayoría de los cultivos que

estudiaron, ya que las silvestres en promedio depositaron más polen que *Apis mellifera* (Reilly et al., 2020).

Por otro lado, en México *A. mellifera* es una especie ampliamente utilizada en la polinización de los cultivos; sin embargo, se desconoce su eficiencia como polinizador comparado con otros insectos; en los casos de tomates y chile habanero no ha resultado ser el polinizador más efectivo (Baena-Díaz et al., 2022), lo que no es raro ya que es una especie introducida y competencia para las abejas u otros polinizadores nativos (Villanueva-Gutiérrez et al., 2015). Page y Williams (2023) corroboraron que la especialización de los polinizadores silvestres disminuye al aumentar la presencia de abejas introducidas.

Dada la importancia de los polinizadores, la necesidad de realizar estudios exhaustivos persiste por dos razones. La primera por los escasos estudios existentes y los grandes desafíos de investigación de los polinizadores (Mirraño Prado et al., 2018). Además, la mayor parte de los estudios realizados en polinizadores han sido enfocados hacia las áreas templadas o en países desarrollados (González, et al. 2021), debido a eso existe un gran vacío de información en América Latina y el caribe, donde se encuentran un gran número de países que dependen económicamente de sus recursos forestales y agricultura, lo cual involucra a los polinizadores directamente (González et al., 2021).

La segunda causa es el declive general que evidencian las poblaciones de polinizadores (Stefanescu et al., 2018, Wagner et al., 2021). La disminución de diversidad de los polinizadores propicia la abundancia relativa de algunas especies o la dominancia de unas pocas ya sea de cultivo o silvestres (Garibaldi et al., 2017). En este contexto de presión sobre los insectos polinizadores, los plaguicidas representan un componente importante. El efecto letal o subletal depende de la dosis, el tiempo de exposición y la vía de contaminación. También influyen las interacciones entre plaguicidas, la especie de insecto y su estado de desarrollo y fisiología del polinizador (Sponsler et al., 2019). Pese a que los productos fitosanitarios están diseñados para tener la mejor tasa de absorción y

tiempo de retención posibles sobre y dentro de la planta para ser efectivos contra las plagas, evitar la contaminación ambiental y el efecto secundario en los polinizadores (Gierer et al., 2019); Cajamarca et al (2019) indican que uso de los agroquímicos en la producción de monocultivos agrícolas ha influido en la disminución de un 20% de los insectos polinizadores con lo que se ha puesto en riesgo la soberanía alimentaria.

Ante el panorama de la importancia económica y ecológica de la polinización, desarrollar estudios experimentales que esclarezcan las interacciones entre especies forestales nativas e insectos polinizadores nativos, conllevan un escenario muy prometedor y así poder contribuir a la generación de planes de acción integradores de largo plazo (González, et al., 2021).

De manera paralela, la comunidad científica internacional, en respuesta a este tipo de problemáticas, está desarrollando un esfuerzo notable para evaluar y entender en específico, el servicio que desempeñan los polinizadores en plantas de especies cultivadas y silvestres (Sosenski & Domínguez, 2018). Ello proveería elementos hacia la preservación de los hábitats seminaturales y la promoción de cultivos diversos en las cercanías de áreas agrícolas ya que eso podría beneficiar a las comunidades de polinizadores (Aguilera et al., 2020). Wagner et al. (2021), por su parte, mencionan que se espera realizar la identificación de más especies de insectos polinizadores en investigaciones futuras.

En particular, los estudios de polinizadores en las zonas áridas son de enorme importancia debido a lo anteriormente descrito, sin embargo, el rezago en las investigaciones es grande. En las zonas áridas de Australia, la polinización y la ecología reproductiva de especies de polinizadores ha sido poca atendida, sin embargo, se sabe que la cantidad de abejas durante dos años y que las zonas donde hubo mayor presencia fue en la parte alta en comparación con las llanuras (Ladd et al., 2019).

Finalmente, Földesi et al., (2020) señalan que los rasgos morfológicos y el comportamiento también pueden jugar un papel en la polinización, señalando que

los polinizadores más grandes depositan una cantidad importante de polen por visita. Mientras que los polinizadores silvestres depositaron más polen en los estigmas de las flores por visita, que las abejas melíferas (Garibaldi et al., 2013).

2.5 Insectos fitófagos

Un insecto fitófago o herbívoro es aquel que se alimenta de plantas (RAE, 2023). Estos insectos herbívoros representan aproximadamente el 40% de todas las especies en el planeta y desempeñan un papel fundamental en la evolución de la biodiversidad (Instituto Nacional de Ecología [INECOL], 2018). Las interacciones antagonistas entre insectos fitófagos y plantas nos permiten entender a la diversidad biológica tal como la conocemos en la actualidad (Ehrlich & Raven, 1964). Los insectos fitófagos al explorar una amplia variedad de partes de las plantas generan comunidades ricas en detalles biológicos que son fascinantes objetos de estudio (Pérez-Contreras, 1999).

Sin embargo, bajo ciertas condiciones, algunas especies de insectos fitófagos pueden convertirse en plagas, especialmente en entornos agrícolas y forestales. No obstante, solo una pequeña fracción del total de insectos herbívoros alcanzan dicho estatus (Bernal & Medina, 2018). Estos insectos llamados plaga, se caracterizan por su capacidad para desarrollar altas poblaciones y causar daños económicos significativos en los cultivos agrícolas; suelen ser especies bien identificadas que pueden tener un impacto significativo en la agricultura (Toro et al., 2022).

A pesar de la percepción negativa, lo crucial es destacar el papel que los insectos desempeñan como reguladores de plantas invasoras en los ecosistemas. *Calomela intemerata* (Coleoptera:Chrysomelidae), posee características biológicas, como un corto tiempo de reproducción, gran fecundidad, larga vida adulta y el intenso daño que las larvas y los adultos ocasionan al crecimiento vegetativo al alimentarse; esta especie se perfila como un prometedor candidato

como agente de control biológico para el manejo de *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth. (Fabaceae), una especie invasora en Florida, EE. UU (Sanderson et al., 2023).

2.6 Insectos entomófagos

El uso de enemigos naturales en el control de plagas se remonta al año 300 d.C. en China, donde se utilizaban hormigas para controlar plagas de cítricos. En América Latina, se introdujo el parasitoide *Cephalonomia stephanoderis* Betrem, para el control de la plaga del café, *Hypothenemus hampei* Ferrari (Eliel et al., 2006). Entre 2010 y 2016 se introdujo a Texas a la avispa *Tamarixia radiata* Waterson para controlar el psílido asiático, *Diaphorina citri*, una plaga invasora que se alimenta de la savia de los cítricos y es vector de los patógenos responsables del Huanglongbing, logrando una reducción del 91.2% de ninfas del psílido (Flores & Ciomperlik, 2017). En el sur de Quintana Roo, se identificaron varios enemigos naturales asociados a *D. citri*, incluyendo al parasitoide introducido *Tamarixia radiata*, siete especies nativas como depredadores generalistas (*Ceraeochrysa* sp., *Chilocorus* sp., *Cycloneda sanguinea*, *Lyssomanes* sp., *Pseudomyrmex gracilis* y una especie de la familia Mantidae no identificada) (Catzim, 2015).

El control de plagas de insectos se vuelve cada vez más complejo debido a la intensiva producción de cultivos y la falta de rotaciones agrícolas, lo que provoca desequilibrios biológicos en el entorno agrícola. Lo crucial es realizar el control de plagas sin dañar la biodiversidad ni degradar el medio ambiente, reduciendo la dependencia de plaguicidas sintéticos (Bale et al., 2007). En el control biológico de plagas, se emplean parasitoides y depredadores. Los primeros se desarrollan dentro o sobre el organismo de interés, causando su muerte, mientras que los depredadores consumen organismos más pequeños (Van Lenteren, 2011).

Existen tres estrategias de control biológico (Zelaya-Molina et al., 2022):

- Clásico: introducción de agentes de control biológico exóticos para regular plagas de manera sostenible.
- Aumentativo: incremento de enemigos naturales mediante liberaciones masivas (Van Lenteren, 2011).
- Conservativo: manejo del hábitat para proteger y potenciar la efectividad de los enemigos naturales.

Estas estrategias varían según el tipo de enemigo natural, su liberación y los resultados a corto o largo plazo en el manejo de plagas (Zelaya-Molina et al., 2022).

En ocasiones, el control biológico se puede potenciar mediante la integración de otras estrategias. Por ejemplo, la técnica del insecto estéril (TIE), que implica la liberación en gran cantidad de insectos estériles con el objetivo de eliminar o reducir la población de un vector o plaga por debajo de un nivel crítico, se destaca como la estrategia más prometedora en este campo (Zelaya-Molina et al., 2022). Cuando en condiciones de campo de Chiapas, México, se integró la técnica TIE y el Control Biológico Aumentativo (CBA) con el parasitoide *Diachasmimorpha longicaudata* en huertos de mango, se logró suprimir aproximadamente en un 98% la población de moscas de la fruta (Cancino et al., 2023).

Los himenópteros *Gryon myrmecophilum*, *Telenomus podisi* y *Trissolcus basal* son parasitoides de huevos de la chinche pintada (*Bagrada hilaris*) en Saltillo, Coahuila, México. La chinche es una plaga importante de brasicáceas (brócoli, repollo y coliflor) con daños económicos importantes en el norte de México (Felipe-Victoriano et al., 2019)

El gusano cogollero, *Spodoptera frugiperda* (Smith) es la principal plaga del maíz en América y se ha convertido en una plaga invasora en varios países de Asia y África. A pesar de esto, el parasitoide de huevos *Trichogramma pretiosum* Riley es el único utilizado en programas de Manejo Integrado de Plagas (MIP), independientemente de su eficacia. En estudios de campo, dos parasitoides:

Trichogramma atopovirilia Oatman y Platner de huevos y *Chelonus insularis* Cresson de larvas, se han recuperado (Jaraleño et al., 2020).

Entre los depredadores naturales de huevos de *S. frugiperda*, se encuentran ácaros del género *Balaustium*, adultos de *Hippodamia convergens* y la tijereta *Doru taeniatum*, los cuales se han observado en gran cantidad y logrando hasta un 63% de depredación. Como parasitoides de larvas de *S. frugiperda* se identificaron ocho especies: *Lespesia archippivora* (Diptera:Tachinidae); *Aleiodes laphygmae*, *Cotesia marginiventris*, *Chelonus (Microchelonus) cautus* y *Chelonus insulares* (Hymenoptera: Braconidae); *Eiphosoma vitticole* y *Pristomerus spinator* (Hymenoptera: Ichneumonidae) y *Euplectrus* sp. (Hymenoptera: Eulophidae) (Golpe-Quevedo et al., 2023). El uso de nuevas especies debe seguir reevaluándose continuamente (Jaraleño et al., 2020). Así mismo, es importante mantener las malezas alrededor de los cultivos para proveer de alimento alternativo (néctar y polen) para los enemigos naturales y polinizadores (García-González et al., 2025).

2.7 Declive de los insectos

La disminución en la abundancia de diversas especies de insectos se ha informado en los dos últimos decenios y es atribuida al cambio climático, urbanización, deforestación, intensificación agrícola, fragmentación de hábitats y uso de plaguicidas (Leather, 2021). En Puerto Rico entre 1970 y 2010, la cantidad de insectos disminuyó de 10 a 60 veces. También las cadenas tróficas fueron afectadas al detectar la disminución de lagartijas, ranas y aves que se alimentan de artrópodos. Por último, lo que se pudo establecer es que la temperatura de los bosques ha aumentado 2.0 °C en los últimos 30 años y, con ello, se evidenció que el calentamiento global es una de las causas del colapso de la red alimentaria (Lister & García, 2018). En Alemania, un estudio en áreas protegidas con 27 años de duración demostró que la biomasa de los insectos voladores disminuyó 80 % durante una temporada de crecimiento y de manera independiente del tipo de hábitat o configuración del paisaje; ello sugiere que otros factores deben estar involucrados a gran escala; como la presencia de campos agrícolas. Este tipo de

declives en la diversidad y abundancia de insectos puede provocar un efecto en cascada en las cadenas alimentarias y, por ende, poner en peligro a los servicios ecosistémicos (Hallmann et al., 2017).

No todos los grupos de insectos han tenido drásticas disminuciones, pero la falta de una metodología adecuada, estudios a largo plazo, datos de los trópicos y limitaciones en el número de grupos de insectos estudiados, como Hymenoptera, Lepidoptera, Coleoptera y Odonata, complican el panorama. A pesar de esto, la evidencia de una disminución a largo plazo en la abundancia de insectos es concluyente (Leather, 2021).

2.8 Ecosistemas áridos

Las zonas secas abarcan todas las áreas semiáridas, áridas e hiperáridas del planeta, situadas entre las latitudes 25° y 35° en ambos hemisferios (Hallett & Omar, 2020). Según la Organización de las Naciones Unidas (ONU), un ecosistema predominante existe según el nivel de aridez. Los desiertos se encuentran en las zonas hiperáridas, los semidesiertos en las zonas áridas, las praderas en las semiáridas y los pastizales en las subhúmedas secas, (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 1999; Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD), 2017). Estas zonas cubren más del 41.3% de la superficie terrestre, albergan a una de cada tres personas a nivel global y, además, un tercio de las especies de plantas cultivadas en la actualidad se originan en estos ecosistemas (Tariq et al., 2024). Todos estos son ecosistemas únicos y, pese a su aparente pobreza biológica, sustentan una importante biodiversidad de especies vegetales, animales y de microorganismos (Timis-Gansac et al., 2025).

2.9 El Desierto Chihuahuense

El Desierto Chihuahuense es el más extenso del Continente Americano y se encuentra rodeado por cadenas montañosas que bloquean el paso de los vientos húmedos, como la Sierra Madre Oriental, la Faja Volcánica Transmexicana y la Sierra Madre Occidental en México, así como las Rocallosas en Estados Unidos de América. Con una extensión de 600,000 km², el DCh se extiende desde Nuevo México y Texas en Estados Unidos de América hasta partes de los estados mexicanos Chihuahua, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Nuevo León, Querétaro, San Luis Potosí, Tamaulipas y Zacatecas (Granados-Sánchez et al., 2011, Zavala-Hurtado & Jiménez, 2020). Dado su gran tamaño el DCh presenta varias regionalizaciones biogeográficas como: la provincia del DCh, la subprovincia Chihuahuense (que incluye los distritos Trans-Pecos y Mapimiense) y la subprovincia del Altiplano Mexicano (que incluye los distritos Saladense, Sudmexicano Árido y del Valle de Tehuacán-Cuicatlán) (Morrone et al., 2022) (Figura 1).

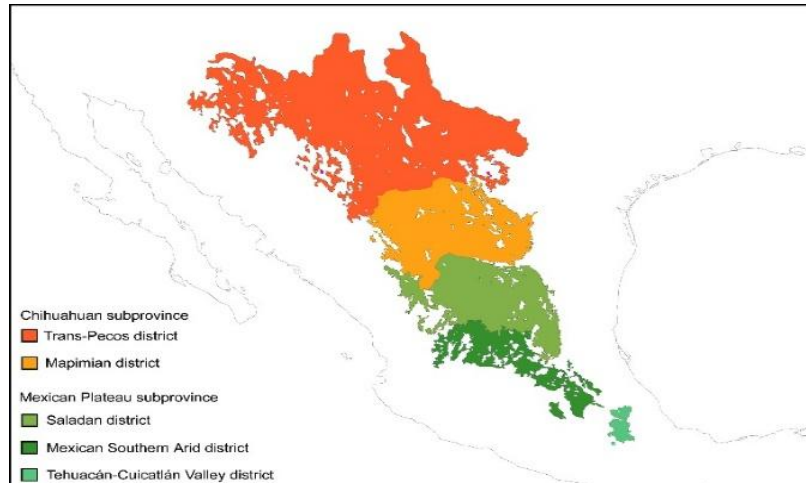


Figura 1. Subprovincias y distritos biogeográficos del Desierto de Chihuahua (Morrone et al., 2022).

2.10 Ecorregión árida y semiárida de Durango

Las ecorregiones son unidades con características físicas y biológicas distintivas, asociadas a diversos factores climáticos, edáficos, topográficos y biogeográficos.

En Durango, México, convergen cuatro grandes ecorregiones: la árida y semiárida (Desiertos de América del Norte), la de los valles (Elevaciones semiáridas meridionales), la de la sierra (Sierras templadas), y la de las quebradas (Selvas cálido-secas) (García-Mendoza & López-González, 2013) (Figura 2).

La región del semidesierto, abarca desde las llanuras y serranías del Bolsón de Mapimí hasta las áreas bajas del norte y oriente del estado (incluyendo al municipio de Mapimí). Las elevaciones varían de 1,076 a 2,200 msnm, con formaciones rocosas sedimentarias, principalmente calizas, y algunos afloramientos volcánicos (García-Mendoza & López-González, 2013).

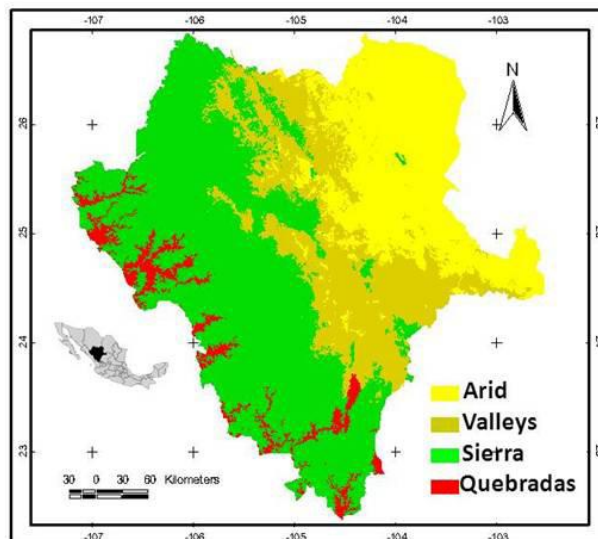


Figura 2. Ecorregiones (Tomado de García-Mendoza & López-González, 2013).

Los climas predominantes son muy seco semicálido (BWh), seco semicálido (BSh) y muy seco muy cálido BW(h'), con vientos dominantes del noreste. La vegetación incluye matorrales xerófilos, con adaptaciones a la humedad escasa, y algunas comunidades de halófilas y gipsófilas, adaptadas a suelos salinos o yesosos. La vegetación natural carece de árboles, excepto en las zonas cercanas a cuerpos de agua. La topografía y los suelos son adecuados para la agricultura, pero la cantidad de agua limita su desarrollo. Sin embargo, la región cuenta con

importantes zonas agrícolas, como la Comarca Lagunera, gracias a los ríos Nazas y Aguanaval, provenientes de la Sierra Madre Occidental en Durango y Zacatecas, respectivamente (López-Santos & Martínez-Santiago, 2014).

En las zonas áridas y semiáridas las plantas se adaptan a las condiciones extremas desarrollando características únicas. Dentro de los principales tipos de vegetación se encuentra el matorral xerófilo, como el ocotillo (*Gochnatia hypoleuca*), lechuguilla (*Agave lechuguilla*), maguey (*Agave* spp.), sotol (*Dasylirion* spp.), orégano (*Lippia graveolens*), la gobernadora (*Larrea tridentata*), y nopal rastrero (*Opuntia rastrera*). Además, entre las plantas halófilas y gipsófilas se encuentran especies como quelitillo (*Atriplex acanthocarpa*), toboso (*Hilaria mutica*), zacatón (*Sporobolus airoides*), mezquite (*Prosopis* spp.), *Fouquieria shrevei*, *Euphorbia astyla* y *Dicranocarpus parviflorus*, que han evolucionado para sobrevivir en suelos salinos y con altos niveles de yeso (CONABIO, 2021). La mayoría de las halófitas son especies de plantas herbáceas, mientras que las especies de arbustivas son menos comunes, como *Atriplex canescens*, el mezquite (*Prosopis glandulosa*), la planta rodadora (*Salsola ibérica*), el saladillo (*Sesuvium verrucosum*) y la hierba salada (*Suaeda mexicana*) (Granados-Sánchez et al., 2011). Las cactáceas presentan un 41% de endemismo regional y el 5% está restringido a Durango (González-Elizondo et al, 2017).

La fauna de la región árida y semi árida presenta un 50 % de reptiles (lagartijas y serpientes) de las especies identificadas en Durango, aunque solo se registró al 19.4 % de especies de anfibios. El 80 % de las especies de tortugas del estado se encuentran en esta región (Lemos-Espinal et al., 2018). Los mamíferos presentan una situación diferente en la región árida; solo 10 especies se encuentran, dos endémicas de México, la rata canguro (*Dipodomys nelsoni* Merriam, 1907) y la rata de campo (*Neotoma goldmani* Merriam, 1903); esto es debido principalmente a la gran actividad agrícola que ha provocado fragmentación y pérdida de hábitat (García-Mendoza & López-González, 2013).

