



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN ECOLOGÍA

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

EVALUACIÓN DE POBLACIONES
DE *Sphenarium purpurascens* Charpertier
(Orthoptera: Pyrgomorphidae)
EN MILPAS CON DIFERENTES
FORMAS DE MANEJO EN
LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN ECOLOGÍA

P R E S E N T A

CINTHYA VARGAS ROMERO

DIRECTORA: Mtra. en C. Ana M. Flores Gutiérrez

CO-DIRECTORA: Dra. Ek del Val de Gortari

MORELIA, MICHOACÁN

AGOSTO, 2024



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN ECOLOGÍA

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

EVALUACIÓN DE POBLACIONES
DE *Sphenarium purpurascens* Charpertier
(Orthoptera: Pyrgomorphidae)
EN MILPAS CON DIFERENTES
FORMAS DE MANEJO EN
LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADA EN ECOLOGÍA

P R E S E N T A

CINTHYA VARGAS ROMERO

DIRECTORA: Mtra. en C. Ana M. Flores Gutiérrez

CO-DIRECTORA: Dra. Ek del Val de Gortari

MORELIA, MICHOACÁN

AGOSTO, 2024



ESCUELA
NACIONAL
DE ESTUDIOS
SUPERIORES
EN
MORANGUATO

10
años
(2013-2023)

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

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

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 01** del **Comité Académico de la Licenciatura en Ecología** de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES), Unidad Morelia, celebrada el día **22 de junio de 2023**, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional de la alumna **Cintha Vargas Romero** de la Licenciatura en **Ecología**, con número de cuenta **313009565**, con el trabajo titulado: **"Evaluación de poblaciones de *Sphenarium purpurascens* Charpentier (Orthoptera: Pyrgomorphidea) en milpas con diferentes formas de manejo en la cuenca del lago de Pátzcuaro"**, bajo la dirección como tutora de la **M. en C. Ana María Flores Gutiérrez** y como co-tutora a la **Dra. Ek del Val de Gortari**.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente:	Dra. Ana Isabel Moreno Calles
Vocal:	Dra. Marta Astier Calderón
Secretario:	M. en C. Ana María Flores Gutiérrez
Suplente:	Dra. Nancy Calderón Cortés
Suplente:	Dr. Carlos Ernesto González Esquivel

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Morelia, Michoacán a 26 de junio de 2024.

DRA. ANA YESICA MARTÍNEZ VILLALBA
SECRETARIA GENERAL

CAMPUS MORELIA

Anfiteatro Carretera a Pátzcuaro N° 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Fuente
58190, Morelia, Michoacán, México. Tel: (443) 689.3520 y (55) 3623.7300. Extensión Red UNAM: 50514
www.enesmorelia.unam.mx

Agradecimientos institucionales

Expreso mi agradecimiento a la Licenciatura en Ecología. A la Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia y la Universidad Nacional Autónoma de México. Estas instituciones no sólo me brindaron una educación de calidad, sino que también obtuve un espacio para crecer y descubrir mi camino profesional.

A las académicas y académicos que me acompañaron durante mi estancia en la universidad, les agradezco su compromiso y apoyo constante.

Al proyecto BG200720 del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT), gracias a este financiamiento me permití dejar de lado otras responsabilidades y enfocarme en la investigación y escritura que merecía este proyecto.

A mi asesora la M. en C. Ana M. Flores, quien ha sido una guía esencial en este proyecto. Agradezco profundamente tu disposición para compartir tu proyecto y tus conocimientos, así como por acompañarme en todo momento.

A mi co-asesora la Dra. Ek del Val por sus conocimientos compartidos y su apoyo constante. Su guía y paciencia me hizo ir avanzando en este proceso.

A cada una de las miembras y miembro de mi jurado: la Dra. Ana Isabel Moreno Calles, la Dra. Marta Astier Calderón, la Dra. Nancy Calderón Cortés y al Dr. Carlos Ernesto González Esquivel. Sus observaciones y comentarios enriquecieron este trabajo, aportando valiosos puntos de vista que hicieron más completo y significativo este proyecto.

Dicen que las historias son seres vivos.

-Robin Wall Kimmerer

Me acosté y lloré y me dispuse
A sentir de nuevo, a admitir que
Era humana, vulnerable, sensible.

-Sylvia Plath

Si alguna vez iba a hablar como nativa de
Este territorio, lo que necesitaba eran las palabras tierra;
Tenía que comenzar a escuchar a los animales,
Los pájaros, las plantas, las rocas.

-Ursula K. Le Guin

Agradecimientos

Encontrarme después del encierro parecía ser un evento que jamás sería presenciado. Sentir que me he equivocado es un sentimiento recurrente en mis nervios. Afortunadamente, con altas y bajas, al fin siento que encajo en algo y encontrar un sitio dentro del mundo aún es una construcción, pero siento que por fin voy en camino.