Además, esta área representa un importante sitio para las aves, diversos estudios han registrado aves residentes y migratorias, debido a la gran cantidad de cultivos (Hernández-Ibarra et al., 2025, Martínez-Estrada et al., 2025) y la posible poca actividad de depredadores mamíferos (García-Mendoza & López-González, 2013). Así mismo, la fauna insectil de esta región alberga una notable diversidad de especies. Investigaciones recientes han ampliado el inventario entomológico, entre los grupos mejor documentados se encuentran los de mosquitos (Culicidae) (Vázquez-Marroquín et al., 2020), coleópteros (Curculionidae, Scolytinae) (Ortiz et al., 2022; Cervantes-Espinoza et al., 2025), himenópteros (Formicidae, parasitoides) (Gonzalez-Castillo, 2014; García-González et al., 2025), homópteros (Aleyrodidae) (García-González & Alvarado-Ruacho, 2016), e isópteros (Termitidae) (La Serna et al., 2024).

2.11 Interacción Planta-insecto

El semidesierto de Durango, especialmente la región de la Reserva de la Biósfera de Mapimí, es un ecosistema en donde especies de arbustos como *Atriplex canescens* (Chamizo) y *Larrea tridentata* (gobernadora) y árboles como *Vachellia farnesiana* (huizache) desempeñan un papel importante como microhábitats para la entomofauna ante las condiciones climáticas extremas. *Atriplex canescens* además de ayudar a la retención del suelo, por su arquitectura sostiene microredes tróficas al ser hábitats para insectos que forman agallas como *Asphondylia atriplicis*, así como parasitoides (Marchosky & Craig, 2004). Por su parte *Larrea tridentata* actúa como hospedero para las moscas cecidómidas (*Asphondylia*) cuya biogeografía y diversificación está ligada a la genética de estas plantas (O'Connor et al., 2019). Por último, *Vachellia farnesiana* destaca por su valor nectífero y polinífero ya que sus árboles con doseles espinosos generan microclimas que mitigan el estrés hídrico favoreciendo el forrajeo y anidamiento de himenópteros, incluyendo hormigas (Soto-Cárdenas et al., 2020). En conjunto, este tipo de especies de plantas garantizan el sustento de insectos, contribuyendo al mantenimiento de la estabilidad ecológica del semidesierto.

En los ecosistemas desérticos, los recursos son escasos y estacionales, por lo que la diversidad de la entomofauna desempeña un papel fundamental en el mantenimiento de los servicios ecosistémicos y en la estabilidad de las redes ecológicas asociadas a la vegetación nativa. En el Desierto Chihuahuense, en específico, en la región de Mapimí, Durango, estas interacciones adquieren especial relevancia, ya que la disponibilidad de recursos alimentarios (polen y néctar) está condicionada por los periodos de floración de las plantas nativas que aún persisten en el hábitat fragmentado. Esta relación planta-insecto, además de promover la especialización y la coevolución (Ehrlich & Raven, 1964; Pérez-Contreras, 1999), también contribuye al sostenimiento de la diversidad de gremios funcionales de insectos, los cuales, a su vez, benefician al propio ecosistema mediante sus funciones de polinización o de control de plagas. Lo anterior favorece la estabilidad ecológica al permitir la regeneración de la vegetación, la regulación de la biomasa de las poblaciones herbívoras y el reciclaje de nutrientes (Losey & Vaughan, 2006; Bale et al., 2007; Stenberg, 2017). Por ello, la presencia y conservación de la diversidad de vegetación nativa en hábitats seminaturales mantienen comunidades de insectos más complejas y funcionalmente estables que en aquellas zonas donde predominan únicamente cultivos o una menor diversidad de plantas. Lo anterior incrementa la resiliencia frente a las acciones antropogénicas y ambientales (Aguilera et al., 2020; Garibaldi et al., 2013; Katumo et al., 2022).

LITERATURA CITADA

- Aguilera, G., Roslin, T., Miller, K., Tamburini, G., Birkhofer, K., Caballero-Lopez, B., Lindström, S. A., Öckinger, E., Rundlöf, M., Rusch, A., Smith, H. G. & Bommarco, R. (2020). Crop diversity benefits carabid and pollinator communities in landscapes with semi-natural habitats. *Journal of Applied Ecology*, 57(11), 2170-2179. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13712>
- Baena-Díaz, F., Chévez, E., de la Merced, F. R., & Porter-Bolland, L. (2022). *Apis mellifera* en México: producción de miel, flora melífera y aspectos de

- polinización. Revisión. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 13(2), 525–548. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v13i2.5960>
- Bale, J., Van Lenteren, J., & Bigler, F. (2007). Biological control and sustainable food production. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 761–776. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2182>
- Bernal, J. S., & Medina, R. F. (2018). Agriculture sows pests: How crop domestication, host shifts, and agricultural intensification can create insect pests from herbivores. *Current Opinion in Insect Science*, 26, 76–81. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2018.01.008>
- Betancourt, E. O. M., Batis, B. V., Magdariaga, M. C., Quiala, A. P., Lorenzo, D. R. V., & de la Paz, A. P. (2021). Comportamiento de la entomofauna asociada a la flora existente en cuatro fincas suburbanas de Santiago de Cuba. *DOAJ (Directory of Open Access Journals)*. <https://doaj.org/article/445f350eda164358a85e31f389ebbd4c>
- Cajamarca Diego, Paredes Godoy María Magdalena, Cabrera Escobar Catherine, Velasco Matveev & Vaca Cardenas Maritza. (2019). Agroquímicos: enemigos latentes para los polinizadores y la producción de alimentos primarios que agonizan. *Contribuciones a las Ciencias Sociales*, 65, 31
- Cancino, J., Montoya, P., Gálvez, F. O., Gálvez, C., & Liedo, P. (2023). Effect of the sterile insect technique and augmentative parasitoid releases in a Fruit Fly Suppression Program in Mango-Producing Areas of Southeast Mexico. *Insects*, 14(9), 719. <https://doi.org/10.3390/insects14090719>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>
- Catzim, V. V. (2015). Dinámica poblacional y enemigos naturales de *Diaphorina citri* Kuwayama (Hemiptera: Liviidae), en limón persa en Quintana Roo [El Colegio de la Frontera Sur]. <https://ecosur.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1017/2028>
- Cervantes-Espinoza, M., Maya-Ramos, J., Atkinson, T., Ruíz, E. A., & Armendariz-Toledano, F. (2025). Exploration of the distribution and host range of *Phloeosinus deleoni* Blackman (Curculionidae, Scolytinae) through collection records, field collections and modelling of potential distribution. *Biodiversity Data Journal*, 13, e164908. <https://doi.org/10.3897/bdj.13.e164908>

- CONABIO (Comisión Nacional Para El Conocimiento Y Uso De La Biodiversidad) (2021). La biodiversidad en Durango: Estudio de Estado. *Biodiversidad Mexicana*. Recuperado 4 de abril de 2022, de https://www.biodiversidad.gob.mx/region/EEB/estudios/ee_durango
- Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD) (Ed.). (2017). Tierras secas. En PERSPECTIVA GLOBAL DE LA TIERRA (Primera). Secretaría de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación. https://www.unccd.int/sites/default/files/documents/2017-09/GLO_Full_Report_low_res_Spanish.pdf
- Da Cunha, G. M., De Souza Braga Aciole, D., Filgueira, A. A., Da Silva Xavier, T. J., Paiva, R. R. N., Santos, R. L., & De Almeida, E. A. (2021). Análise de mapas conceituais sobre táxons animais pouco conhecidos: cyclophora, kinorhyncha e comunicação sobre biodiversidade / analysis of concept maps about little-known animal taxa: cyclophora, kinorhyncha and communication on biodiversity. *Brazilian Journal Of Development*, 7(2), 13113-13125. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n2-092>
- Dijkstra, K. B., Monaghan, M. T., & Pauls, S. U. (2013). Freshwater Biodiversity and Aquatic Insect Diversification. *Annual Review Of Entomology*, 59(1), 143-163. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011613-161958>
- Ehrlich, P. R., & Raven, P. H. (1964). Butterflies and Plants: A Study in Coevolution. *Evolution*, 18(4), 586. <https://doi.org/10.2307/2406212>
- Eliel, P. M., Mario, G. H., & Eliazar, B. R. (2006). Introducción de la avispa de Costa de Marfil *Cephalonomia stephanoderis betrem* (Hymenoptera: Bethyridae), parasitoide de la broca del fruto del cafeto *Hypothenemus hampei ferrari* (Coleoptera: Scolytidae) en Cuba. <https://hdl.handle.net/20.500.14330/PER01000254579>
- Felipe-Victoriano, M., Talamas, E. J., & Sánchez-Peña, S. R. (2019). Scelionidae (Hymenoptera) parasitizing eggs of *Bagrada hilaris* (Hemiptera, Pentatomidae) in Mexico. *Journal Of Hymenoptera Research/Journal Of Hymenoptera Research*, 73, 143-152. <https://doi.org/10.3897/jhr.73.36654>
- Flores, D., & Ciomperlik, M. (2017). Biological Control Using the Ectoparasitoid, *Tamarixia radiata*, against the Asian Citrus Psyllid, *Diaphorina citri*, in the Lower Rio Grande Valley of Texas. *Southwestern Entomologist*, 42(1), 49-59. <https://doi.org/10.3958/059.042.0105>
- Földesi, R., Howlett, B. G., Grass, I. & Batáry, P. (2020). Larger pollinators deposit more pollen on stigmas across multiple plant species—A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 58(4), 699-707. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13798>

- García-González, F., & Alvarado-Ruacho, N. M. (2016). Especies de mosca blanca y sus parasitoides, asociados al huizache *Acacia farnesiana* (L.) Willd. (Fabales: Fabaceae) del área de Bermejillo, Durango, México. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 15(1), 9-15. <https://doi.org/10.5154/r.rchsza.2015.04.003>
- García-González, F., Rojas-Ramírez, G., Sandy-Pacheco, C. A., & Martínez-Estrada, M. (2025). Weed flora in forage maize fields as an attraction for entomophagous insects. *Egyptian Journal Of Biological Pest Control*, 35(1). <https://doi.org/10.1186/s41938-025-00879-8>
- García-Mendoza, D. F., & López-González, C. (2013). A checklist of the mammals (Mammalia) from Durango, western Mexico. *Check List*, 9(2), 313. <https://doi.org/10.15560/9.2.313>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., . . . Klein, A. M. (2013). Wild Pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, 339(6127), 1608-1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Garibald, L.A., Aguiar, S., Aizen, M., Morales, C., & Sáez, A. (2017). ¿Diversidad o dominancia en la producción de alimentos?: El caso de los polinizadores. *Ecología austral*, 27(3), 340–347. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2017000400013&lng=es&tlng=es.
- Gierer, F., Vaughan, S., Slater, M., Thompson, H. M., Elmore, J. S. & Girling, R. D. (2019). A review of the factors that influence pesticide residues in pollen and nectar: Future research requirements for optimising the estimation of pollinator exposure. *Environmental Pollution*, 249, 236-247. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.025>
- Golpe-Quevedo, A., Quevedo-Guerrero, A., Velázquez-Silvestre, M. G., Castillo-Capitán, G., & Rodríguez-Lozano, A. (2023). Parasitoides de *Spodoptera frugiperda* (J. E. Smith) (Lepidoptera: Noctuidae) Nativos del sur de Veracruz. *Revista Biológico Agropecuaria Tuxpan*, 10(2), 191-201. <https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v10i2.443>
- González Campos, J., Molina Brand, M., Ipinza Carmona, R. (2021). Un metaanálisis para estimar el papel de polinizadores nativos en la sustentabilidad de ecosistemas forestales naturales. *Ciencia e Investigación Forestal, CIFOR*, v.27: n1. Páginas 69-86.
- Gonzalez-Castillo, N. (2014). Contribution to the current knowledge of ant communities (hymenoptera: formicidae) in a xerophitic scrubland of

- southeast durango, durango. *American Journal Of Applied Sciences*, 11(5), 740-747. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2014.740.747>
- González-Elizondo, M., González-Elizondo, M. S., González-Gallegos, J. G., Tena-Flores, J. A., Enriquez, I. L. L., Ruacho-González, L., & Retana-Rentería, F. I. (2017). Updated checklist and conservation status of Cactaceae in the state of Durango, Mexico. *Phytotaxa*, 327(2), 103. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.327.2.1>
- Granados-Sánchez, D., Sánchez-González, A., Victorino, R. L. G., & La Rosa, A. B. (2011). ECOLOGÍA DE LA VEGETACIÓN DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE. *Revista Chapingo*, XVII(Especial), 111-130. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.10.102>
- Hallett, J. G., & Omar, S. A. S. (2020). Restoration ecology of arid lands (RE-AL). *Restoration Ecology*, 28(S1). <https://doi.org/10.1111/rec.13214>
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrén, T., Goulson, D., & de Kroon, H. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*, 12(10), 1–21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Have, H. T., & Neves, M. D. C. P. (2021). Biodiversity. En *Dictionary of Global Bioethics* (pp. 161-162). https://doi.org/10.1007/978-3-030-54161-3_77
- Heleno, R., Ceia, R. S., Ramos, J. A., & Memmott, J. (2009). Effects of Alien Plants on Insect Abundance and Biomass: a Food-Web Approach. *Conservation Biology*, 23(2), 410-419. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01129.x>
- Hernández-Ibarra, G.; Rodríguez-González, M.; Yáñez-Chávez, LG. (2025). *Aves del Matorral Desértico Micrófilo en el Sureste de Mapimí, Durango*, 1ª ed.; Litográfica Ingramex.
- Huang, J., Yu, H., Han, D., Zhang, G., Wei, Y., Huang, J., An, L., Liu, X., & Ren, Y. (2020). Declines in global ecological security under climate change. *Ecological Indicators*, 117, 106651. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106651>
- Instituto Nacional de Ecología [INECOL]. (2018). Insectos Fitófagos: Ecología, identificación y métodos de estudio. Posgrado INECOL. Recuperado 1 de mayo de 2025, de <http://posgrado.inecol.edu.mx/cursos/detalle.php?ref=00000001418>
- Jaiswal, N. P., Bhandekar, N. R., Ali, N. M., & Thiske, N. S. (2024). A review on: Insects as bioindicators for an ecosystem and key species in trophic level.

World Journal Of Advanced Research And Reviews, 24(1), 430-446.
<https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.24.1.3007>

- Jaraleño, T. J., Lomeli, F. J. R., Rodríguez, L. E., Bujanos, M. R., & Rodríguez, R. S. E. (2020). Egg parasitoids survey of *Spodoptera frugiperda* (Smith) (Lepidoptera: Noctuidae) in maize and sorghum in Central Mexico. *Insects*, 11(3), 157. <https://doi.org/10.3390/insectos11030157>
- Katumo, D. M., Liang, H., Ochola, A. C., Lv, M., Wang, Q. F., & Yang, C. F. (2022). Pollinator diversity benefits natural and agricultural ecosystems, environmental health, and human welfare. *Plant Diversity*, En prensa, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.01.005>
- Klein, A. M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2006). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- La Serna, S. A. A., De Luna, M., Vásquez-Bolaños, M., Chairez-Hernández, I., Ochoa-García, D., Rodríguez, G. C., & Soto-Cárdenas, M. A. (2024). The Termite *Gnathamitermes perplexus*¹ Associated with Nests of the Harvester Ant *Pogonomyrmex rugosus*² in Durango, Mexico. *Southwestern Entomologist*, 49(4). <https://doi.org/10.3958/059.049.0401>
- Ladd, P. G., Yates, C. J., Dillon, R. & Palmer, R. (2019). Pollination ecology of *Tetratheca* species from isolated, arid habitats (Banded Iron Formations) in Western Australia. *Australian Journal of Botany*, 67(3), 248. <https://doi.org/10.1071/bt18249>
- Leather, S. R. (2021). What is happening to insect numbers, and what does it mean? *CAB Reviews*. <https://doi.org/10.1079/pavsnr202116037>
- Lemos-Espinal, J. A., Smith, G. R., Gadsden-Esparza, H., Valdez-Lares, R., & Woolrich-Piña, G. A. (2018). Amphibians and reptiles of the state of Durango, Mexico, with comparisons with adjoining states. *ZooKeys*, 748, 65-87. <https://doi.org/10.3897/zookeys.748.22768>
- Li, X., & Wiens, J. J. (2022). Estimating Global Biodiversity: The Role of Cryptic Insect Species. *Systematic Biology*, 72(2), 391-403. <https://doi.org/10.1093/sysbio/syac069>
- Liebholt, A. M., Yamanaka, T., Roques, A., Augustin, S., Chown, S. L., Bockerhoff, E. G., & Pyšek, P. (2018). Plant diversity drives global patterns of insect invasions. *Scientific Reports*, 8(1), 12095. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-30605-4>

- Lister, B. C., & Garcia, A. (2018). Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(44), 1–10. <https://doi.org/10.1073/pnas.1722477115>
- López-Santos, A., & Martínez-Santiago, S. (2014). Use of two indicators for the socio-environmental risk analysis of Northern Mexico under three climate change scenarios. *Air Quality Atmosphere & Health*, 8(4), 331–345. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0286-3>
- Losey, J. E., & Vaughan, M. (2006). The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects. *BioScience*, 56(4), 311. <https://academic.oup.com/bioscience/article/56/4/311/229003>
- Mirraño Prado, M., García, D., & Martínez-Sastre, R. (2018). Impact of insect pollinators in agriculture: importance and management of their biodiversity. *Ecosistemas*, 27(2), 81–90. <https://doi.org/10.7818/ecos.1394>
- Marchosky, R. J., & Craig, T. P. (2004). Gall Size-Dependent Survival for *Asphondylia atriplicis* (Diptera: Cecidomyiidae) on *Atriplex canescens*. *Environmental Entomology*, 33(3), 709–719. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-33.3.709>
- Martínez-Estrada, M., Hernández-Ibarra, G., Trucíos-Caciano, R., & Sandy-Pacheco, C. A. (2025). Avian Diversity on a University Campus in the Mexican Chihuahuan Desert. *Sustainability*, 17(18), 8294. <https://doi.org/10.3390/su17188294>
- Morrone, J. J., Acosta, R., & Fernández, J. A. (2022). Biogeographic units in the Chihuahuan Desert: Implications for regionalization and area nomenclature. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 93, e933907. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.3907>
- National Academies of Sciences, Engineering, and Medicine. 2022. *Biodiversity at Risk: Today's Choices Matter*. Washington, DC: The National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/26384>
- O'Connor, T. K., Laport, R. G., & Whiteman, N. K. (2019). Polyploidy in creosote bush (*Larrea tridentata*) shapes the biogeography of specialist herbivores. *Journal of Biogeography*, 46(3), 597–610. <https://doi.org/10.1111/jbi.13490>
- Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (1999). Decenio para los Desiertos y la lucha contra la Desertificación (DDD). Recuperado 3 de abril de 2026, de https://www.un.org/es/events/desertification_decade/index.shtml
- Ortiz, Y. J., Martínez, O. G., & Hernández, M. S. (2022). New Records of Weevils 1 for the State of Durango and Mexico. *Southwestern Entomologist*, 47(3). <https://doi.org/10.3958/059.047.0310>

- Pérez-Contreras, T. (1999). La especialización en los insectos fitófagos: una regla más que una excepción. *Boletín de la SEA*, 26, 759-776. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=662198>
- Rawat, U., & Agarwal, N. (2015). Biodiversity: Concept, threats and conservation. *Environment Conservation Journal*, 16(3), 19-28. <https://doi.org/10.36953/ecj.2015.16303>
- Real Academia Española [RAE]. (2023). Plaga | Diccionario de la Lengua Española. «Diccionario de la Lengua Española» - Edición del Tricentenario. Recuperado 18 de octubre de 2024, de <https://dle.rae.es/plaga?m=form>
- Reilly, J. R., Artz, D. R., Biddinger, D., Bobiwash, K., Boyle, N. K., Brittain, C., Brokaw, J., Campbell, J. W., Daniels, J., Elle, E., Ellis, J. D., Fleischer, S. J., Gibbs, J., Gillespie, R. L., Gundersen, K. B., Gut, L., Hoffman, G., Joshi, N., Lundin, O., Winfree, R. (2020). Crop production in the USA is frequently limited by a lack of pollinators. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287(1931), 20200922. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0922>
- Rivera Apodaca, M. (2015). La importancia de la biodiversidad. Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD). Recuperado 1 de abril de 2026, de <https://www.ciad.mx/la-importancia-de-la-biodiversidad/>
- Royal Entomological Society [RES]. (2023). Facts and figures - Royal Entomological Society. Royal Entomological Society. Recuperado 23 de abril de 2024, de <https://www.royensoc.co.uk/understanding-insects/facts-and-figures/>
- Saunders, M. E., Kendall, L. K., Lanuza, J. B., Hall, M. A., Rader, R., & Staver, J. R. (2023). Climate mediates roles of pollinator species in plant–pollinator networks. *Global Ecology And Biogeography*, 32(4), 511-518. <https://doi.org/10.1111/geb.13643>
- Sendek, A., Baity-Jesi, M., Altermatt, F., Bader, M. K., Liebhold, A. M., Turner, R. M., Roques, A., Seebens, H., Spaak, P., Vorburger, C., & Bockerhoff, E. G. (2022). Fewer non-native insects in freshwater than in terrestrial habitats across continents. *Diversity And Distributions*, 28(11), 2303-2315. <https://doi.org/10.1111/ddi.13622>
- Sanderson, C. H., Zonneveld, R., Smith, M. C., Minter, C. R., & Purcell, M. F. (2023). Life history of the leaf-feeding beetle *Calomela intemerata*, a potential biocontrol agent against *Acacia auriculiformis*. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 171(12), 902-912. <https://doi.org/10.1111/eea.13361>

- Sosenski, P., & Domínguez, C. A. (2018). El valor de la polinización y los riesgos que enfrenta como servicio ecosistémico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(3), 961–970. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.3.2168>
- Soto-Cárdenas, M. A., Vásquez-Bolaños, M., Gutiérrez-García, C., Correa-Ramírez, M. M., Torres-Ricario, R., González-Güereca, M. C., & Chairez-Hernández, I. (2020). Hormigas (Hymenoptera:formicidae) de Durango, México. *Revista Colombiana de Entomología*, 45(2), e7958. <https://doi.org/10.25100/socolen.v45i2.7958>
- Sponsler, D. B., Grozinger, C. M., Hitaj, C., Rundlöf, M., Botías, C., Code, A., Lonsdorf, E. V., Melathopoulos, A. P., Smith, D. J., Suryanarayanan, S., Thogmartin, W. E., Williams, N. M., Zhang, M. & Douglas, M. R. (2019). Pesticides and pollinators: a socioecological synthesis. *Science of The Total Environment*, 662, 1012-1027. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.016>
- Stenberg, J. A. (2017). A conceptual framework for Integrated pest management. *Trends in Plant Science*, 22(9), 759–769. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.06.010>
- Stefanescu, C., Asís, J. D., Baños-Picón, L., Cerdà, X., Marcos García, M. A., Micó, E., Ricarte, A., & Tormos, J. (2018). Diversity of insect pollinators in the Iberian Peninsula. *Ecosistemas*, 27(2), 9–22. <https://doi.org/10.7818/ecos.1391>
- Tariq, A., Sardans, J., Zeng, F., Graciano, C., Hughes, A. C., Farré-Armengol, G., & Peñuelas, J. (2024). Impact of aridity rise and arid lands expansion on carbon-storing capacity, biodiversity loss, and ecosystem services. *Global Change Biology*, 30(4), e17292. <https://doi.org/10.1111/gcb.17292>
- Titely, M. A., Snaddon, J. L., & Turner, E. C. (2017). Scientific research on animal biodiversity is systematically biased towards vertebrates and temperate regions. *PLoS ONE*, 12(12), e0189577. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189577>
- Toro, L. O., Jarava, D. P., Leal, L. S., & Quintero, L. S. F. (2022). Silenciamiento génico en insectos plaga que afectan la industria agrícola usando ARN de interferencia. *Nova*, 20(38), 159-176. <https://doi.org/10.22490/24629448.6189>
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization [UNESCO]. (2022). Biodiversity is a Guarantee of Evolution. En *United Nations eBooks* (pp. 223-228). <https://doi.org/10.18356/9789210012010c029>
- Uniyal, A. (2021). Insect's diversification and their conservation strategies. En *Agro Environ Media - Agriculture and Ennvironmental Science Academy*,

Haridwar, India eBooks (pp. 275-288). <https://doi.org/10.26832/aesa-2021-bdcp-018>

- Van Lenteren, J. C. (2011). The state of commercial augmentative biological control: plenty of natural enemies, but a frustrating lack of uptake. *BioControl*, 57(1), 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10526-011-9395-1>
- Vázquez-Marroquín, R., Duarte-Andrade, M., Hernández-Triana, L. M., Ortega-Morales, A. I., & Chan-Chable, R. J. (2020). New records of mosquito species (Diptera: Culicidae) in La Comarca Lagunera, Durango, Mexico. *Nova Scientia*, 12(25). <https://doi.org/10.21640/ns.v12i25.2651>
- Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insects decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(2), 1–10. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>
- Zavala-Hurtado, J. A., & Jiménez, M. (2020). Diversity and uniqueness at Its best: vegetation of the Chihuahuan Desert. En *Cuatro Ciénegas basin: an endangered hyperdiverse oasis* (pp. 1-17). https://doi.org/10.1007/978-3-030-44963-6_1
- Zelaya-Molina, L. X., Chávez-Díaz, I. F., De los Santos-Villalobos, S., Cruz-Cárdenas, C. I., Ruiz-Ramírez, S., & Rojas-Anaya, E. (2022). Control biológico de plagas en la agricultura mexicana. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 27, 69-79. <https://doi.org/10.29312/remexca.v13i27.3251>
- Zumbado, M. A. y Azofeifa, D. (2018). Insectos de importancia agrícola. Guía Básica de Entomología. Heredia, Costa Rica. Programa Nacional de Agricultura Orgánica (PNAO). 204 pp.

CAPÍTULO 3 RESUMEN

ENTOMOFAUNA ASOCIADA A LA FLORACIÓN DE *Atriplex canescens* Y *Larrea tridentata* EN EL DESIERTO DE CHIHUAHUA, MÉXICO

Los ecosistemas áridos albergan una importante biodiversidad, en la que los arbustos actúan como microhábitats (islas de recursos) esenciales para la fauna local. Este estudio evaluó la diversidad, la abundancia y la estructura de la entomofauna asociada a la floración de *Atriplex canescens* y *Larrea tridentata* en el Desierto Chihuahuense, México. Muestreos semanales se realizaron en dos sitios de muestreo para cada especie de arbusto se desarrollaron muestreos semanales en dos periodos; para *A. canescens* en verano y en otoño para *L. tridentata*. Un total 1,221 insectos adultos pertenecientes a 68 familias y siete órdenes se colectó. La abundancia absoluta de individuos fue mayor en *A. canescens*. Los números de Hill de *A. canescens* fueron más altos que los de *L. tridentata*. El muestreo colectó el 94 % y 96 % de las familias de insectos en *Larrea* y *Atriplex* respectivamente. Del total de familias encontradas, 22 presentaron recambio, entre ellas tres familias del orden Thysanoptera, por su poca especificidad de planta hospedera, su carácter cosmopolita y su amplia variedad de nichos. Otras familias importantes fueron Formicidae y Cicadellidae. En general las especies arbustivas contribuyen a la diversidad y abundancia de los insectos en el Desierto de Chihuahua, con una estructura de comunidad acorde a los recursos ofrecidos por las especies vegetales. El estudio de los arbustos nativos como “islas de recursos” evidenció las diferencias como elementos fundamentales para el sostenimiento de la diversidad de familias de insectos en el semidesierto de Durango.

Palabras clave: abundancia; arbusto de creosota; arbusto salino de cuatro alas; biodiversidad; insectos; tierras áridas.

Este capítulo se ha extraído del manuscrito titulado “Entomofauna associated with the flowering of *Atriplex canescens* and *Larrea tridentata* in the Chihuahuan Desert”.

Enviado a la revista Arid Environments.

Estado: Enviado 32

ABSTRACT

ENTOMOFAUNA ASSOCIATED WITH THE FLOWERING OF *Atriplex canescens* AND *Larrea tridentata* IN THE CHIHUAHUAN DESERT, MEXICO

Arid ecosystems harbor significant biodiversity, in which shrubs serve as essential microhabitats (resource islands) for local fauna. This study assessed the diversity, abundance, and structure of the entomofauna associated with the flowering of *Atriplex canescens* and *Larrea tridentata* in the Chihuahua Desert, Mexico. Weekly sampling was conducted at two sites for each shrub species, in summer (*A. canescens*) and fall (*L. tridentata*). A total of 1,221 adult insects belonging to 68 families and seven orders were collected. The absolute abundance of individuals was higher in *A. canescens*. The Hill indices for *A. canescens* were higher than those for *L. tridentata*. Sampling coverage ranged from 94% for *Larrea* to 96% for *Atriplex*. Of the total families found, 22 showed species turnover; the three families of the order Thysanoptera, due to their low host-plant specificity, cosmopolitan nature, and wide variety of niches. Other important families were Formicidae and Cicadellidae. In general, shrub species contribute to insect diversity and abundance, with a community structure consistent with the resources provided by plant species. The study of native shrubs as “resource islands” highlighted these differences as fundamental elements for sustaining insect family diversity in the Durango semidesert.

Keywords: abundance; arid land; biodiversity; creosote bush; fourwing saltbush; insects.

This chapter is derived from manuscript entitled “*Entomofauna associated with the flowering of Atriplex canescens and Larrea tridentata in the Chihuahuan Desert*”.

Submitted to the journal Arid Environments.

Status: Sent

INTRODUCCIÓN

Las tierras áridas representan aproximadamente al 41 % de la superficie terrestre, lo que pone de relieve su importancia ecológica a escala mundial (Tariq et al., 2024). Estos ecosistemas se enfrentan a graves desafíos, como la escasez de agua y las temperaturas calientes, que afectan de manera sustancial a su composición, biodiversidad y resiliencia (Jain et al., 2024). El Desierto de Chihuahua (DCh), el más extenso de América del Norte, alberga a la mayor biodiversidad del hemisferio occidental y figura entre las regiones áridas con mayor diversidad del mundo (Briggs et al., 2019). Estos ecosistemas áridos se encuentran entre las regiones más amenazadas a nivel mundial, debido a los cambios del clima, el estrés de las actividades antropogénicas y la interacción entre plantas y animales, aunque esta interacción también puede contribuir a la resiliencia de estos ecosistemas (Whitford & Steinberger, 2010).

Los arbustos de los ecosistemas áridos desempeñan un papel fundamental en la mitigación de la desertificación, ya que facilitan la presencia de otros taxones, como los insectos (Whitford, 1993; Ruttan et al., 2016). Arbustos, como *Neltuma laevigata* y *Larrea tridentata*, han sido estudiados desde el enfoque de “islas de fertilidad o de recursos”, ya que bajo su dosel crean un microambiente rico en nutrientes, materia orgánica y humedad. Estos cambios facilitan interacciones ecológicas. *Neltuma laevigata* acumula recursos edáficos y actividad microbiana (Ruiz et al., 2008). Por otra parte, *L. tridentata* favorece interacciones ecológicas, incluidas las de insectos polinizadores. Sin embargo, de acuerdo con Ruttan et al. (2016), lo importante es gestionar comunidades enteras en lugar de especies de insectos individuales y poco comunes, especialmente donde las plantas dominantes, como los arbustos, desempeñan un papel fundamental para identificar otros taxones de insectos. Basado en lo anterior, dos especies arbustivas nativas del semidesierto de Durango (Desierto de Chihuahua) se seleccionaron.

La primera especie vegetal es *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. (Amaranthaceae) debido a que Castillo Quroz et al. (2021) subrayan su importancia para el

ecosistema por lo que es necesario generar conocimiento para su manejo sustentable y conservación. En el Desierto de Chihuahua, *A. canescens* (Chamizo) (Figura 1A) habita principalmente en suelos alcalinos y calcáreos, lo que contribuye a la vegetación halófila en cuencas hidrográficas con concentraciones grandes de sales solubles. Cada espécimen es un arbusto valioso para la rehabilitación de suelos degradados, el suministro de forraje y sus posibles aplicaciones en la fitorremediación y la biotecnología (Granados-Sánchez et al., 2011).

Las flores de *A. canescens* son pequeñas, de solo unos pocos milímetros de diámetro (Figura 1B), y suelen presentar estructuras reproductivas de un solo sexo, ya sea masculino (estaminadas) o femenino (pistiladas). Son de color amarillo, en ocasiones marrones (Figura 3). *Figura 3. Atriplex canescens* (Chamizo) en flor, Bermejillo, Durango, México: A) Planta; B) Inflorescencias; y

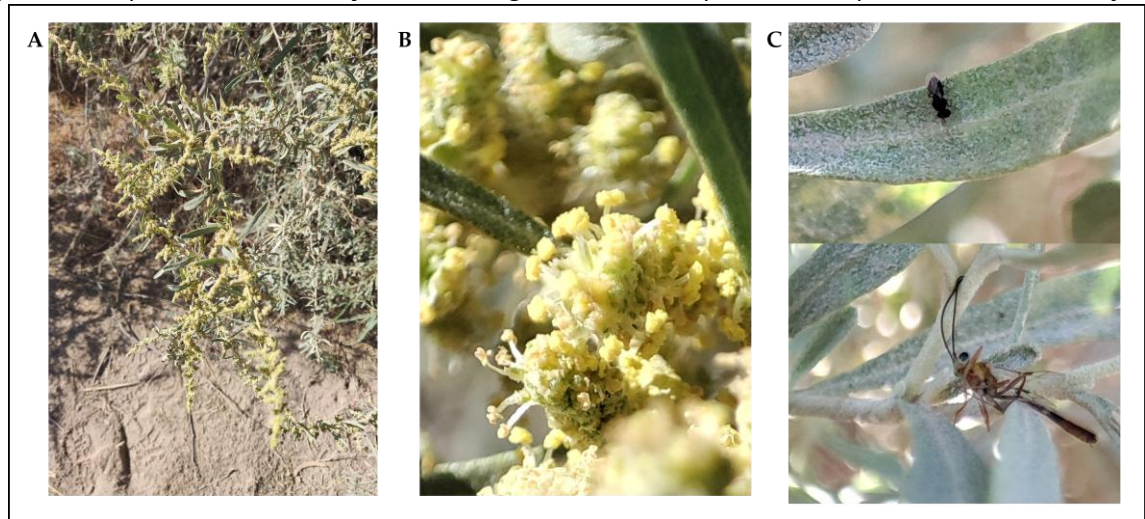


Figura 3. *Atriplex canescens* (Chamizo) en flor, Bermejillo, Durango, México: A) Planta; B) Inflorescencias; y C) Insecto en el arbusto.

C) Insecto en el arbusto.

Las flores masculinas se disponen en racimos de 2 a 3 mm de ancho dentro de panículas de 3 a 15 cm de largo y las femeninas se agrupan en panículas, de entre 5 y 40 cm. Más del 90 % de los individuos son dioicos, con plantas masculinas y femeninas separadas, mientras que aproximadamente el 10 % son monoicos (Castillo Quiroz et al., 2021).

La polinización de *A. canescens* es principalmente anemófila (polinización por el viento) (Cázares-Martínez et al., 2010). Pese a ello, esta especie de planta produce néctar y un polen ligero, el cual puede constituir un recurso alimenticio para diversos insectos, particularmente en zonas áridas donde la disposición de flores es limitada (Hall et al., 2022). Estudios anteriores con *A. canescens* se ha centrado principalmente en los insectos fitófagos que afectan la biomasa y la vitalidad de las plantas (Haws et al., 1990) y en los formadores de agallas y sus parasitoides asociados (Hawkins y Goeden, 1984; Marchosky y Craig, 2004).

El segundo tipo de arbusto es *Larrea tridentata* (Sessé & Moc. ex DC.) Covill (Zygophyllaceae), seleccionada por su importante distribución en las zonas áridas y semiáridas de la República Mexicana, la cual se estima que es de 500,000 km² (Martínez-Mora et al., 2025). *L. tridentata* (Gobernadora) (Figura 4A) es dominante en los matorrales desérticos micrófilos. Esta especie ocupa valles y llanuras con suelos finos y profundos en entornos áridos. Este arbusto florece varias veces al año. Sus flores amarillas miden aproximadamente 2.5 cm de diámetro (Laport & Ramsey, 2014) (Figura 4B).

La arquitectura de su copa crea microhábitats que albergan a invertebrados arbóreos. Estos microhábitats proporcionan refugio y oportunidades de alimentación (Bala et al., 2022), lo que beneficia a los organismos residentes al mejorar las condiciones para el crecimiento, la alimentación y el refugio (Granados-Sánchez et al., 2011).

Debido a su naturaleza perenne, *L. tridentata* desempeña un papel fundamental en la estructura y la función de los ecosistemas desérticos. *L. tridentata* proporciona alimento y recursos a una amplia variedad de organismos, en particular a los insectos (Waring y Price, 1990) (Figura 4C). Su abundancia y su

naturaleza entomófila benefician a los polinizadores (Laport et al., 2021; Ruttan et al., 2021).

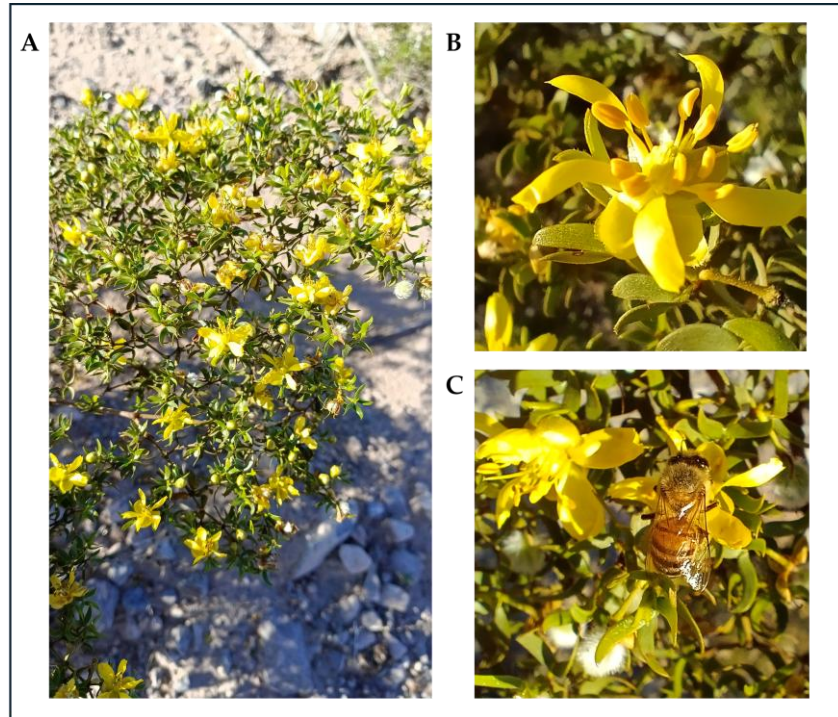


Figura 4. *Larrea tridentata* (gobernadora) en flor, Bermejillo, Durango, México: A) Planta, B) Inflorescencias y C) *Apis mellifera* en flor.

En conjunto, estas dos especies arbustivas contribuyen a la diversidad biológica y a la dinámica ecológica del DCh (Castillo Quroz et al., 2021) y desempeñan funciones ecológicas esenciales. *Larrea tridentata* contribuye a la regulación de la estructura y la función del ecosistema, mientras que *A. canescens* estabiliza los suelos y proporciona refugio a los organismos adaptados a entornos salinos (Granados-Sánchez et al., 2011). Con base en lo discutido, el objetivo del estudio fue evaluar cómo los arbustos *A. canescens* y *L. tridentata*, al actuar como “islas de recursos”, contribuyen a la diversidad, la abundancia y la estructura de las comunidades de insectos en el Desierto Chihuahuense.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en el Desierto de Chihuahua, en el norte de México, dentro de la subprovincia “Distrito de Mapimí” (Morrone et al., 2022), en Bermejillo, Durango, México (Figura 5). En este desierto, las altitudes oscilan entre 1 076 y 2 200 metros sobre el nivel del mar. Los climas principales son: clima seco y muy y semicálido (BWh), Clima seco y semicálido (BSh) y clima muy seco y cálido (BWh') (García, 2004); por lo tanto, la zona recibe solo 300 mm de precipitación anual de media (González-Elizondo et al., 2017).

Para cada especie arbustiva dos sitios de muestreo de aproximadamente 5,800 m² se seleccionaron, asegurando que el número de plantas permitiera el muestreo sin repetir plantas previamente muestreadas, evitando así daños a las flores.

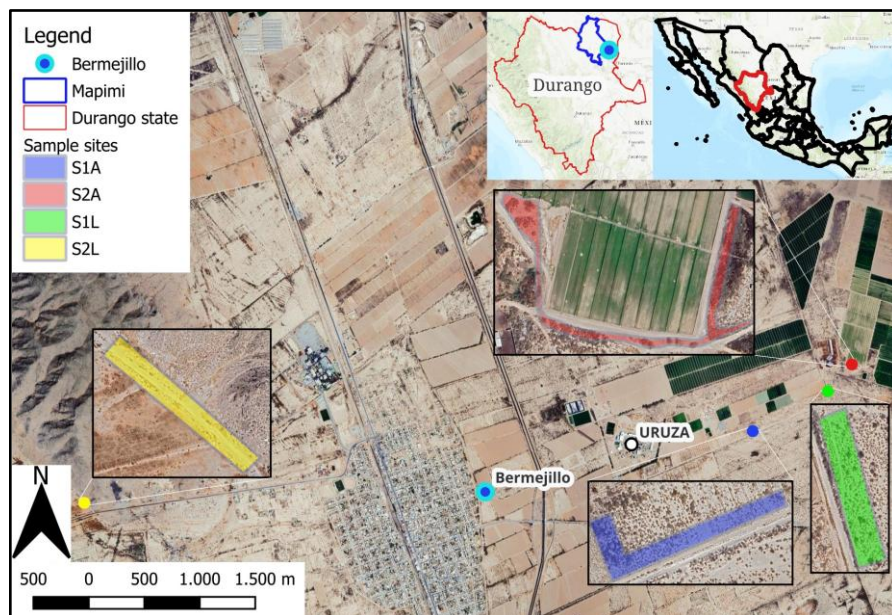


Figura 5. Ubicación de los sitios de muestreo de insectos en los arbustos de *Atriplex canescens* y *Larrea tridentata* en Bermejillo, Durango (México). S1A = sitio 1 de *A. canescens*; S2A = sitio 2 de *A. canescens*; S1L = sitio 1 de *L. tridentata* y S2L = sitio 2 de *L. tridentata*.