Agradezco a la milpa en su totalidad y a todxs los que interactúan con ella.

A Ana por presentarme a la milpa. Por la paciencia. Por enseñarme que también es necesario escuchar y acompañar para realizar una investigación más empática. Por las pláticas a las 6 a.m en carretera, los almuerzos con manos llenas de tierra pero con una vista a las hermosas milpas, las comidas después de trabajar. Agradezco que me hayas compartido este proyecto. Tu perspectiva me cambio lo que considero ecología.

A Ek, porque si no hubieras visto ese correo pidiendo auxilio, esta tesis y esté presente no se hubieran encontrado en mi vida. Gracias por preguntarme cómo me sentía y darme los ánimos que a veces no encontraba en otros sitios. Por aquel paseo nocturno en Chamela, en donde aprendí que formamos parte de una red con múltiples interacciones y supe que quería quedarme e insistir(me).

A las milperas y milperos que prestaron su espacio para que dos mujeres foráneas fueran a ver los bichos que habitan en sus milpas. Gracias por el acogimiento, las buenas platicas y las ricas comidas post-muestreo. Esa sazón patzcuareense quedará grabado por siempre en mi memoria.

María, Sharon (y Mía), Suki, Vale, Marilyn, Shura y Diana, gracias por crecer conmigo. Con ustedes sé que las familias son reales. Son mis mejores y agradezco por encontrármelas.

A mi hermana, Fernanda. Eres mi inspiración hecha humana. La más valiente, perseverante y resiliente. Gracias por apoyarme aunque no fuera tu responsabilidad. A pesar de estar lejos geográficamente, nunca me sentí sola. De alguna forma logras estar siempre presente.

A mamá. No tengo duda que sin ti, todo este trayecto no hubiera tenido existencia. Así que sí, todo lo bueno y malo vivido lo agradezco y lo atesoro en mi corazón. Tu resistencia es una de mis aspiraciones (no cabe duda de que está en los genes).

A Iván, por formar uno de mis espacios seguros favoritos. Por escucharme y hablar horas hasta la madrugada. Gracias por permitirnos ser. Gracias por sostenerme. Y gracias por esos empujones emocionales que me hacían levantarme de la cama.

A Regi y Xime, por las noches astrológicas y los rituales a la luna, las noches infinitas llenas de brillos. Gracias por compartirme a Guanábana y Tomasa. Gracias por escuchar y bailar.

Y agradezco especialmente al gato-alien y la gata sin paradero: Allen y Paprika. Gracias por ese calor peludo de sus cuerpecitos que usé como calefactor y como pañuelo de consolación. Gracias por los masajes y las siestas de medias tardes, son mis únicas rutinas que deseo jamás desaparezcan. Gracias por su existencia.

Y a todxs lxs demás seres, que estuvieron cerca en distintas temporalidades.

* Í N D I C E *

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
PRÁCTICAS DE MANEJO	5
ECOLOGÍA EN SISTEMAS AGRÍCOLAS	7
<i>LA AGROBIODIVERSIDAD</i>	9
<i>EFFECTOS DEL MANEJO EN LA AGROBIODIVERSIDAD</i>	9
<i>EFFECTOS DEL MANEJO EN LOS ARTRÓPODOS</i>	11
ARTRÓPODOS HERBÍVOROS	12
<i>EL CHAPULÍN DE LA MILPA: Sphenarium purpurascens</i>	13
LA MILPA	18
<i>LA MILPA EN LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO</i>	21
JUSTIFICACIÓN	24
OBJETIVOS	25
OBJETIVO GENERAL	25
OBJETIVOS PARTICULARES	25
METODOLOGÍA	26

RESULTADOS	30
PRÁCTICAS DE MANEJO	30
ABUNDANCIA DE <i>Sphenarium purpurascens</i>	31
DAÑO POR HERBÍVOROS (ÍNDICE DE HERBIVORÍA).....	33
CORRELACIÓN ENTRE LA ABUNDANCIA DE <i>Sphenarium purpurascens</i> Y LA HERBIVORÍA EN LOS CULTIVOS	36
DISCUSIÓN	37
ABUNDANCIA DE <i>SPHENARIUM PURPURASCENS</i>	38
DAÑO POR HERBÍVOROS.....	38
CORRELACIÓN ENTRE LA ABUNDANCIA DE <i>Sphenarium purpurascens</i> LA HERBIVORÍA EN LOS CULTIVOS.....	Y 45
CONCLUSIONES	46
REFERENCIAS	49
ANEXO	0