El sitio 1 para *A. canescens* (S1A, Figura 5) se encuentra dentro del “Rancho del Carmen”, propiedad de la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo (UACH-URUZA). El sitio se ubica a 25°53'46.8" N 103°35'29.0" O. Contaba con plantas de ambos sexos, con alturas hasta 1.20 y de 0.60 a 2.00 m de diámetro de copa. El sitio se trata de un área en forma de L, sin cultivos cercanos y con humedad residual de las lluvias del año anterior.

El sitio 2 de la misma especie (S2A, figura 5) se encuentra en el «Rancho 18 de Julio» (25°54'06.2" N, 103°34'56.9" O), dentro de la UACH-URUZA. El sitio S2A tiene un tamaño idéntico al de S1A, pero las plantas se distribuían en una zona en forma de U. Las plantas muestreadas se encuentran alrededor de campos de maíz, donde se realizó riego por inundación en dos ocasiones, lo que sugiere que la humedad del suelo se mantuvo por un tiempo. La floración en este lugar comenzó dos semanas antes que en S1A. En el sitio había plantas de ambos sexos que alcanzaban alturas de hasta 1.50 m y diámetros de 0.80 a 2.50 m. En ambos sitios predominan las plantas de *A. canescens*.

Los sitios de muestreo de *L. tridentata* también se seleccionaron en función de la abundancia de esta especie. El sitio 1 para *L. tridentata* (S1L) se ubica en el “Rancho 18 de Julio” (25°53'58,4" N 103°35'04,7" O). Por el contrario, el sitio 2 para *L. tridentata* (S2L, Figura 5) se encuentra junto a la carretera Bermejillo-Mapimí, en las coordenadas 25°53'25.9" N 103°39'05.6" O (Figura 5), a unos 2,5 km del centro de Bermejillo, en el municipio de Durango. En este segundo sitio, además de *L. tridentata*, se registraron otras especies vegetales en cantidades menores, entre ellas *Neltuma* sp. y algunas gramíneas. Este sitio (S2L) se encuentra junto a unas colinas. Ambos sitios eran rectangulares y en cada uno de ellos un sendero discurría entre las plantas muestreadas.

Trabajo de campo

El muestreo se realizó semanalmente durante cinco semanas, entre las 7 y las 10 de la mañana. Mediante una red entomológica se practicaron 10 barridos en la zona floral de 10 arbustos. Los arbustos muestreados fueron diferentes en

cada fecha de muestreo, lo que minimizó el daño a las inflorescencias. En *A. canescens*, el muestreo se realizó en primavera. Concretamente, en S1A el muestreo tuvo lugar del 2 al 30 de junio de 2023, mientras que en S2A la floración comenzó dos semanas más tarde. En S2A, el muestreo se realizó del 19 de mayo al 16 de junio de 2023. Por el contrario, en *L. tridentata*, el muestreo se realizó en otoño, del 8 de noviembre al 8 de diciembre de 2023.

Mediante un higrotermógrafo (Control Company, n.º 4040, EE. UU.) se registró la humedad relativa y la temperatura al inicio y al final de cada muestreo esto con el fin de evaluar la posible influencia de estas variables sobre la abundancia, la diversidad y la estructura de las comunidades de insectos durante el muestreo.

Trabajo de laboratorio

Mediante un estereoscópico (Iroscope, N2-14, México) se separaron los insectos adultos de los residuos vegetales utilizando y, posteriormente, se conservaron en tubos de polipropileno de 1.5 ml con alcohol etílico al 70%. La identificación se hizo a nivel de familia basándose en características morfológicas mediante las claves dicotómicas de Johnson & Triplehorn (2020), Triplehorn et al. (2005) y Fernández y Sharkey (2006). Los insectos de cada familia se cuantificaron para obtener la abundancia absoluta y relativa.

Análisis de diversidad

Para estimar y comparar la diversidad alfa entre los sitios de estudio, se calcularon los números de Hill ($q = 0, 1, 2$) utilizando el paquete iNEXT de R, el cual permite un análisis integrado de la riqueza de familias ($q = 0$), la diversidad de Shannon ($q = 1$) y la dominancia de Simpson ($q = 2$) (Chao et al., 2014). Además, curvas de cobertura de muestreo se generaron para cada sitio, tomando como base al estimador de Good-Turing, (Chao et al., 2014), para cuantificar la proporción de la comunidad efectivamente muestreada.

Análisis estadístico

Para determinar si existían diferencias significativas en la composición de las familias de insectos entre los distintos puntos de muestreo, un análisis PERMANOVA se realizó (análisis multivariante de varianza por permutación) utilizando las distancias de Bray-Curtis. Para evaluar la influencia de la temperatura y la humedad relativa sobre la estructura de la comunidad en el momento del muestreo, una prueba de Mantel fue realizada. También la prueba t de Student se usó para evaluar si las condiciones ambientales diferían entre los sitios. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando Python (v. 3.12.10). La biblioteca SciPy se involucró en los cálculos de la matriz de distancias y las pruebas de hipótesis estándar; los scripts personalizados, derivados del marco scikitbio, se involucraron en los análisis multivariantes basados en permutaciones. Los resultados se consideraron significativos a un nivel de significancia de $\alpha \leq 0.05$. Las visualizaciones gráficas se crearon en Python 3.11.5 utilizando los paquetes matplotlib 3.7.2 (Hunter, 2007), seaborn 0.12.2 y plotly 5.14.1 (Waskom, 2021).

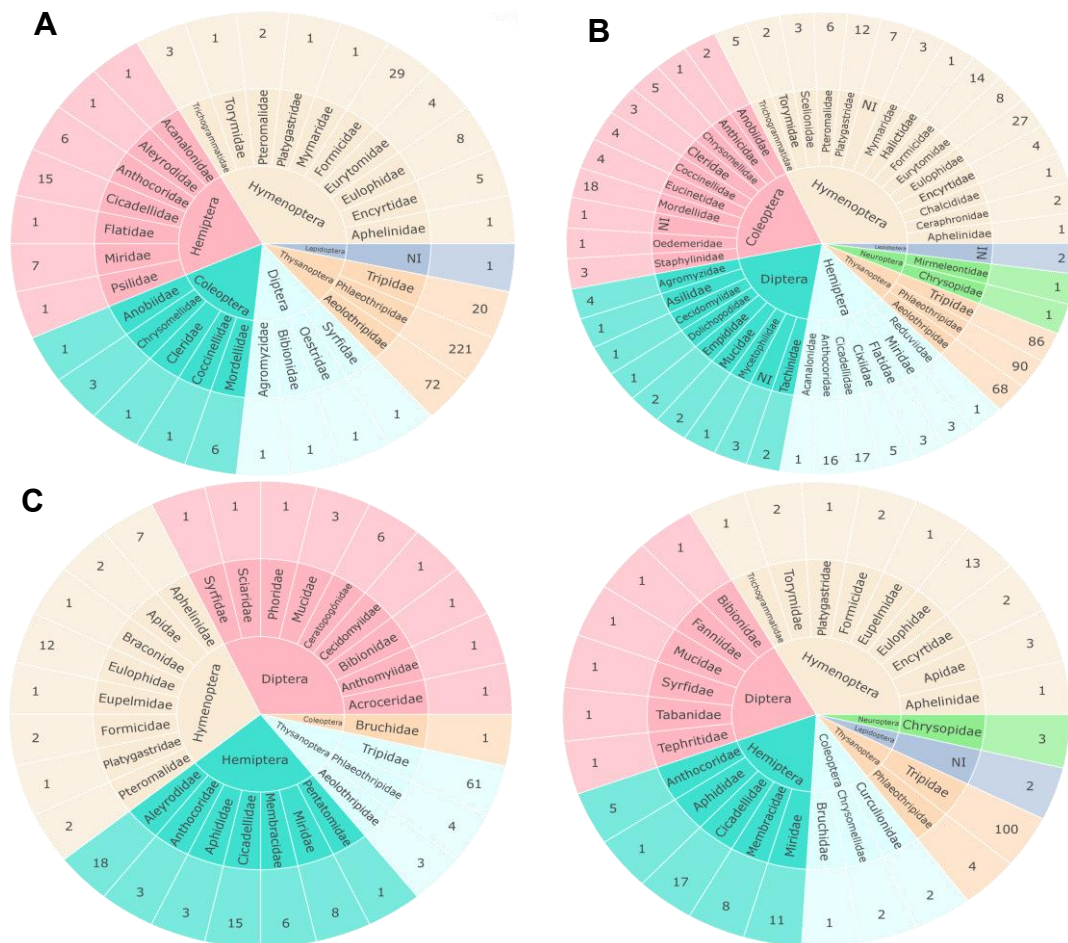
RESULTADOS

Abundancia de insectos

En ambas especies de plantas un total 1,221 insectos adultos se identificaron, los cuales pertenecen a 68 familias y distribuidos en siete órdenes. La abundancia en *A. canescens* fue 417 especímenes en S2A (Figura 6). En el caso de *L. tridentata*, en S1L y S2L se capturaron 167 y 188 insectos, respectivamente. El orden más abundante en *L. tridentata* fue Thysanoptera con una abundancia de 68 individuos en S1L y 104 individuos en S2L. Con respecto al número de familias los sitios estuvieron muy parecidos, S1L=28 y S2L=27 (Figuras 6C y 6D). En el orden Diptera, la familia Ceratopogonidae fue la más abundante, principalmente en S1L (Figura 6C). La familia Cicadellidae fue la familia dominante del orden Hemiptera con abundancias de 15 y 17 individuos, en S1L y S2L, respectivamente. La familia Thripidae presentó abundancias relativas mayores en ambos sitios, 53.2 % y del 36.5 % en S1L y S2L, respectivamente (A)

y ligeramente mayor en el sitio S2A con un total 449 insectos (Figura 6B). El orden con mayor abundancia fue Thysanoptera con 313 especímenes en S1A y 244 especímenes en S2A, seguido de Hymenoptera con 55 especímenes en S1A y 96 especímenes en S2A. En el S1A solo se encontraron 30 familias (Figura 6A) mientras que S2A se capturaron 47 (Figura 6B). El orden Hymenoptera presentó el mayor número de familias 10 y 15 en S1A y S2A, respectivamente. La familia Phlaeothripidae mostró la mayor abundancia relativa en *A. canescens*, con 53.0 % en S1A y 20.0 % en S2A.

En el caso de *L. tridentata*, en S1L y S2L se capturaron 167 y 188 insectos, respectivamente. El orden más abundante en *L. tridentata* fue Thysanoptera con



una abundancia de 68 individuos en S1L y 104 individuos en S2L. Con respecto Figura 6. Abundancia absoluta de insectos en las áreas florales de *Atriplex canescens* y *Larrea tridentata* en dos sitios de muestreo. (A) Abundancia de S1A. (B) Abundancia de S2A. (C) Abundancia de S1L. (D) Abundancia de S2L.

al número de familias los sitios estuvieron muy parecidos, S1L=28 y S2L=27 (Figuras 6C y 6D). En el orden Diptera, la familia Ceratopogonidae fue la más abundante, principalmente en S1L (Figura 6C). La familia Cicadellidae fue la familia dominante del orden Hemiptera con abundancias de 15 y 17 individuos, en S1L y S2L, respectivamente. La familia Thripidae presentó abundancias relativas mayores en ambos sitios, 53.2 % y del 36.5 % en S1L y S2L, respectivamente.

Diversidad de insectos

Los resultados de los números de Hill se utilizaron para comparar los patrones de diversidad y de estructura de la comunidad entre los sitios de ambas especies arbustivas. La riqueza en *Larrea tridentata*, fue similar en ambos sitios de muestreo ($q = 0$), ligeramente mayor en el sitio S1L ($q_0 = 28$) que en el sitio S2L ($q_0 = 26$). Sin embargo, los índices de Shannon ($q = 1$) y Simpson ($q = 2$) resultaron mayores en SL1 ($q_1 = 11,67$; $q_2 = 6,01$) que en S2L ($q_1 = 7,12$; $q_2 = 3,29$), lo que sugiere una comunidad más heterogénea en el SL1 y un mayor dominio de pocos taxones en S2L (Figura 7).

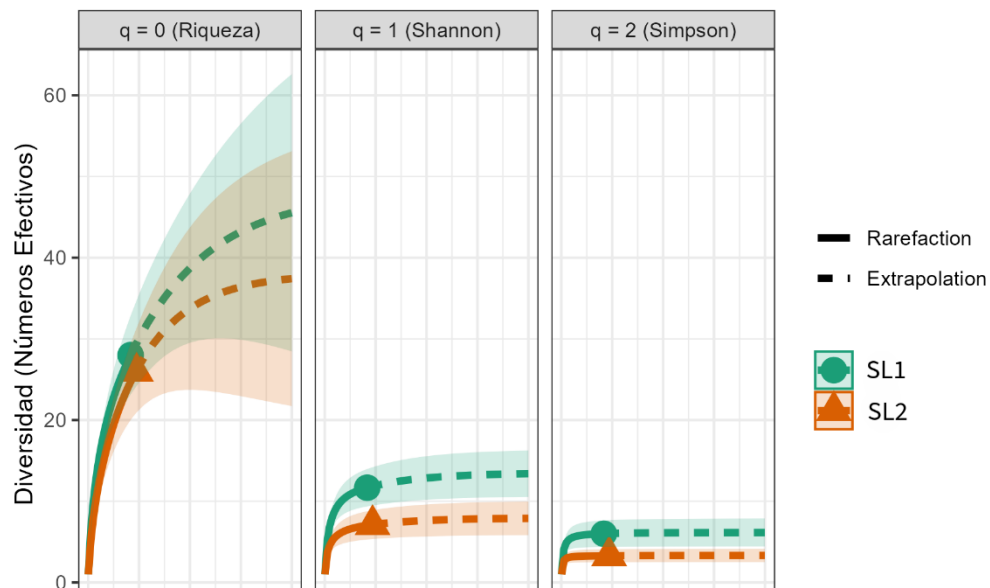


Figura 7. Números de Hill para las familias de insectos en los dos sitios de muestreo de *Larrea tridentata*. El primer número de Hill ($q = 0$) corresponde a la riqueza. El segundo número ($q = 1$) representa el comportamiento de la diversidad de Shannon. El tercer número ($q = 2$) indica la diversidad de Simpson.

Por otra parte, *A. canescens* mostró un comportamiento distinto. La riqueza fue mayor en el S2A ($q_0 = 48$) que en el S1A 1 ($q_0 = 30$), lo que refleja un mayor número de familias de insectos en el S2A. Se observó la misma tendencia en los órdenes de diversidad superiores, con valores de diversidad de Shannon ($q_1 = 16,54$) y de Simpson ($q_2 = 9,08$) sustancialmente mayores en el sitio 2 que en el sitio 1 ($q_1 = 5,95$; $q_2 = 3,12$). Lo anterior sugiere que el sitio 2 alberga no solo

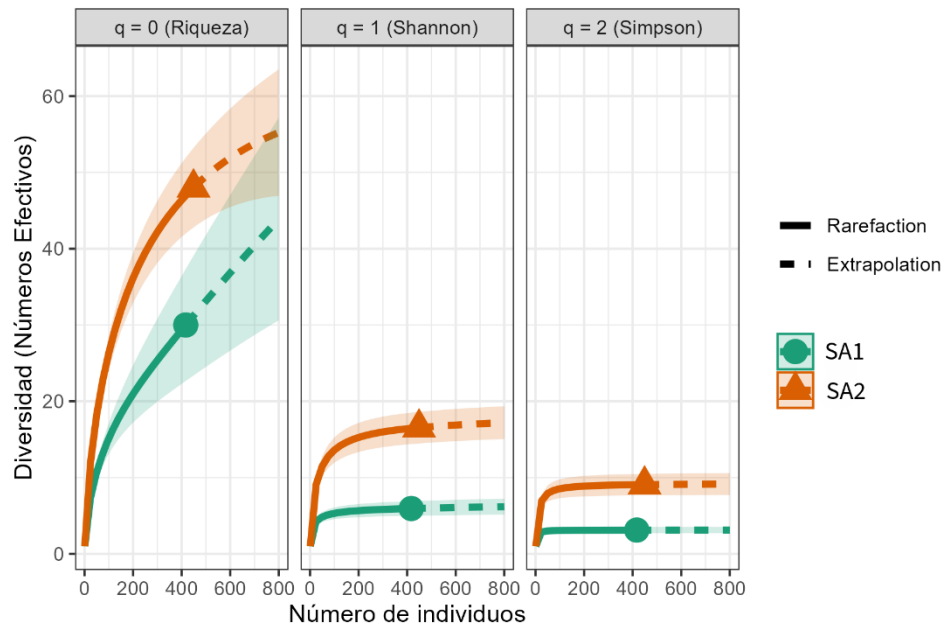


Figura 8. Números de Hill para las familias de insectos en los dos sitios de muestreo de *Atriplex canescens*. El primer número de Hill ($q = 0$) corresponde a la riqueza. El segundo número ($q = 1$) representa el comportamiento de la diversidad de Shannon. El tercer número ($q = 2$) indica la diversidad de Simpson

una comunidad de insectos más rica, sino también más equilibrada y estructuralmente compleja. En general, las diferencias entre los sitios fueron más pronunciadas en los órdenes de diversidad superiores ($q \geq 1$) (Figura 8).

Las curvas de acumulación basadas en cobertura de muestreo para *L. tridentata* (Figura 9) revelan una tendencia significativa a la asíntota para ambos sitios, lo que indica que el muestreo fue completo en alto grado. El sitio 1 mostró una cobertura de muestreo (SC) de 0.934, ligeramente menor que la del S2 (SC =

0.942). Mientras que para *A. canescens* (Figura 10), los valores fueron ligeramente superiores en ambos sitios $S1 = 0.962$ y $S2 = 0.969$. En ambas especies vegetales, las curvas convergen hacia valores cercanos a 1.

Figura 9. Curvas de acumulación basada en cobertura de muestreo realizadas en *Larrea tridentata* en el municipio de Mapimí, Durango, México. Usando el estimador de Good-Turing.

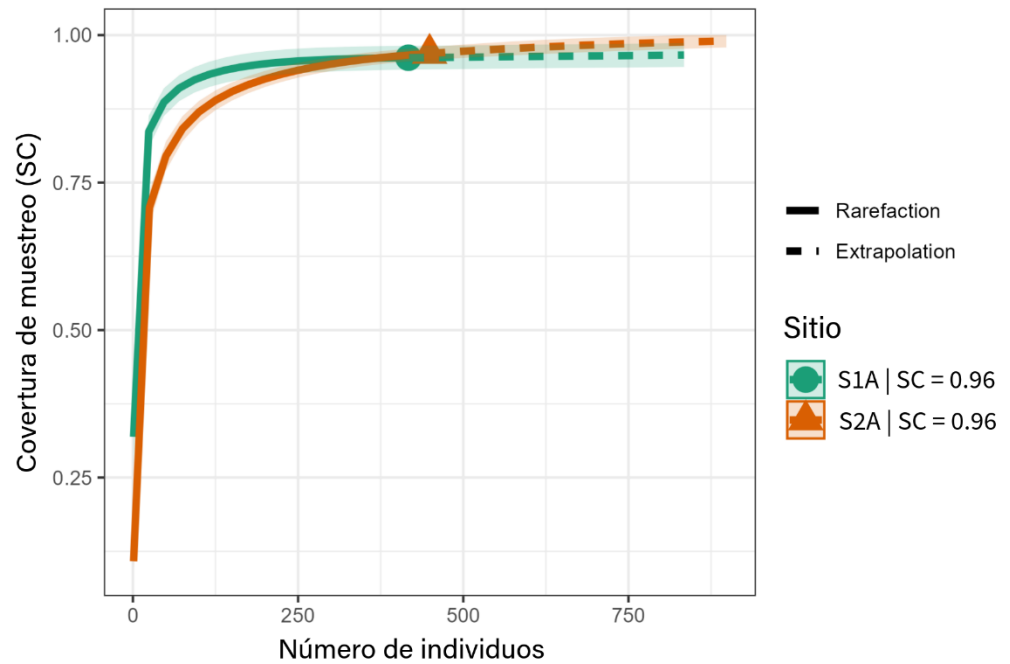
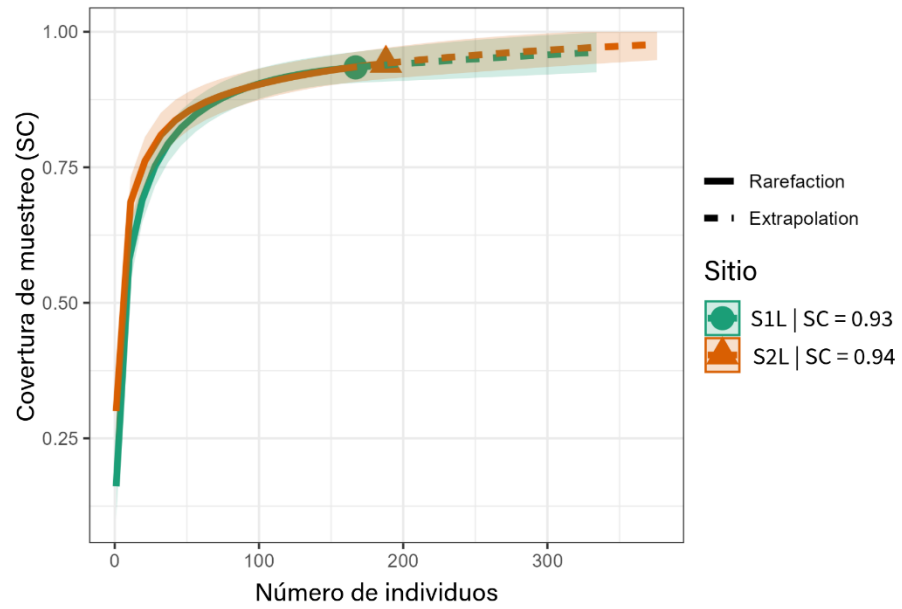


Figura 10. Curvas de acumulación basada en cobertura de muestreo realizadas en *Atriplex canescens* en el municipio de Mapimí, Durango, México. Usando el estimador de Good-Turing.

Familias de insectos presentes en ambas especies vegetales

Aunque ambas especies de plantas fueron muestreadas en distintas estaciones del año, *A. canescens* en primavera y *L. tridentata* en otoño, y evaluadas por separado, un recambio parcial de 22 familias de insectos se observó entre las especies de arbustos (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.).

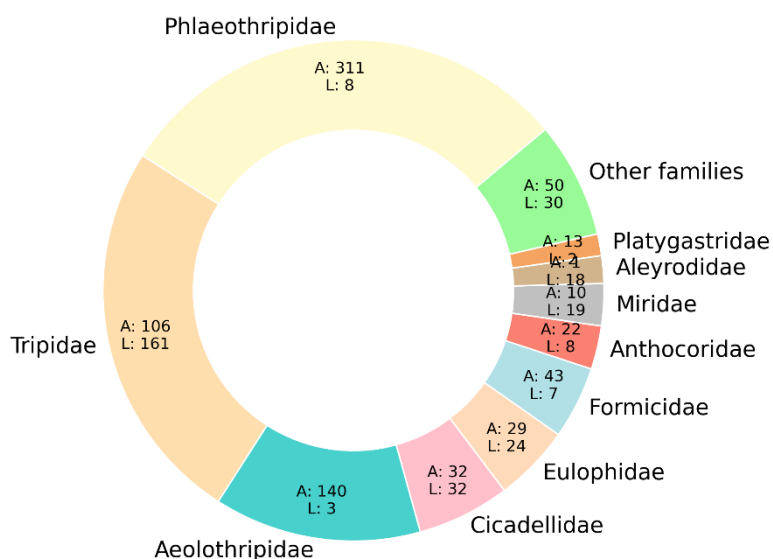


Figura 11. Recambio de familias de insectos en *Atriplex canescens* y en *Larrea tridentata*. Las familias menos abundantes se han agrupado en la categoría "Otras familias".

Análisis estadístico

Los resultados estadísticos para cada especie vegetal indicaron que la composición de las familias de insectos presentó diferencias no significativas entre los sitios de muestreo ($p \geq 0.05$). Asimismo, las variables ambientales registradas durante el muestreo, como la temperatura y la humedad relativa, no mostraron una relación clara con la variación de las comunidades ($p \geq 0.05$). Aunque se observó cierta variabilidad entre las muestras, esta no siguió un patrón consistente entre los sitios.

DISCUSIÓN

Las diferencias en la abundancia y la diversidad de *Atriplex canescens* fueron marcadas entre los sitios. Si bien, la abundancia total fue alta en ambos sitios (q_0), el aumento en la riqueza de familias y en la diversidad de órdenes superiores (q_1 y q_2) en S2A indica que esta especie vegetal alberga una comunidad de insectos más compleja y estructuralmente equilibrada.

Acorde con su naturaleza anemófila, se observó la ausencia de abejas, ya que las flores carecen de adaptaciones para sostener polinizadores tradicionales (Ollerton et al., 2011). Sin embargo, su extraordinaria abundancia de trips y el aumento significativo de la diversidad de familias del orden Hymenoptera en *A. canescens*; como, Eurytomidae, Chalcididae, Mymaridae, Scelionidae, Trichogrammatidae y Ceraphronidae, sugiere una mayor participación de polinizadores secundarios y enemigos naturales que prestan servicios ecosistémicos (Noriega et al., 2017; He et al. (2020), demuestran que funciona como un microhábitat importante en el desierto. Estas familias pueden estar asociadas a la presencia de agallas en los arbustos de *Atriplex* (Hawkins y Goeden, 1984) o a la presencia de insectos que pueden ser potenciales hospederos. Esta especie de plantas alimenta a los insectos con néctar, polen y estructuras vegetales, lo que puede tener un fuerte impacto en las interacciones planta-herbívoro, actuando como reservorios tróficos, proveyendo refugio y sosteniendo presas alternativas que permiten la persistencia de parasitoides y depredadores (Wäckers et al., 2007).

La familia Phlaeothripidae muestra una alta dominancia en S1A sugiere que esta familia monopoliza el recurso floral, patrón consistente con lo descrito por Stevenson (2019), quien señala que algunos insectos pueden utilizar los tejidos florales no solo como alimento, sino también como sitios de reproducción, lo que genera altos niveles de abundancia, pero una baja diversidad efectiva.

Por otra parte, las familias Coccinellidae, Cleridae, Reduviidae y Asilidae comprenden especies principalmente con hábitos depredadores, mientras que Cixiidae, Flatidae y Acanaloniidae tienen una mayor proporción de especies fitófagas (Noriega et al., 2017; Ruslan et al., 2024). La presencia de un ejemplar de Halictidae puede atribuirse a la búsqueda de refugio (Lillian et al., 2018). Lo anterior, resalta que la organización de las comunidades de insectos presentes en esta especie vegetal está regulada tanto por la oferta de recursos florales como por la forma en que estos son utilizados por los distintos grupos de insectos; patrón observado por Fowler et al. (2016)

Lo anterior sugiere que los resultados observados en *A. canescens* no se limitan únicamente a la presencia o ausencia de familias, sino que también involucran variaciones en su dominancia relativa, un aspecto que se detecta con mayor precisión mediante medidas integradas de diversidad como los números de Hill (Chao et al., 2014).

Los resultados obtenidos para *Larrea tridentata* evidencian que, aun cuando la abundancia total de insectos fue relativamente similar entre sitios, la estructura de la comunidad difiere de manera importante, particularmente en términos de diversidad efectiva. El hecho de que la riqueza (q_0) sea casi equivalente entre sitios, pero que los valores de diversidad q_1 (Shannon) y q_2 (Simpson) sean considerablemente mayores en S1L, sugiere que este sitio presenta una comunidad más equitativa, con menor dominancia de unos pocos taxones (Chao et al., 2014). En contraste, S2L presenta la mayor abundancia de Thysanoptera, en particular de la familia Thripidae, lo que indica un patrón de dominancia que reduce la diversidad efectiva.

Este patrón puede interpretarse desde el papel funcional de las flores en ambientes áridos. *L. tridentata*, un arbusto que resulta atractivo para los polinizadores debido a sus flores solitarias, que ofrecen polen, néctar y colores visualmente llamativos (Cane et al., 2005) y que presenta floraciones episódicas y recursos florales accesibles, es común que ciertos grupos generalistas y oportunistas, como los trips, exploten intensivamente el recurso, lo que genera

comunidades dominadas por polinizadores (Xiao et al., 2021). Sin embargo, cuando las condiciones microambientales o la heterogeneidad del hábitat favorecen la coexistencia de distintos gremios (polinizadores, depredadores y parasitoides), se incrementa la equidad, como se observó en S1L. La presencia de la familia Apidae concuerda con lo antes descrito.

Asimismo, la presencia de Diptera (Ceratopogonidae) y Hemiptera (Cicadellidae) sugiere que las flores de *L. tridentata*, además de funcionar como recursos tróficos directos, también actúan como nodos dentro de redes tróficas más amplias. Esto coincide con lo reportado por Van Rijn and Wäckers (2015), quienes destacan que los recursos florales incrementan la longevidad y la eficiencia de los enemigos naturales, lo que favorece la estabilidad comunitaria. Por ello, las interacciones entre *L. tridentata* e insectos han sido objeto de estudios más detallados, que documentan la presencia de insectos herbívoros y polinizadores oligoléticos que dependen exclusivamente de esta planta para su supervivencia (Rozen y Hall, 2012; Cane et al., 2013). De las 16 familias encontradas en *L. tridentata*, solo tres (Curculionidae, Apidae y Membracidae) coinciden con las documentadas en la literatura. La escasa abundancia de la familia Curculionidae (fitófaga) puede explicarse por el enfoque de muestreo en las zonas florales (Soto-Hernández et al., 2023). La gran abundancia de Membracidae puede atribuirse a que el periodo de muestreo coincidió con el pico de actividad de los saltahojas (Stave & Shiff, 1981). Entre las familias encontradas, algunas actúan como parasitoides, p. ej. Braconidae (Baudino et al., 2020; Curran et al., 2022).

De igual manera que en Atriplex, la PERMANOVA no detectó diferencias significativas, lo que sugiere que la variación observada no es lo suficientemente consistente entre las muestras.

Los resultados de las curvas de acumulación basadas en la cobertura indican que el esfuerzo de muestreo fue suficiente (96 %) para representar la mayor parte de la diversidad de familias presentes en *Atriplex*, lo cual sugiere que el muestreo en ambos sitios fue comparable y que las diferencias observadas en la diversidad

y la composición de las comunidades pueden atribuirse a la variación ecológica. En *Larrea tridentata*, los resultados de las curvas de acumulación fueron ligeramente inferiores; entonces, lo que se sugiere es que, con un 94%, el esfuerzo de muestreo fue suficiente para capturar la mayoría de las familias presentes. Sin embargo, debido a que en su mayoría los insectos son ectotérmicos y poiquilotermos, pudo haber variaciones temporales en su actividad (Deutsch et al., 2008), lo que dejó a especímenes de otras familias sin capturar.

La asincronía de la etapa de floración entre *A. canescens* y *L. tridentata* implica diferencias en la disponibilidad temporal de recursos que, a su vez, influyen sobre la presencia y actividad de los insectos, aspecto de importancia en los ecosistemas áridos, donde algunos recursos son limitados. Esta asincronía puede contribuir no solo a las diferencias entre las familias presentes, sino también a la forma en que interactúan con su entorno a lo largo del tiempo. Lo anterior cobra especial importancia en el recambio de especies. En este estudio se identificaron 22 familias de insectos presentes en ambas especies de arbustos. Esto sugiere que ciertos grupos de insectos pueden adaptarse a las condiciones cambiantes del desierto, pasando de las condiciones cálidas y secas de la primavera a las temperaturas más fresca y condiciones de humedad del otoño.

Entre los grupos de insectos que estuvieron presentes en ambos tipos de arbusto se encuentran los trips (Thysanoptera). Este tipo de insectos muestran poca especificidad de planta hospedera; en 13 especies vegetales se han encontrado dentro del DCh, incluyendo *L. tridentata* y *Neltuma glandulosa* (Logarzo et al., 2012). Además, estas familias presentan una amplia variedad de nichos tróficos. La familia Aeolothripidae incluye especies depredadoras (Universidad Estatal de Carolina del Norte, 2015b). Phlaeothripidae (trips de cola tubular) es la familia más grande del orden; la mayoría de sus especies son plagas, pero algunas también son beneficiosas, como el cazador negro, *Leptothrips mali*. La familia Thripidae incluye a especies de plagas de las flores (NCSU, 2015b). También

influyen su carácter cosmopolita y el volumen de las copas de los arbustos muestreados (Logarzo et al., 2012).

La abundancia y riqueza de la familia Formicidae se explican por su distribución cosmopolita y la gran diversidad de sus poblaciones (NCSU, 2015a), lo que permite encontrarlas en una amplia variedad de entornos y hábitats (Baudino et al., 2020). La interacción entre las hormigas y los arbustos es evidente, dada la capacidad depredadora de las hormigas sobre las semillas en los desiertos y su dispersión, lo que contribuye a mantener las poblaciones de plantas (Christian, 2001). La familia Formicidae está más estrechamente asociada a la presencia de *L. tridentata* (Ruttan et al., 2016); sin embargo, la mayor abundancia de esta familia en *A. canescens* se debe probablemente a su asociación con la época calurosa del muestreo (verano) (Baudino et al., 2020).

A su vez, la abundancia de Cicadellidae en ambas especies arbustivas pone de manifiesto su adaptación a las condiciones ambientales locales. Esta adaptación se debe a su capacidad termorreguladora, que favorece su desarrollo y permite la producción de múltiples generaciones al año (Machado et al., 2025). En conjunto, estas familias son un ejemplo de las ventajas bioecológicas de las 22 familias de recambio para hacer frente a la variabilidad climática.

A pesar de los hallazgos en el estudio, carencias de conocimientos importantes persisten, particularmente en relación con el papel de la fenología y las variaciones microclimáticas a lo largo del día y de las otras estaciones climáticas para contribuir a la dinámica de las comunidades de insectos en zonas áridas.

CONCLUSIONES

El estudio demuestra que se cumple el objetivo planteado, evidenciado que las especies arbustivas *Atriplex canescens* y *Larrea tridentata* en la etapa de floración contribuyen a la diversidad y abundancia de la entomofauna. En este contexto, ambas especies funcionan como “islas de recursos”, donde la disponibilidad del néctar floral, polen y biomasa beneficia directamente a los

insectos fitófagos y polinizadores e indirectamente a depredadores y parasitoides al tener mayor disponibilidad de presas y hospederos. Así mismo, las diferencias en la época de floración y el tipo de recursos ofrecidos por cada especie promueven un recambio en las familias de insectos, lo que genera variaciones en la estructura de la comunidad a lo largo del tiempo. En conjunto, los resultados subrayan la relevancia del mantenimiento de estas especies vegetales en ecosistemas áridos ya que sus diferencias contribuyen al sostenimiento de la diversidad y funcionalidad ecológica en el Desierto Chihuahuense

LITERATURA CITADA

- Bala, S., Martin, L., & Penaloza, A. (2022). Creosote (*Larrea tridentata*) influences on canopy and ground dwelling invertebrate communities. *Natural Resources and Environmental Issues*, 21. <https://doi.org/10.21973/n3s95f>
- Baudino, F., Cecchetto, N. R., Buffa, L. M., & Visintin, A. M. (2020). De artrópodos y plantas: Diversidad de la artropodofauna en un gradiente de vegetación en Los Llanos riojanos, Argentina. *Ecología Austral*, 30, 63–76. <https://doi.org/10.25260/ea.20.30.1.0.867>
- Briggs, M. K., Lozano-Cavazos, E. A., Poulos, H. M., Ochoa-Espinoza, J., & Rodríguez-Pineda, J. A. (2019). The Chihuahuan Desert: A binational conservation response to protect a global treasure. En Elsevier (Ed.), *eBooks* (pp. 126–138). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11966-9>
- Cane, J. H., Kervin, L. J., & McKinley, R. (2013). Sensitivity of systematic net sampling for detecting shifting patterns of incidence and abundance in a floral guild of bees at *Larrea tridentata*. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 86, 171–180. <https://doi.org/10.2317/jkes121126.1>
- Cane, J. H., Minckley, R., Kervin, L., & Roulston, T. (2005). Temporally persistent patterns of incidence and abundance in a pollinator guild at annual and decadal scales: The bees of *Larrea tridentata*. *Biological Journal of the Linnean Society*, 85, 319–329. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2005.00502.x>
- Castillo Quiroz, D., Gutiérrez Lara, R., Avila Flores, D. Y., Castillo Reyes, F., & Sáenz Ceja, J. E. (2021). *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. una especie multifuncional de las zonas semiáridas de Norteamérica: una revisión.

- Cázares-Martínez, J., Montaña, C., & Franco, M. (2010). The role of pollen limitation on the coexistence of two dioecious, wind-pollinated, closely related shrubs in a fluctuating environment. *Oecologia*, 164, 679–687. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1696-z>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., MA, K. H. Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Christian, C. E. (2001). Consequences of a biological invasion reveal the importance of mutualism for plant communities. *Nature*, 413, 635–639. <https://doi.org/10.1038/35098093>
- Curran, M. F., Robinson, T. J., Guernsey, P., Sorenson, J., Crow, T. M., Smith, D. I., & Stahl, P. D. (2022). Insect abundance and diversity respond favorably to vegetation communities on interim reclamation sites in a semi-arid natural gas field. *Land*, 11(4), 527. <https://doi.org/10.3390/land11040527>
- Deutsch, C. A., Tewksbury, J. J., Huey, R. B., Sheldon, K. S., Ghalambor, C. K., Haak, D. C., & Martin, P. R. (2008). Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18), 6668–6672. <https://doi.org/10.1073/pnas.0709472105>
- Fernández, F., & Sharkey, M. J. (Eds.). (2006). *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical*. Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia. Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/79874>
- Fowler, R. E., Rotheray, E. L., & Goulson, D. (2016). Floral abundance and resource quality influence pollinator choice. *Insect Conservation and Diversity*, 9(6), 481–494. <https://doi.org/10.1111/icad.12197>
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. <https://librosoa.unam.mx/handle/123456789/1372>
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., & Márquez-Linares, M. A. (2017). Ecorregiones. En *La biodiversidad en Durango. Estudio de Estado* (Primera edición, pp. 59-62). CONABIO. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium-bin/detalle.pl?Id=20250131171203>

- Granados-Sánchez, D., Sánchez-González, A., Granados-Victorino, R. L., & La Rosa, A. B. (2011). Ecología de la vegetación del desierto chihuahuense. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17, 111–130. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2010.10.102>
- Hall, M. A., Stavert, J. R., Saunders, M. E., Barr, S., Haberle, S. G., & Rader, R. (2022). Pollen–insect interaction meta-networks identify key relationships for conservation in mosaic agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 32(4), e2537. <https://doi.org/10.1002/eap.2537>
- Hawkins, B. A., & Goeden, R. D. (1984). Organization of a parasitoid community associated with a complex of galls on *Atriplex* spp. in southern California. *Ecological Entomology*, 9, 271–292. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1984.tb00851.x>
- Haws, B. A., Bohart, G. E., Nelson, C. R., & Nelson, D. L. (1990). Insects and shrub dieoff in western states: 1986–89 survey results. En E. D. McArthur et al. (Eds.), *Proceedings—Symposium...* (pp. 127–151). USDA Forest Service.
- He, X., Kiær, L. P., Jensen, P. M., & Sigsgaard, L. (2020). The effect of floral resources on predator longevity and fecundity: A systematic review and meta-analysis. *Biological Control*, 153, 104476. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104476>
- Hunter, J. D. (2007). Matplotlib: a 2D Graphics environment. *Computing in Science & Engineering*, 9(3), 90–95. <https://doi.org/10.1109/mcse.2007.55>
- Jain, S., Srivastava, A., Khadke, L., Chatterjee, U., & Elbeltagi, A. (2024). Global-scale water security and desertification management amidst climate change. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34916-0>
- Johnson, N. F., & Triplehorn, C. A. (2020). *Borror and DeLong's introduction to the study of insects* (7th ed.). Cengage Learning.
- Laport, R. G., & Ramsey, J. (2014). Morphometric analysis of the North American creosote bush (*Larrea tridentata*) and the microspatial distribution of its chromosome races. *Plant Systematics and Evolution*, 301, 1581–1599. <https://doi.org/10.1007/s00606-014-1179-5>
- Laport, R. G., Minckley, R. L., & Pilsen, D. (2021). Pollinator assemblage and pollen load differences on sympatric diploid and tetraploid cytotypes of *Larrea tridentata*. *American Journal of Botany*, 108, 297–308. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1605>
- Lillian, S., Redak, R. A., & Daugherty, M. P. (2018). Assessing the Role of Differential Herbivore Performance Among Plant Species in Associational

- Effects Involving the Invasive Stink Bug *Bagrada hilaris* (Hemiptera: Pentatomidae). *Environmental Entomology*, 48(1), 114–121. <https://doi.org/10.1093/ee/nvy181>
- Logarzo, G. A., Zamar, M. I., Richman, D., & Bruzzone, O. (2012). Structure and composition of a thrips community in the Chihuahuan Desert, New Mexico, USA. *Florida Entomologist*, 95, 35–42. <https://doi.org/10.1653/024.095.0107>
- Marchosky, R. J., & Craig, T. P. (2004). Gall Size-Dependent Survival for *Asphondylia atriplicis* (Diptera: Cecidomyiidae) on *Atriplex canescens*. *Environmental Entomology*, 33(3), 709–719. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-33.3.709>
- Martínez-Mora, E. I., Silva-Belmares, S. Y., Zugasti-Cruz, A., Nuncio, A., Ramos-Rodríguez, J. F., & Muñoz, E. O. (2025). Desarrollo de talco antibacterial a partir de almidón residual enriquecido con *Larrea Tridentata*. *Revista Mexicana De Ciencias Agrícolas*, 30, e4050. <https://doi.org/10.29312/remexca.v16i30.4050>
- Machado, I. L. S. S., Machado, H. B., Sakuma, G. M. D. V., Lunz, A. M., Schwartz, G., Castro, G. L. S., & Batista, T. F. V. (2025). Diversity of hemipterans in Eucalyptus spp. plantations in southeastern Pará, Brazil. *Neotropical Entomology*, 54(1). <https://doi.org/10.1007/s13744-024-01227-5>
- Morrone, J. J., Acosta, R., & Fernández, J. A. (2022). Biogeographic units in the Chihuahuan Desert. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 93, e933907. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.3907>
- NC State University (NCSU). (2015a). Family Formicidae—ENT 425—General entomology. Recuperado el 18 de enero de 2026, de <https://genent.cals.ncsu.edu/insect-identification/order-hymenoptera/family-formicidae/>
- NC State University (NCSU). (2015b). Order Thysanoptera—ENT 425—General entomology. Recuperado el 12 de enero de 2026, de <https://genent.cals.ncsu.edu/insect-identification/order-thysanoptera/>
- Noriega, J. A., Hortal, J., Azcárate, F. M., Berg, M. P., Bonada, N., Briones, M. J. I., Del Toro, I., Goulson, D., Ibanez, S., Landis, D. A., et al. (2017). Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology*, 26, 8–23. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.006>
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>

- Rozen, J. G., & Hall, H. G. (2012). Nesting biology and immatures of *Trachusa larreae*. *American Museum Novitates*, 3765, 1–24. <https://doi.org/10.1206/3765.2>
- Ruiz, T., Zaragoza, S., & Cerrato, R. (2008). Fertility islands around *Prosopis laevigata* and *Pachycereus hollianus* in the drylands of Zapotitlán Salinas, México. *Journal of Arid Environments*, 72(7), 1202–1212. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.12.008>
- Ruttan, A., Filazzola, A., & Lortie, C. J. (2016). Shrub-annual facilitation complexes... *Journal of Arid Environments*, 134, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.06.009>
- Ruttan, A., Lortie, C. J., & Haas, S. M. (2021). Shrubs as magnets for pollination... *Current Research in Insect Science*, 1, 100008. <https://doi.org/10.1016/j.cris.2021.100008>
- Ruslan, H., Rahmah, A., Y, E. N., H, J. F., & H, A. N. (2024). Diversity of ecological functions... *Jurnal Lahan Suboptimal*, 13(2). <https://doi.org/10.36706/jlso.13.2.2024.664>
- Soto-Hernández, M., Torres-Castillo, J. A., Juárez-Aragón, M. C., & Torres-Acosta, R. I. (2023). Curculionidae associated with *Larrea tridentata*. *Southwestern Entomologist*, 48. <https://doi.org/10.3958/059.048.0213>
- Stave, M. E., & Shiff, C. J. (1981). Temporal segregation in desert Membracidae. *Oecologia*, 51, 408–411. <https://doi.org/10.1007/BF00540914>
- Stevenson, P. C. (2019). For antagonists and mutualists: the paradox of insect toxic secondary metabolites in nectar and pollen. *Phytochemistry Reviews*, 19(3), 603–614. <https://doi.org/10.1007/s11101-019-09642-y>
- Tariq, A., Sardans, J., Zeng, F., Graciano, C., Hughes, A. C., Farré-Armengol, G., & Peñuelas, J. (2024). Impact of aridity rise and arid lands expansion on carbon-storing capacity, biodiversity loss, and ecosystem services. *Global Change Biology*, 30(4). <https://doi.org/10.1111/gcb.17292>
- Triplehorn, C. A., Johnson, N. F., & Borror, D. J. (2005). Introducción al estudio de los insectos de Borror y DeLong. Cengage Learning.
- Van Rijn, P. C. J., & Wäckers, F. L. (2015). Nectar accessibility determines fitness, flower choice and abundance of hoverflies that provide natural pest control. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 925–933. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12605>
- Wäckers, F. L., Romeis, J., & Van Rijn, P. (2006). Nectar and pollen feeding by insect herbivores and implications for multitrophic interactions. *Annual*

Review of Entomology, 52(1), 301–323.
<https://doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091352>

- Waring, G. L., & Price, P. W. (1990). Plant water stress and gall formation... *Ecological Entomology*, 15, 87–95. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1990.tb00787.x>
- Waskom, M. (2021). seaborn: statistical data visualization. *The Journal of Open Source Software*, 6(60), 3021. <https://doi.org/10.21105/joss.03021>
- Whitford, W. G. (1993). Animal feedbacks in desertification: an overview. *Revista Chilena De Historia Natural*, 66(3), 243–251. <https://biblat.unam.mx/es/revista/revista-chilena-de-historia-natural/articulo/animal-feedbacks-in-desertification-an-overview>
- Whitford, W. G., & Steinberger, Y. (2010). Herbivore–Plant interactions and desertification in arid lands. In *Cellular origin and life in extreme habitats* (pp. 237–256). https://doi.org/10.1007/978-90-481-9316-5_11
- Xiao, L., Labandeira, C., Dilcher, D., & Ren, D. (2021). Florivory of Early Cretaceous flowers by functionally diverse insects: implications for early angiosperm pollination. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*, 288(1953), 20210320. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.0320>

CAPÍTULO 4 RESUMEN

DIVERSIDAD ENTOMOLÓGICA ASOCIADA A *Vachellia farnesiana* EN PAISAJES CON DISTINTO GRADO DE FRAGMENTACIÓN.

Vachellia farnesiana (Huizache) es una especie vegetal perene, en zonas áridas, con flores amarillas y olorosas ricas en polen y néctar, hojas compuestas y frutos en vainas. Esta especie tiene importancia ecológica por la conservación del suelo y como forraje. Sin embargo, la información que relaciona esta especie con insectos durante su etapa de floración y en hábitats fragmentados es escasa. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la fragmentación del hábitat sobre la diversidad, abundancia y composición de insectos. En el Municipio de Mapimí, Durango se seleccionaron dos sitios (S1 y S2) con presencia de *V. farnesiana*, con diferente grado de fragmentación. En cada sitio se desarrollaron muestreos semanales mediante 10 golpes de red entomológica ($n=10$). La diversidad se calculó con los números de Hill y curvas de acumulación basada en cobertura. El análisis estadístico fue realizado con MLGMVL y NMDS. La mayor abundancia de insectos corresponde al S1 ($S1 = 759$ y $S2 = 702$). Los órdenes con el mayor número de familias fueron Hymenoptera y Coleoptera. Los gremios funcionales dominantes fueron los fitófagos y los parasitoides. La familia Aleyrodidae tuvo la mayor abundancia de insectos (44.66%) en el S1, mientras que Thripidae obtuvo una abundancia de 49% en el S2. Los valores diversidad fueron mayores en S1 ($q_0 = 33$, $q_1 = 7.62$ y $q_2 = 3.85$), mientras que el S2, sitio más fragmentado, los valores fueron menores ($q_0 = 16$, $q_1 = 4.23$ y $q_2 = 2.87$). Las familias Phlaeothripidae, Thripidae Formicidae, Anthocoridae, Cicadellidae y Aphelinidae fueron identificadas en los dos sitios de muestreo. La evaluación comparativa de los sitios en función del grado de fragmentación puso de manifiesto el impacto negativo de esta en la diversidad de familias de insectos en huizache.

Palabras clave: Ecología de insectos; Fabaceae; Gremios funcionales; Huizache; Zonas áridas.

Este capítulo se ha extraído del manuscrito titulado "Insect community diversity associated with *Vachellia farnesiana* across fragmented semi-arid landscapes".

Enviado a la revista Ecologies.

Estado: Enviado

ABSTRACT

DIVERSITY OF ENTOMOLOGICAL COMMUNITIES ASSOCIATED WITH *Vachellia farnesiana* IN LANDSCAPES WITH VARYING DEGREES OF FRAGMENTATION.

Vachellia farnesiana (huizache) is a perennial plant species native to arid regions, featuring fragrant yellow flowers rich in pollen and nectar, compound leaves, and pod-like fruits. It plays an important ecological role in soil conservation and as a source of forage. However, there is little information on this species' association with insects during its reproductive stage in fragmented habitats. Therefore, the objective of this study was to evaluate the effect of habitat fragmentation on insect diversity, abundance, and composition. In the municipality of Mapimí, Durango, two sites with *V. farnesiana* were selected, each with a different degree of fragmentation. At each site, weekly sampling was conducted using 10 sweeps with an entomological net ($n=10$). Diversity was calculated using Hill's indices and coverage-based accumulation curves, as well as a fragmentation analysis. Statistical analysis was performed using MLGMVL and NMDS.

The highest abundance of insects was registered in S1 ($S1 = 759$ and $S2 = 702$). The orders with the highest number of families were Hymenoptera and Coleoptera. The dominant functional groups were phytophagous and parasitoids. The family Aleyrodidae had the highest abundance of insects (44.66%) in S1, while Thripidae had an abundance of 49% in S2. Diversity was highest at S1 ($q_0 = 33$, $q_1 = 7.62$, and $q_2 = 3.85$), while at the more fragmented S2, the values were lower ($q_0 = 16$, $q_1 = 4.23$, and $q_2 = 2.87$). The families Phlaeothripidae, Thripidae, Formicidae, Anthocoridae, Cicadellidae, and Aphelinidae were captured at both sampling sites. A comparative assessment of the sites based on the degree of fragmentation revealed the negative impact of fragmentation on insect family diversity in Huizache.

Keywords: Arid regions; Fabaceae; Functional groups; Huizache; Insect ecology.

INTRODUCCIÓN

Las leguminosas leñosas de los ecosistemas áridos y semiáridos, como el huizache [*Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn]; Fabaceae (Ramírez-Segura et al., 2024) actúan como microhábitats que mantienen la biodiversidad local. Sin embargo, la fragmentación del hábitat modifica la estructura de las comunidades de insectos y los servicios que estos prestan (Tzortzakaki et al., 2018). El huizache, es una especie de planta con capacidad de adaptación a las condiciones adversas del medio ambiente de zonas áridas y semiáridas (Ramírez-Segura et al., 2024). Esta especie se distribuye desde Estados Unidos de América hasta América del Sur y se desarrolla en todos los estados de México, excepto en Tlaxcala y en la Ciudad de México (Schiltmeyer & Zouhar, 2020). En Mapimí, Durango (México), *V. farnesiana* se localiza predominantemente en la cercanía de campos agrícolas, tanto activos como abandonados. Esta situación contribuye a la fragmentación de sus poblaciones. Ojija (2024) señala que los hábitats fragmentados pueden ser conservados y gestionados mediante una comprensión adecuada de las interacciones entre plantas e insectos, lo que puede ayudar a mitigar o detener el impacto negativo sobre la diversidad de insectos.

El huizache es una especie de árbol perenne. Sus individuos producen flores amarillas en cabezuelas que brotan en las axilas de las espinas; pueden ser solitarias o formar grupos de dos o tres flores. Los especímenes pueden llegar a tener tantas flores que los árboles parecen amarillos. Los árboles florecen principalmente entre diciembre y marzo, según la región (Schiltmeyer & Zouhar, 2020). Cada árbol puede alcanzar alturas de hasta 10 m. y presenta hojas compuestas y frutos en forma de vainas, que constituyen un recurso forrajero esencial para ovinos, caprinos y la fauna silvestre (Quiroz-Cardoso et al., 2015; Ramírez-Segura et al., 2024). Las vainas protegen las semillas comestibles para ciertos animales, como los ovinos (Pérez-Cruz et al., 2022). Los frutos son ricos en proteína cruda y pobre en fibras digeribles. Los taninos presentes en estos tejidos actúan como antioxidantes y optimizan la absorción de aminoácidos. Esto

mejora potencialmente la calidad de la carne para los consumidores (Pérez-Cruz et al., 2022). Además de sus beneficios pecuarios, la especie posee capacidades de fitorremediación de elementos tóxicos (Noguez-Inesta et al., 2017). Asimismo, los árboles pueden fijar nitrógeno atmosférico mediante simbiosis bacteriana (Erkovan et al., 2016). Finalmente, su extracto de vainas ha demostrado eficacia insecticida contra las larvas de *Aedes aegypti* (Montelongo et al., 2021). Esto consolida su rol multifuncional en la agroecología y en la gestión de recursos naturales en México.

Aunque *Vachellia farnesiana* es una especie ampliamente distribuida, la red de interacciones entre insectos y el huizache en paisajes fragmentados del área semiárida de Mapimí aún no ha sido caracterizada desde una perspectiva de gremios funcionales. Algunos estudios encontrados han registrado la especie de mosca blanca, *Tetraleurodes acaciae* (Quaintance), y dos géneros de parasitoides del orden Hymenoptera, *Eretmocerus Haldeman* 1850 (Aphelinidae) y *Signiphora* (Signiphoridae), en huizaches de la zona de estudio (García-González y Alvarado-Ruacho, 2016). Por su parte, Heuzé et al. (2019) indican que esta especie de planta puede albergar al insecto laca (Hemiptera: Coccoidea) y que es atractiva para las abejas (Hymenoptera: Apidae). Avilés-Carrillo et al. (2015) documentaron varias familias del orden Hymenoptera (Chalcididae, Eulophidae, Eurytomidae, Ichneumonidae y Tetracampidae), además de avispas del género *Triaspis* (Hymenoptera: Braconidae) como parasitoide de las larvas de *Coelocephalapion subornatum* en el interior de agallas de los brotes de *V. farnesiana*. Por lo tanto, esta investigación tuvo como objetivo evaluar el efecto del grado de fragmentación del hábitat sobre la diversidad, la abundancia y la composición de la comunidad de insectos asociada a la floración de *V. farnesiana* en el DCh.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de muestreo

La investigación se realizó en Mapimí, Durango, en el Desierto de Chihuahua. Esta región presenta un relieve de llanuras y elevaciones entre 1076 y 2200 msnm. El sustrato geológico se compone principalmente de rocas sedimentarias de tipo caliza. El clima predominante varía entre muy seco (BWh) y seco semicálido (BSh). Los vientos predominantes son los alisios procedentes del noroeste, lo que contribuye a la aridez de la zona (González-Elizondo et al., 2017). La precipitación media anual es de 300 mm (Márquez-Linares, 2017). Estas condiciones extremas favorecen la presencia de vegetación xerófila, cuyos elementos florísticos dominantes son los géneros *Cercidium*, *Chilopsis*, *Condalia*, *Fouquieria*, *Opuntia* y *Prosopis* (Rzedowski, 2006).

Sitios de muestreo

Los sitios de muestreo se eligieron en función de la presencia de 35 árboles de *V. farnesiana* con alturas superiores a 3 m. El grado de fragmentación del área de estudio se calculó utilizando una adaptación de la fórmula del índice de fragmentación (F) de Gurrutxaga (2003):

$$F = \frac{S_H}{N_m R_c}.$$

Donde:

S_H = superficie total del hábitat (m^2),

N_m = número de manchas (cobertura de los árboles),

$R_c = 2\bar{d}(\lambda/\pi)$; dispersión de las manchas,

$\bar{d}$ = distancia promedio de una mancha (centroide) a la mancha más cercana (m),

$\lambda = \frac{N_m}{S_T} \times 10000$, densidad media de manchas (número de manchas por cada hectárea),

S_T = superficie total del área de estudio (m^2).

Valores mayores de F indican menor fragmentación (denominador pequeño: pocas manchas, pero amplias y menor distancia entre ellas) indicando un paisaje continuo, conectado y con pocas barreras. Por el contrario, valores pequeños de F indican mayor fragmentación. Las coberturas de los árboles se delimitaron mediante imágenes de Google Maps (la existencia en campo se verificó), a fin de identificar y cuantificar los fragmentos del hábitat de cada sitio. Posteriormente, el grado de fragmentación de los sitios se comparó.

El sitio 1 (S1) se ubicó cerca de la Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas (URUZA) de la Universidad Autónoma Chapingo (UACH) con coordenadas 25° 89' 29" N, -103° 60' 59" O (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**12). Este sitio se caracterizó por contar con 35 árboles de huizache en una superficie de 0.91 ha. Los árboles medían entre 3 y 6 m de altura y tenían copas que, en su mayoría, se tocaban entre sí. Al sur, el S1 colinda con una zona de cultivo y, al norte, con un terreno abandonado. Aunque durante el periodo de captura de insectos no se cultivó sorgo, generalmente se mantienen cultivos de abril a agosto de cada año. Esto ocasiona que los árboles de huizache dispongan de humedad en el suelo, debido al riego por inundación del área de cultivo y a la filtración del canal de riego.

El sitio 2 (S2) está ubicado 4 km al sur de S1, con coordenadas 25° 86' 22" N y -103° 60' 29" O (Figura 12). Este sitio se caracterizó por contar con la misma cantidad de árboles de huizache en un área de 5.59 ha. En su mayoría, los árboles no tuvieron contacto entre sí y presentaron copas de mayor tamaño que los del S1, aunque las alturas de los árboles fueron similares en ambos sitios (3 y 6 m). En este sitio no hubo cultivos cercanos en el periodo de muestreo. Sin embargo, en otras épocas del año se pudo observar cultivos de maíz y sorgo,

pero a diferencia de S1, el agua de riego no llegó a todos los árboles de manera directa, tampoco se observaron fugas en los canales de riego, pero si les llegó agua a los que estaban junto a los terrenos de cultivo durante el riego.

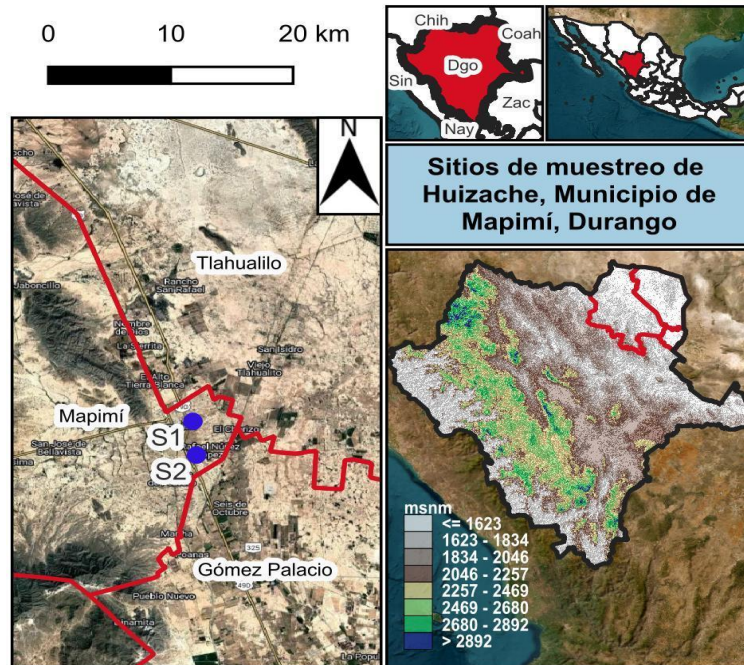


Figura 12. Ubicación de los sitios de muestreo de huizache (*Vachellia farnesiana*), en el municipio de Mapimí, Durango, México.

Trabajo de campo

Los muestreos se realizaron durante la etapa de floración del huizache, con el fin de registrar los insectos asociados a esta etapa fenológica de la especie vegetal, y se efectuó semanalmente durante cinco semanas (del 17 de febrero al 17 de marzo de 2023). Los muestreos se llevaron a cabo entre las 7 y las 10 horas, alternando el inicio del trabajo entre ambos sitios. La muestra semanal se obtuvo a partir de las colectas realizadas en el área floral de 10 árboles seleccionados aleatoriamente, mediante 10 golpes con una red entomológica en cada árbol. El tiempo de muestreo varió entre 30 y 45 minutos según las características (altura y tamaño de copa) de los árboles y la distancia entre ellos. Después, los especímenes fueron conservados en tubos de polipropileno de 1.5 ml de capacidad con alcohol etílico al 70%, excepto los lepidópteros.

Trabajo de laboratorio

El montaje de los insectos se realizó según el tamaño de cada espécimen. Los insectos fueron identificados a nivel de familia de acuerdo con sus características morfológicas, con el estereoscopio Iroscope N2-14 o con un microscopio compuesto Carl Zeiss modelo Axioscope A1 según el tamaño del insecto. Para la identificación de órdenes, familias y gremios funcionales principales se utilizaron las claves de Johnson & Triplehorn (2020), Triplehorn et al. (2005) y Fernández y Sharkey (2006).

Análisis de diversidad

El análisis estadístico de los datos se llevó a cabo en el entorno estadístico de R. Para estimar y comparar la diversidad alfa entre los sitios de estudio, los números de Hill ($q = 0, 1, 2$) se calcularon utilizando el paquete iNEXT de R, el cual permite un análisis integrado de la riqueza de familias ($q = 0$), la diversidad de Shannon ($q = 1$) y la dominancia de Simpson ($q = 2$) (Chao et al., 2014). Además, las curvas de cobertura de muestreo para cada sitio se generaron con base en el estimador de Good-Turing, (Chao et al., 2014), para valorar la proporción de la comunidad efectivamente muestreada.

Análisis estadístico

El efecto del sitio de muestreo sobre la composición taxonómica de insectos se evaluó con un Modelo Lineal Generalizado Multivariado con Variables Latentes (MLGMVL). Una distribución binomial negativa se utilizó, para considerar la sobredispersión en datos de recuento, mediante el paquete mlgmvl. La variable fija del modelo fue el sitio de muestreo y se incorporaron temperatura y humedad relativa como covariables, con el objetivo de controlar el ruido climático durante el muestreo y aislar el efecto del grado de fragmentación sobre la abundancia y diversidad de insectos. El rendimiento del modelo se evaluó mediante una prueba de razón de verosimilitud que comparaba el modelo completo con un modelo nulo.

Además, la variación en la composición de familias de insectos asociados a los sitios de muestreo se exploró visualmente a través de un Escalamiento Multidimensional No Métrico (NMDS) basado en matrices de disimilitud de Bray-Curtis.

RESULTADOS

Índice de fragmentación

Los valores obtenidos del índice de fragmentación (F) mostraron diferencias entre los sitios. El S1 presentó un valor de $F = 0.66$ mayor en comparación del S2 ($F = 0.33$), lo que indica que S1 presenta menor fragmentación de acuerdo con Gurrutxaga (2003).

Abundancia absoluta de familias de insectos

Las cantidades de insectos colectados fueron 759 y 702 en los sitios S1 y S2, respectivamente. El orden con mayor número de familias identificadas fue Hymenoptera, con 11 familias. La familia Pteromalidae destacó por su abundancia en S1 y su frecuencia en los muestreos. En S2, la familia Aphelinidae fue la que sobresalió en abundancia, aunque sólo fue colectada en dos muestreos. En el orden Coleoptera, la familia que destacó fue Curculionidae; esta familia tuvo una frecuencia de más del 50 % en ambos sitios. La familia Phoridae fue la más abundante del orden Diptera. La presencia constante en ambos sitios y en todas las fechas de muestreo ubica a las familias Aleyrodidae (Hemiptera) y Thripidae (Thysanoptera) como las dominantes de la comunidad entomológica asociada a *V. farnesiana* (Cuadro 1. Familias de insectos y frecuencia de captura en *Vachellia farnesiana* durante la etapa de floración en dos sitios de muestreo de Mapimí, Durango, México. Cuadro 1)

Cuadro 1. Familias de insectos y frecuencia de captura en *Vachellia farnesiana* durante la etapa de floración en dos sitios de muestreo de Mapimí, Durango, México.

Orden	Familia	S1		S2	
		No. de insectos	Frecuencia*	No. de insectos	Frecuencia*
Coleoptera	Bostrichidae	2	0.2	0	0
	Carabidae	2	0.2	0	0
	Cleridae	5	0.4	0	0
	Coccinellidae	4	0.8	2	0.2
	Chrysomelidae	1	0.2	0	0
	Curculionidae	26	0.6	30	0.8
	Elateridae	2	0.2	0	0
	Leiodidae	0	0	12	0.4
	Mordellidae	15	0.6	2	0.4
	Tenebrionidae	0	0	4	0.6
Diptera	Drosophilidae	1	0.2	0	0
	Phoridae	7	0.2	0	0
	Rhagionidae	1	0.2	0	0
	Syrphidae	2	0.4	0	0
Hemiptera	Aleyrodidae	339	1	212	1
	Anthocoridae	17	0.8	29	0.6
	Cicadellidae	110	1	26	1
	Cixiidae	13	0.2	0	0
	Lygaeidae	1	0.2	0	0
	Miridae	22	0.8	0	0
	Pentatomidae	1	0.2	0	0
	Rhopalidae	1	0.2	0	0
Hymenoptera	Aphelinidae	1	0.2	10	0.4
	Braconidae	2	0.2	0	0
	Ceraphronidae	1	0.2	0	0
	Chalcididae	1	0.2	0	0
	Encyrtidae	2	0.4	1	0.2
	Eulophidae	12	0.2	0	0
	Eupelmidae	0	0.4	3	0.4
	Eurytomidae	4	0.4	0	0
	Formicidae	2	0.2	0	0
	Pteromalidae	14	0.6	3	0.4
	Scelionidae	0	0	2	0.4
Thysanoptera	Phlaeothripidae	18	0.4	6	0.4
	Thripidae	106	1	344	1
Neuroptera	Chrysopidae	2	0.2	4	0.4

NOTA: 33 insectos no fueron identificados por estar dañados (22 del S1 y 11 del S2). De los siguientes órdenes, cuatro de Lepidoptera, 23 de Diptera, uno de Hemiptera y cinco de Hymenoptera. *Frecuencia (1 = 5 veces presente y 0 = no estuvo presente)

Los gremios funcionales predominantes a nivel de familia fueron los fitófagos y parasitoides, seguidos de los depredadores en S1. En S2, el mayor gremio funcional fue el de los parasitoides, seguido de los fitófagos y de los depredadores. Sin embargo, a nivel de abundancia de insectos, los fitófagos superaron a los otros gremios funcionales en ambos sitios (Cuadro 2).

Cuadro 2. Diversidad de riqueza de familias y abundancia de insectos agrupados por gremio funcional en dos sitios con diferente grado de fragmentación del hábitat.

Gremio Funcional	S1	S1	S2	S2
	Familias	Especímenes	Familias	Especímenes
Fitófagos	10	622	4	612
Parasitoides	9	37	5	19
Depredadores	7	31	3	35
Saprófitos	7	28	2	22
Polinizadores	2	17	2	2
Omnívoros	1	2	0	0
Total	36	737*	16	691*

* Los insectos no identificados no se agregaron a ningún gremio funcional.

Nota: La clasificación se realizó considerando el gremio predominante de la familia, aunque algunas familias de insectos pueden incluir a especies con diferentes roles en el ecosistema.

Abundancia relativa de familias

La abundancia relativa de las familias de insectos identificados en *V. farnesiana* para ambos sitios de muestreo se puede observar en el Cuadro 3. La familia con el mayor porcentaje en S1 fue Aleyrodidae con 44.7 %; todos los ejemplares correspondieron a la mosca blanca [*Tetraleurodes acaciae* (Quaintance) (Hemiptera: Aleyrodidae)]. En S2, la mayor abundancia relativa corresponde a la familia Thripidae, con 49.0 %. Con 10 familias, se alcanza el 89.6% en S1 y el

96.4% en S2. Lo anterior indica que 10.9 % y 3.6% corresponden a la abundancia relativa de familias poco comunes en S1 y S2, respectivamente.

Cuadro 3. Abundancia relativa de las 10 familias principales identificadas en la época de floración de *Vachellia farnesiana* en dos sitios de muestreo en Mapimí, Durango, México.

S1			S2		
Orden	Familia	A. R. (%)	Orden	Familia	A. R. (%)
Hemiptera	Aleyrodidae	44.7	Thysanoptera	Thripidae	49.0
Hemiptera	Cicadellidae	14.5	Hemiptera	Aleyrodidae	30.2
Thysanoptera	Thripidae	14.0	Coleoptera	Curculionidae	4.3
Coleoptera	Curculionidae	3.4	Hemiptera	Anthocoridae	4.1
Hemiptera	Miridae	2.9	Hemiptera	Cicadellidae	3.7
Thysanoptera	Phlaeothripidae	2.4	Coleoptera	Leiodidae	1.7
Hemiptera	Anthocoridae	2.2	Hymenoptera	Aphelinidae	1.4
Coleoptera	Mordellidae	2.0	Thysanoptera	Phlaeothripidae	0.8
Hymenoptera	Pteromalidae	1.8	Coleoptera	Tenebrionidae	0.6
Hemiptera	Cixiidae	1.7	Neuroptera	Chrysopidae	0.6
Total		89.6			96.4

A. R. = Abundancia relativa

Análisis de diversidad

El análisis de diversidad a través de los números de Hill ($q = 0, 1, 2$), evidenció que la fragmentación jugó un papel importante como filtro taxonómico y estructural en los sitios de muestreo (Cuadro 4, Figura 13).

Cuadro 4. Números de Hill para las familias de insectos encontrados en *Vachellia farnesiana*, en ambos sitios de muestreo del área de Mapimí, Durango.

Números de Hill	S1	S2
$q = 0$ (Riqueza)	33.00	16
$q = 1$ (Shannon)	7.62	4.23
$q = 2$ (Simpson)	3.85	2.87

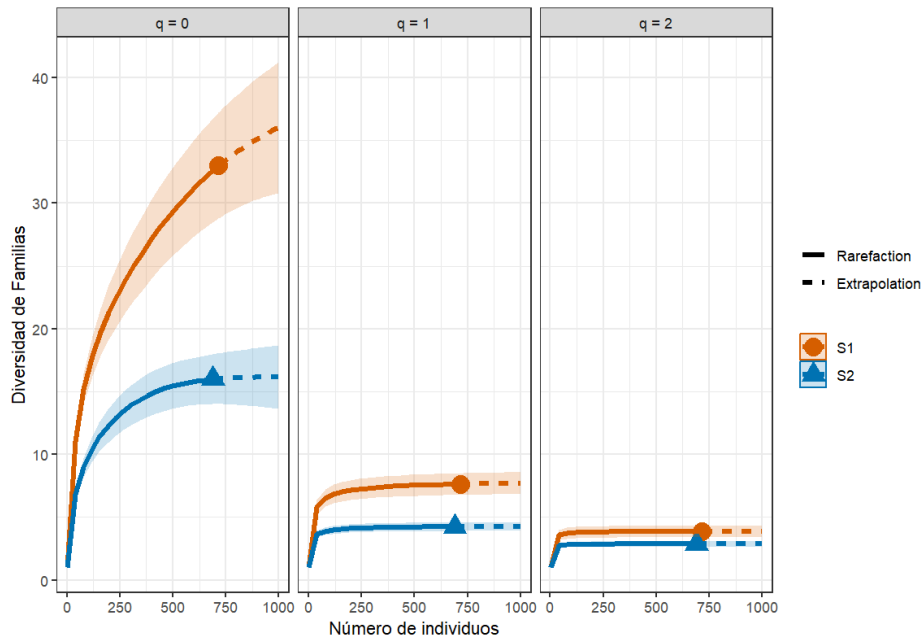


Figura 13. Números de Hill para familias de insectos encontrados en *Vachellia farnesiana*, en los dos sitios de muestreo. El primer número de Hill ($q = 0$) corresponde a la riqueza. El segundo número ($q = 1$) representa el comportamiento de la diversidad de Shannon. El tercer número ($q = 2$) indica la diversidad de Simpson.

Las curvas de acumulación basadas en cobertura de muestreo revelan una tendencia significativa a la asíntota para ambos sitios, lo que indica que el muestreo fue completo en grado importante (). El sitio S1 mostró una cobertura de muestreo (SC) de 0.986, ligeramente menor que la del S2 (SC = 0.999). En ambos casos las curvas convergen hacia valores poco menores a 1.

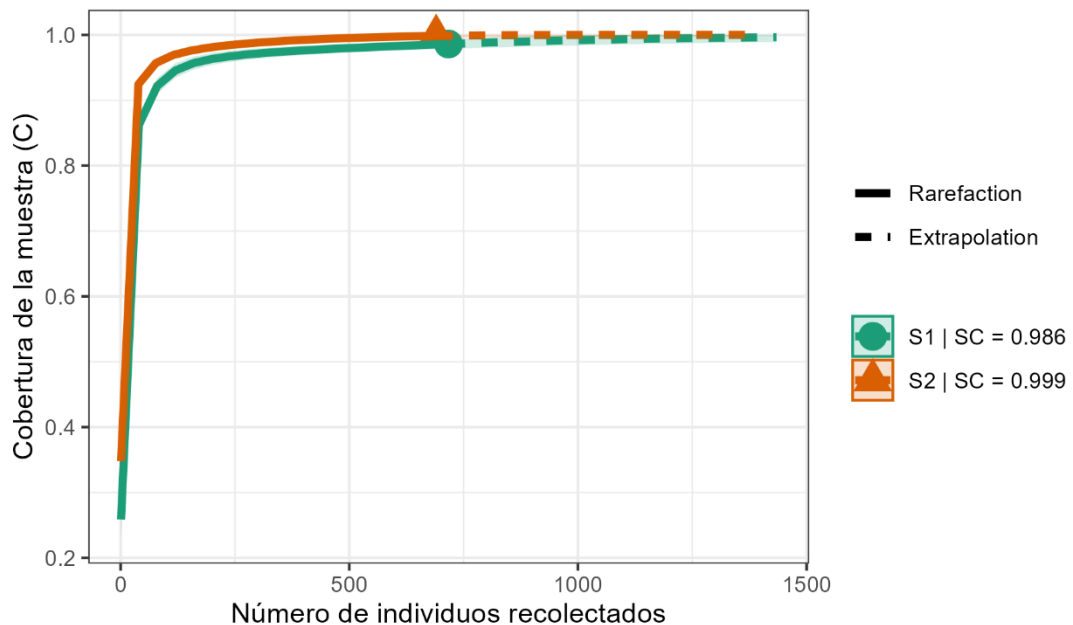


Figura 14. Curvas de acumulación basada en cobertura de muestreo realizadas en *Vachellia farnesiana* del municipio de Mapimí, Durango, México. Usando el estimador de Good-Turing.

Análisis estadístico

Al comparar un modelo nulo (sólo las variables “temperatura” y “humedad”) de MLGMVL contra uno completo (se incluyó la variable “sitio de muestreo”), la prueba de la razón de verosimilitud demostró que la variable “sitio de muestreo” mejoró significativamente el ajuste del modelo ($D = 60.65$; g. l. = 38 y $P = 0.011$). El resultado confirma que existe una diferencia significativa en la composición y la abundancia de las familias entre los sitios con diferentes grados de fragmentación, independientemente de la temperatura y la humedad relativa en el momento de la captura de los insectos.

El análisis de la variación en la composición de las familias mediante NMDS mostró una diferencia parcial entre los dos sitios de muestreo (Figura 15). El valor del estrés obtenido ($S = 0.093$; 15) indica que la representación bidimensional es adecuada para los datos y sugiere que la configuración espacial

muestra de forma confiable las relaciones de disimilitud entre las muestras. Las familias del S1 (círculo verde) presentan una distribución a lo largo de los ejes, lo que señala la heterogeneidad de la comunidad. Por su parte, S2 (triángulo naranja) representa a una distribución más compacta y restringida, sugiriendo una composición más homogénea en comparación con S1. Las elipses de dispersión muestran un traslape entre los sitios, lo que indica que, aunque existe diferenciación en la composición de las familias, también comparten un conjunto de familias.

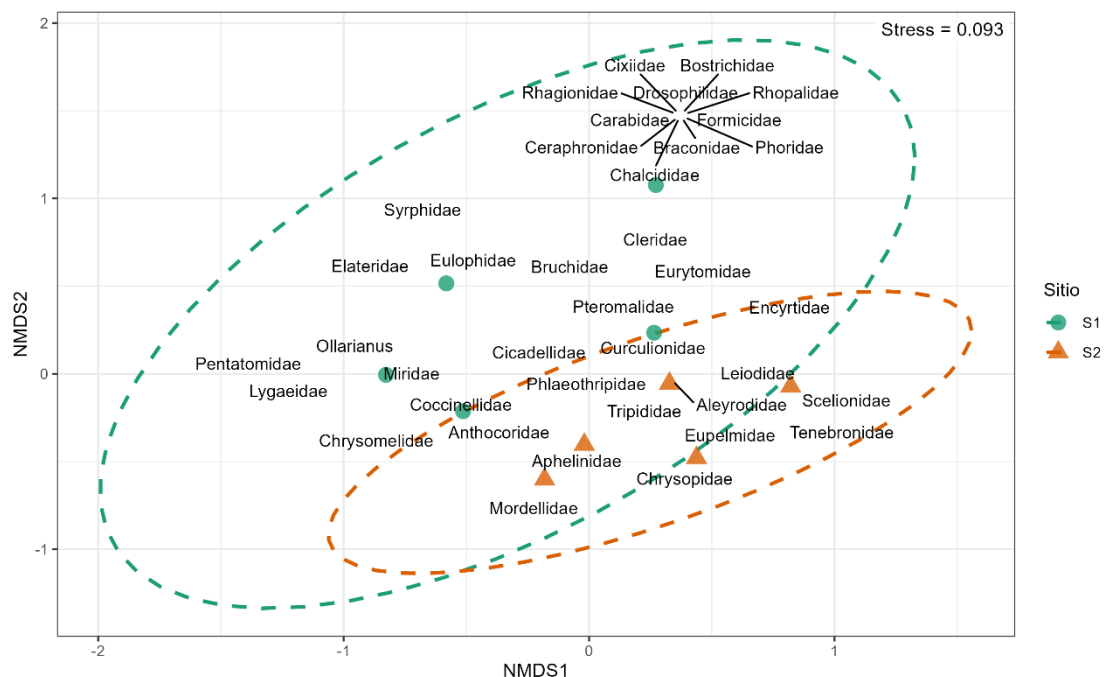


Figura 15. Composición de familias de insectos asociadas a *Vachellia farnesiana* en Mapimí, Durango, México; mediante NMDS (Bray–Curtis).

DISCUSIÓN

Índice de fragmentación

El análisis del índice de fragmentación evidenció diferencias en la estructura del paisaje entre los sitios involucrados. La estructura de S1 sugiere que los parches

están más integrados debido al menor aislamiento entre los árboles, lo que favorece el flujo de insectos entre ellos. En contraste, la mayor fragmentación del S2 refleja una subdivisión más pronunciada del hábitat y con ello, una reducción del movimiento de los insectos entre los árboles de huizache. Nuestros resultados coinciden con estudios que indican que una alta conectividad aumenta la funcionalidad ecológica del paisaje (Zeller et al., 2020).

Análisis de abundancia

La recolección de individuos en ambos sitios muestra una abundancia similar (57 especímenes de diferencia), lo que sugiere que *V. farnesiana* puede mantener una capacidad de carga entomológica constante o estable en la zona de estudio, independientemente del grado de fragmentación. Sin embargo, esta similitud en la cantidad es superficial, ya que la composición de las comunidades de insectos presenta una estructura diferente en ambos sitios. El S1 (sitio de menor fragmentación), pese a la dominancia de una familia, presenta una distribución más equitativa entre las familias, lo cual es característico de ecosistemas con menor perturbación antrópica (Haddad et al., 2015). Por el contrario, en S2 (el sitio con mayor fragmentación), la abundancia está más sesgada hacia familias generalistas de rápida colonización, como Thripidae y Aleyrodidae. Al respecto, Haddad et al. (2015) señalan que la fragmentación de un hábitat suele actuar como filtro ambiental que reduce la riqueza taxonómica e incrementa la dominancia de pocas familias oportunistas que aprovechan la ausencia de competidores o de grupos de enemigos naturales.

Gremios funcionales

La dinámica de los gremios funcionales asociados a *V. farnesiana* refleja cómo los insectos se adaptan a las condiciones desérticas y al área de muestreo. En S1, la estructura de un dosel cerrado y la humedad residual de los riegos de la zona de cultivo pueden favorecer la presencia de una red trófica más rica. Esta área vegetal actúa como un refugio microclimático que alberga una gran diversidad de parasitoides y depredadores, lo que sugiere que las áreas más

conservadas mantienen una mayor estabilidad en el control biológico natural (Rossetti et al., 2017). En contraparte, S2, con una mayor fragmentación y aislamiento de los árboles, presenta una estructura dominada por familias que incluyen fitófagos generalistas. De acuerdo con Ojija (2024), este nivel de abundancia de fitófagos puede explicarse porque los hábitats fragmentados pueden restringir la movilidad de sus depredadores naturales. Además, la modificación del hábitat en este sitio actúa como un filtro ambiental que favorece a las familias con ciclos de vida cortos, sobresaliendo de los gremios tróficos superiores, más sensibles a la pérdida de conectividad entre los árboles (Haddad et al., 2015).

Los insectos fitófagos se consideran un problema en muchas situaciones. Sin embargo, en los procesos ecosistémicos los fitófagos juegan un papel importante en las estructuras de los ecosistemas contribuyendo a los ciclos biogeoquímicos al devolver nutrientes al suelo o activar defensas químicas que atraen a depredadores y parasitoides (Belovsky & Slade, 2000; Frost & Hunter, 2004; de Swardt et al., 2018; Ali et al., 2023; Hwang et al., 2025).

Dentro de este grupo de insectos fitófagos se encuentran los trips (Thysanoptera:Thripidae), especialmente los de la familia Thripidae (Kucharczyk et al., 2026). Otras especies de trips están asociadas a las flores, aunque también existen especies depredadoras de ácaros o de otros artrópodos de tamaño pequeño, habitantes de las flores o las hojas (Goldarazena, 2015). También, nueve especies del género *Frankliniella* que pueden contribuir a la polinización transportando el polen en su cuerpo, pero principalmente en las cetas de sus alas (Retana-Salazar & Rodríguez-Arrieta, 2015). Así mismo, la polinización realizada por trips se ha documentado en 53 familias y 102 géneros de plantas. Esta capacidad de polinizar está relacionada principalmente con el tamaño de sus poblaciones en las inflorescencias, como es el caso del huizache y su capacidad de transportarse por el viento (Pop et al., 2025). La familia Phlaeothripidae incluye principalmente a especies micófagas (Kucharczyk et al., 2026) y algunas depredadoras (Retana-Salazar & Soto-Rodríguez, 2007).

La familia Curculionidae destaca por tener especies fitófagas; sin embargo, de acuerdo con Morrone (2014), los gorgojos también contribuyen a la polinización de varias especies de plantas; además, muchos curculiónidos se alimentan de vegetación muerta y ocasionalmente pueden ser depredadores de otros insectos.

En cuanto a los parasitoides, una mayor abundancia fue observada S1 con respecto a S2, lo que sugiere una mayor complejidad en las interacciones bióticas. Fenoglio et al. (2012) demostraron que la fragmentación del hábitat reduce significativamente a las tasas de parasitismo debido a la pérdida de especies en múltiples niveles tróficos. Asimismo, el aumento de la cobertura del dosel está relacionado con el aumento de las comunidades de parasitoides (Jordan-Fragstein et al., 2026). Los gremios de los depredadores, saprófitos y detrívoros también fueron mayores en S1. El comportamiento puede explicarse como una respuesta a la abundancia de presas y a que los espacios más fragmentados son menos favorables para los niveles tróficos superiores, como parasitoides y depredadores, aunque sirven más para los gremios con funciones tróficas más variables, como omnívoros (Gibb & Hochuli, 2002).

Por último, la presencia de polinizadores secundarios (coleópteros y tisanópteros) en ambos sitios resalta la importancia y resiliencia de *V. farnesiana*, la cual también ha sido estudiada por Resasco et al. (2021). Sin embargo, la ausencia de polinizadores primarios como abejas, avispas y mariposas, en el horario de la colecta puede explicarse por las condiciones ambientales durante los muestreos en ambos sitios (Grajales-Conesa et al., 2011). Los insectos polinizadores al ser ectotérmicos dependen del calor del ambiente para regular su temperatura corporal a niveles metabólicos necesarios para el vuelo y el forrajeo, por lo cual su actividad y visita a las flores se ve afectadas por bajas temperaturas (Corbet et al., 1993). Esta variable tiene un impacto en su actividad incluso mayor que la precipitación (Díaz-Calafat et al., 2025). En el S1 temperatura promedio en cada muestreo, se encontraron entre 6.3 y 27.4 °C; mientras que en S2, aunque las temperaturas registradas fueron ligeramente

menos favorables (5.8 y 21 °C). La actividad óptima para los insectos ocurre aproximadamente entre 20 y 30 °C, por debajo de los 15 °C su actividad disminuye considerablemente y por debajo de 10 °C se vuelve casi nula (Corbet et al., 1993; Vicens & Bosch, 2000). Por lo tanto, las temperaturas registradas durante los muestreos estuvieron por debajo de los umbrales, lo que sugiere que la temperatura ambiental influyó en la actividad de los insectos y explica la ausencia en los muestreos, a pesar de haber sido observados en otros momentos del día con condiciones de temperatura más favorables.

Análisis de diversidad

El sitio 1 (menos fragmentado) muestra una clara separación en los valores de diversidad respecto del S2 (más fragmentado). Sus curvas de rarefacción (q_0) en sus áreas sombreadas (intervalos de confianza al 95%) no se superponen en ningún punto del eje X, lo que indica que el S1 es más rico en familias que el S2. Esto sugiere que la fragmentación afecta a la diversidad de familias presentes en el huizache en las condiciones que se realizaron los muestreos.

Las curvas de acumulación basadas en cobertura indican que el esfuerzo de muestreo fue adecuado y permitió capturar la mayor parte de la diversidad, especialmente en S2. Para ambos sitios, las curvas mostraron valores cercanos a 1, lo que sugiere que la mayoría de las familias presentes en cada sitio fueron registradas (Chao et al., 2014). Jiménez-Valverde & Hortal (2003) reportan que, en las curvas de acumulación, primero se incorporan las familias con especies comunes de insectos y estas tienden a estabilizarse conforme se añaden familias con especies raras. Lo anterior sugiere que la probabilidad de encontrar más familias en S2 es menor que en S1.

Análisis de composición

El patrón observado en el análisis de la composición y la abundancia de la comunidad entomológica entre los sitios de muestreo con el MLGMVL sugiere

que la diferencia es estadísticamente significativa entre el sitio menos fragmentado, S1, y el sitio más fragmentado, S2, y que esta diferencia va más allá de las variables microclimáticas (temperatura y humedad relativa) de los días de muestreo. Esto es consistente con lo reportado por Fahrig (2003) que señala que la fragmentación influye en la disponibilidad de recursos, la conectividad del hábitat y las interacciones planta-insecto, generando cambios significativos en la diversidad y composición de insectos. La menor diversidad observada en el sitio más fragmentado podría explicarse por la pérdida del hábitat y efectos de borde.

La separación parcial de los sitios de muestreo observada en el NMDS puede relacionarse con el grado de fragmentación del hábitat. El S1, al ser un área menos fragmentada, presenta una mayor dispersión de las familias, lo que sugiere una comunidad insectil más heterogénea. Por otra parte, la agrupación del S2 indica una mayor homogeneización de la comunidad, un patrón propio de ecosistemas fragmentados. La fragmentación del hábitat, entre otros factores, es un proceso crítico que impacta de manera negativa sobre la diversidad de insectos, como ha sido evidenciado en otros estudios. Por ejemplo, Tzortzakaki et al. (2018) encontraron que la comunidad de mariposas es menos diversa en zonas urbanas, lo que sugiere que la fragmentación del hábitat y el aislamiento contribuyen a dicha disminución. Asimismo, Graça y Somavilla (2018) indicaron que la diversidad de avispas es menor en hábitats fragmentados, lo que afecta tanto a las especies comunes como a las raras. Por su parte, Abrego et al. (2024) afirman que la fragmentación interrumpe la continuidad de los ecosistemas, creando microhábitats que pueden resultar perjudiciales para las comunidades de insectos. Este estudio pionero consideró a la diversidad, la abundancia y los gremios funcionales de insectos asociados a *V. farnesiana* durante su etapa reproductiva (floración) en Mapimí, Durango, México. Sin embargo, lo recomendable es realizar estudios sobre la diversidad de insectos en otras etapas fenológicas de *V. farnesiana* y en otras especies vegetales de ecosistemas áridos.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos sugieren que la fragmentación del hábitat (áreas de muestreo) es un factor importante en la estructura de la comunidad entomológica asociada a *Vachellia farnesiana*, lo que puede modular la diversidad de familias y la estructura de la comunidad. El sitio menos fragmentado fue más heterogéneo, lo que concuerda con una mayor disponibilidad y continuidad de recursos, así como con condiciones más estables, que favorecen la coexistencia de los gremios funcionales. En contraste, el sitio con mayor fragmentación mostró una estructura más homogénea y una dominancia de pocas familias. Lo anterior confirma que la fragmentación propicia una disminución de la funcionalidad ecológica, especialmente en los procesos de polinización y de control biológico, que dependen de la diversidad y estructura de las comunidades insectiles. Por lo tanto, la fragmentación no sólo impacta la diversidad, sino también la calidad ecológica de la comunidad (interacciones bióticas).

LITERATURA CITADA

- Abrego, L., Rivera, J. A., Garrido, A., & Wilkie, E. (2024). Revisión bibliográfica del impacto de la fragmentación y la urbanización sobre las comunidades de insectos. *Mesoamericana*, 26(1), 33-40. <https://doi.org/10.48204/j.mesoamericana.v26n1.a5079>
- Ali, M. Y., Naseem, T., Holopainen, J. K., Liu, T., Zhang, J., & Zhang, F. (2023). Tritrophic Interactions among Arthropod Natural Enemies, Herbivores and Plants Considering Volatile Blends at Different Scale Levels. *Cells*, 12(2), 251. <https://doi.org/10.3390/cells12020251>
- Avilés-Carrillo, I., Vergara-Pineda, S., & Jones, R. W. (2015). Aproximaciones fenológicas y ecológicas de las poblaciones de *Coelocephalapion subornatum* Fall (Coleoptera:Brentidae) asociados a agallas de *Acacia farnesiana* Willd. en Juriquilla, Querétaro. Sociedad Mexicana de Entomología, Número especial (1), 94-99. [https://acaentmex.org/boletin/revista/2015Julio/079%20\(94-99\).pdf](https://acaentmex.org/boletin/revista/2015Julio/079%20(94-99).pdf)
- Belovsky, G. E., & Slade, J. B. (2000). Insect herbivory accelerates nutrient cycling and increases plant production. *Proceedings of the National*

Academy of Sciences, 97(26), 14412–14417.
<https://doi.org/10.1073/pnas.250483797>

- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., MA, K. H. Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Corbet, S. A., Fussell, M., Ake, R., Fraser, A., Gunson, C., Savage, A., & Smith, K. (1993). Temperature and the pollinating activity of social bees. *Ecological Entomology*, 18(1), 17–30. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1993.tb01075.x>
- De Swardt, D. B., Wigley-Coetsee, C., & O'Connor, T. G. (2018). Insect outbreaks alter nutrient dynamics in a southern African savanna: patchy defoliation of *Colophospermum mopane* savanna by *Imbrasia belina* larvae. *Biotropica*, 50(5), 789–796. <https://doi.org/10.1111/btp.12565>
- Díaz-Calafat, J., Öckinger, E., Felton, A., De Frenne, P., Cousins, S. a. O., Uriarte, J., & Hedwall, P. (2025). Fly pollinator foraging in boreal forests is shaped by climate, forest structure and flower resources. *Oikos*, 2026(1). <https://doi.org/10.1002/oik.11405>
- Erkovan, H. İ., Clarke, P. J., and Whalley, R. D. B. (2016). A review on general description of *Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn.. Atatürk Univ., J. Agric. Fac., 47 (1): 71-76
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fenoglio, M. S., Srivastava, D., Valladares, G., Cagnolo, L., & Salvo, A. (2012). Forest fragmentation reduces parasitism via species loss at multiple trophic levels. *Ecology*, 93(11), 2407–2420. <https://doi.org/10.1890/11-2043.1>
- Fernández, F., & Sharkey, M. J. (Eds.). (2006). *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical*. Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia. Colombia. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/79874>
- Frost, C. J., & Hunter, M. D. (2004). Insect canopy herbivory and frass deposition affect soil nutrient dynamics and export in oak mesocosms. *Ecology*, 85(12), 3335–3347. <https://doi.org/10.1890/04-0003>
- García-González, F., & Alvarado-Ruacho, N. M. (2016). Whitefly species and their parasitoids associated with huizache *Acacia farnesiana* (L.) Willd. (Fabales: Fabaceae) in the Bermejillo area of Durango, Mexico. *Revista*

Chapingo Serie Zonas Áridas, 15(1), 9-15.
<https://doi.org/10.5154/r.rchsza.2015.04.003>

- Gibb, H., & Hochuli, D. F. (2002). Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation*, 106(1), 91–100. [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(01\)00232-4](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(01)00232-4)
- Goldarazena, A. (2015). Orden Thysanoptera. *Revista IDE@-SEA*. [en línea] Sociedad Española Aragonesa. (52):1-20. http://sea-entomologia.org/IDE@/revista_52.pdf
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., & Márquez-Linares, M. A. (2017). Ecorregiones. En *La biodiversidad en Durango. Estudio de Estado* (Primera edición, pp. 59-62). CONABIO. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium-bin/detalle.pl?Id=20250131171203>
- Graça, M. B., & Somavilla, A. (2018). Effects of forest fragmentation on community patterns of social wasps (Hymenoptera: Vespidae) in Central Amazon. *Austral Entomology*, 58(3), 657-665. <https://doi.org/10.1111/aen.12380>
- Grajales-Conesa, J., Meléndez-Ramírez, V., & Cruz-López, L. (2011). Aromas florales y su interacción con los insectos polinizadores. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 82(4), 1356–1367. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.4.762>
- Gurrutxaga, M. (2003). Índices de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la CAPV. <https://doi.org/10.13140/rg.2.2.24797.63206>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., Lovejoy, T. E., Sexton, J. O., Austin, M. P., Collins, C. D., Cook, W. M., Damschen, E. I., Ewers, R. M., Foster, B. L., Jenkins, C. N., King, A. J., Laurance, W. F., Levey, D. J., Margules, C. R., . . . Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Heuzé V., Tran G., Giger-Reverdin S. & Lebas F. (2019). Huizache (*Acacia farnesiana*). Feedipedia. <https://www.feedipedia.org/node/353>
- Hwang, B. C., Giardina, C. P., Barrios-Garcia, M. N., Diao, H., Duboscq-Carra, V. G., Hemp, A., Hemp, C., Jiménez-Castillo, M., Lobos-Catalán, P., Mumladze, L., Palma, A. C., Petritan, I. C., Rodriguez-Cabal, M. A., Andersson, T., Francisco, K. S., Gage, S. A., Iankoshvili, G., Walsh, S. K.,

- & Metcalfe, D. B. (2025). Insect herbivory releases more nutrients in warmer and drier forests. *Global Biogeochemical Cycles*, 39(4). <https://doi.org/10.1029/2024gb008367>
- Jiménez-Valverde, A., & Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista de Aracnología*, 8, 151-161. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=787222>
- Johnson, N. F., & Triplehorn, C. A. (2020). *Borror and Delong's Introduction to the Study of Insects* (7th ed.). Cengage Learning.
- Jordan-Fragstein, C. C., Linke, R., & Müller, M. G. (2026). Structure–Diversity relationships in parasitoids of a central European temperate forest. *Forests*, 17(1), 106. <https://doi.org/10.3390/f17010106>
- Kucharczyk, H., Kucharczyk, M., & Zawirska, I. (2026). Diversity and ecology of thrips (Thysanoptera, insecta) assemblages in Słowiński National Park—A biosphere reserve on the Baltic Coast (Northern Poland). *Insects*, 17(1), 119. <https://doi.org/10.3390/insects17010119>
- Márquez-Linares, M. A. (2017). Resumen ejecutivo. Contexto físico. En: *La biodiversidad en Durango. Estudio de Estado*. (Primera edición, pp. 17-18). CONABIO. <https://bioteca.biodiversidad.gob.mx/janium-bin/detalle.pl?Id=20250131171203>
- Montelongo, J. A. G., Colima, J. A. N., Zacarías, I. T., Del Toro, J. C., Chan-Chablefirma, R. J., & De León, A. H. (2021). Extracto de *Acacia farnesiana* para el control de larva de *Aedes aegypti*. *Nova Scientia*, 13(27). <https://doi.org/10.21640/ns.v13i27.2840>
- Morrone, J. J. (2014). Biodiversidad de Curculionoidea (Coleoptera) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 312-324. <https://doi.org/10.7550/rmb.30038>
- Noguez-Inesta, A., López-Sánchez, A. S., Carrillo-González, R., & González-Chávez, M. C. A. (2017). Uso de leguminosas (Fabaceae) en fitorremediación. *Agroproductividad*, 10(4), 57-62. <https://www.revista-agroproductividad.org/index.php/agroproductividad/article/view/1003/857>
- Ojija, F. O. (2024). Biodiversity and plant-insect interactions in fragmented habitats: A systematic review. *CABI Reviews*, 19(1). <https://doi.org/10.1079/cabireviews.2024.0044>
- Pérez-Cruz, Y. M., Noveron Neri, I. A., Hernandez-Rodríguez, D., & Hernández-Mendo, O. (2022). El huizache (*Vachellia farnesiana*): una alternativa no convencional en la alimentación ovina. *AgroDivulgación*, 2(4).

<https://agrodivulgacion-colpos.org/index.php/1agrodivulgacion1/article/view/89>

- Pop, C., Terry, I., Mound, L. A., & Van Der Kooi, C. J. (2025). Tiny but significant: on the importance of thrips as pollinators. *Annals of Botany*, 136(4), 669–682. <https://doi.org/10.1093/aob/mcaf069>
- Quiroz-Cardoso, F., Rojas-Hernández, S., Olivares-Pérez, J., Hernández-Castro, E., Jiménez-Guillén, R., Córdova-Izquierdo, A., Villa-Mancera, A., & Abdel-Fattah, S. (2015). Composición nutricional, consumo e índices de palatabilidad relativa de los frutos de tres acacias en la alimentación de ovejas y cabras. *Archivos de Medicina Veterinaria*, 47(1), 33-38. <https://doi.org/10.4067/s0301-732x2015000100007>
- Resasco, J., Chacoff, N. P., & Vázquez, D. P. (2021). Plant–pollinator interactions between generalists persist over time and space. *Ecology*, 102(6), e03359. <https://doi.org/10.1002/ecy.3359>
- Retana-Salazar, A. P., & Rodríguez-Arrieta, J. A. (2015). Especies potenciales de thrips (Insecta:Thysanoptera:Thripidae) en la polinización del mango (*Mangifera indica* L) en Costa Rica. <https://www.biotaxa.org/RGDE/article/view/13303>
- Retana-Salazar, A. P. R., & Soto-Rodríguez, G. a. S. (2007). Revisión taxonómica del grupo Haplothrips-Karnyothrips (Thysanoptera: Phlaeothripidae). *Revista De Biología Tropical*, 55(2), 627–635. <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6037>
- Ramírez-Segura, E., Márquez-Godoy, E., Basave-Villalobos, R.A., Sánchez-Gutiérrez, J.R., Garay-Martínez, M., Velázquez-Martínez, O. G. & Gutiérrez-Gutiérrez, J. N. (2024). Arbustivas forrajeras, una alternativa para la ganadería en zonas áridas y semiáridas de México. Instituto Nacional de Investigaciones, Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Ciudad de México. México. Folleto informativo No. 01, 33 p. https://www.researchgate.net/publication/383819712_ARBUSTIVAS_FORRAJERAS_UNA_ALTERNATIVA_PARA_LA_GANADERIA_EN_ZONAS_ARIDAS_Y_SEMIARIDAS_DE_MEXICO
- Rossetti, M. R., Tschamtké, T., Aguilar, R., & Batáry, P. (2017). Responses of insect herbivores and herbivory to habitat fragmentation: a hierarchical meta-analysis. *Ecology Letters*, 20(2), 264–272. <https://doi.org/10.1111/ele.12723>
- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México (Primera digital) [PDF internet]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMx_Cont.pdf

- Schiltmeyer, A. V., & Zouhar, K. (2020). *Vachellia farnesiana* (huisache). FEIS. <https://research.fs.usda.gov/feis/species-reviews/vacfa>
- Triplehorn, C. A., Johnson, N. F., & Borror, D. J. (2005). Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects. Cengage Learning.
- Tzortzakaki, O., Kati, V., Panitsa, M., Tzanatos, E., & Giokas, S. (2018). Butterfly diversity along the urbanization gradient in a densely-built Mediterranean city: Land cover is more decisive than resources in structuring communities. *Landscape And Urban Planning*, 183, 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.11.007>
- Vicens, N., & Bosch, J. (2000). Weather-dependent pollinator activity in an apple orchard, with special reference to *Osmia cornuta* and *Apis mellifera* (Hymenoptera: Megachilidae and Apidae). *Environmental Entomology*, 29(3), 413–420. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-29.3.413>
- Zeller, K., Lewison, R., Fletcher, R., Tulbure, M., & Jennings, M. (2020). Understanding the importance of dynamic landscape connectivity. *Land*, 9(9), 303. <https://doi.org/10.3390/land9090303>

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES GENERALES

El conocimiento sobre la biodiversidad, particularmente de la entomofauna, representa uno de los grandes retos para la comunidad científica. Esta investigación contribuyó a generar conocimiento sistemático sobre la diversidad y abundancia de insectos asociados a especies vegetales nativas (*Atriplex canescens*, *Larrea tridentata* y *Vachellia farnesiana*) durante su etapa de floración, identificando patrones modulados por variables ambientales y disturbios antrópicos.

En relación con el primer objetivo específico, lo que se determinó es que la temperatura y la humedad relativa de los días de muestreo no influyeron significativamente sobre la riqueza y composición de las comunidades insectiles en ninguna de las tres especies vegetales, subrayando la sensibilidad de estas interacciones a las condiciones climáticas extremas propias de zonas áridas.

El recambio de familias en las tres especies vegetales a lo largo de las diferentes estaciones del año, fueron: Aleyrodidae, Phlaeothripidae, Thripidae, Curculionidae, Cicadellidae y diversas Hymenoptera (Aphelinidae, Pteromalidae), las cuales sugieren la presencia de núcleos relativamente estables de interacción trófica, que pudieran actuar desempeñando roles como fitófagos, polinizadores secundarios y agentes de control biológico natural. Estas familias persistentes destacan la resiliencia de las redes ecológicas en ecosistemas áridos, pese a presiones externas.

Respecto al segundo objetivo específico, lo que se evidenció es que la fragmentación del hábitat reduce la diversidad y equidad de insectos en *V. farnesiana*, ello favorece a comunidades más homogéneas en el sitio más fragmentado, mientras que el sitio menos fragmentado presentó comunidades más equilibradas y funcionales.

La primera hipótesis no se corroboró completamente: aunque *V. farnesiana* presentó la mayor abundancia de insectos, mostró la mayor diversidad de familias, lo cual podría estar asociado a su periodo de floración invernal. De igual

manera, la segunda hipótesis se corroboró parcialmente, ya que los gremios funcionales estuvieron presentes en ambos sitios de muestreo, aunque la fragmentación sí influyó sobre la estructura y abundancia relativa.

Por último, la recomendación es priorizar la preservación de plantas hospederas con estrategias de manejo territorial, promover monitoreo de insectos a largo plazo y fomentar prácticas agroecológicas que integren insectos nativos, con el fin de sostener servicios ecosistémicos como la polinización y el control biológico. Este enfoque puede contribuir a mantener la funcionalidad de la biodiversidad en el Desierto Chihuahuense frente al cambio climático y la intensificación de las actividades antrópicas.