* R E S U M E N *

Los insectos herbívoros pueden generar impactos significativos en la productividad de las plantas. A estos insectos se les considera plaga cuando perjudican la producción, economía y/o salud. En México, *Sphenarium purpurascens* o chapulín representa una de las plagas más importantes, ya que sus poblaciones han aumentado. Este herbívoro se alimenta principalmente de los cultivos de la milpa (maíz, frijol y calabaza), aunque al ser polífago puede alimentarse de otras especies. Dado que en la milpa se practican distintas formas de manejo que afectan la agrobiodiversidad, resulta importante conocer el efecto del manejo sobre la abundancia de *S. purpurascens*, además de evaluar la herbivoría en parcelas con manejos distintos y en los cultivos que conforman la milpa. En este estudio, se evaluaron las poblaciones de *S. purpurascens* en milpas con manejo convencional y manejo agroecológico, se calculó el daño por herbivoría en los cultivos, y se analizaron las posibles relaciones entre la abundancia de chapulines y la herbivoría a lo largo del ciclo de cultivo. Los resultados indican que las parcelas con manejo convencional y con manejo agroecológico tuvieron abundancias similares de *S. purpurascens*. Sin embargo, en parcelas tratadas convencionalmente los cultivos tuvieron mayor daño por herbívoros, y dentro de las parcelas, el cultivo más dañado fue el frijol. A pesar de que el uso de pesticidas en un manejo convencional tenga como objetivo evitar las poblaciones de plagas y contrarrestar el daño, nuestros resultados muestran lo contrario; además, este tipo de insumos perjudican a otras especies que no son el objetivo. Los resultados presentados podrán contribuir en la toma de decisiones de los productores y trasladar sus sistemas a prácticas agroecológicas, que permitan reducir gastos en insumos y conservar la biodiversidad y sus funciones en agroecosistemas.

*** A B S T R A C T ***

Herbivorous insects can have significant impacts on plant productivity, and they are considered pests when they harm production, the economy, and/or health. In Mexico, *Sphenarium purpurascens* or chapulin represents one of the most important pests, as its populations have increased. This herbivore primarily feeds on milpa crops (corn, beans, and squash). However, being a polyphagous organism, it can also feed on other species. Since various forms of management affecting agrobiodiversity are practiced in milpas, it is important to understand the effect of management on the abundance of *S. purpurascens*, as well as to evaluate herbivory in plots with different management practices and in the crops that make up the milpa. In this study, we evaluated *S. purpurascens* populations in milpas with conventional and agroecological management, calculated herbivory damage in crops, and analysed possible relationships between grasshopper abundance and herbivory throughout the crop cycle. The results indicate that plots with conventional and agroecological management had similar abundances of *S. purpurascens*. However, in conventionally treated plots, crops suffered greater herbivore damage, with beans being the most affected crop. Despite the use of pesticides in conventional management aimed at controlling pest populations and counteracting damage, our results show the opposite effect. Moreover, such inputs harm other non-target species. The results presented here may contribute to producers' decision-making and encourage the transition of their systems to agroecological practices, which can reduce input costs and conserve biodiversity and its functions in agroecosystems.

* I N T R O D U C C I Ó N *

Hace aproximadamente 10,000 años la humanidad transitó paulatinamente de ser una especie recolectora y cazadora a una capaz de cultivar, cosechar y almacenar sus alimentos, a tal punto de domesticar especies de plantas y animales (Bellwood, 2019; Raven y Wagner, 2021; Stephens *et al.*, 2019). Este sistema, denominado *agricultura*, ha permitido generar una producción de alimentos que desde entonces satisface una de nuestras necesidades básicas, la alimentación.

A través de los años, la agricultura ha ido modificándose con la finalidad de mantener una producción de alimentos equiparable a la demanda de una población humana en crecimiento (Conway, 2000; Matson *et al.*, 1997; Ramankutty *et al.*, 2008). Debido a estas condiciones, en la década de 1940 surgió un proyecto dedicado a aumentar la productividad a partir de la industrialización de sistemas agrícolas, este hecho fue bautizado como Revolución Verde el cual fue encabezado por Norman E. Borlaug (Conway, 2000; Naylor, 1996). A partir de este momento en diversos países se fomentó el uso de agroquímicos (como fertilizantes y pesticidas), el riego y la implementación de sistemas de monocultivo, así como la siembra de variedades de cultivos de alto rendimiento para solucionar la crisis alimentaria que desencadenó la Segunda Guerra Mundial (Dalín y Outhwaite, 2019; Foley *et al.*, 2011; Gill y Conway, 1999; Matson *et al.*, 1997; Meehan *et al.*, 2011; Pretty, 2018; Raven y Wagner, 2021; Zabel *et al.*, 2019).

Conforme las ciudades han crecido y la agricultura industrializada se ha expandido, cada vez menos personas se dedican a la agricultura de bajos insumos y migran a sistemas agrícolas más intensivos para obtener mayores producciones (Raven y Wagner, 2021; Wagner, 2020a). Estas prácticas han permeado en diversas comunidades a lo largo del tiempo, de modo que se ha

transitado de una agricultura tradicional a una agricultura híbrida, es decir una agricultura con prácticas tradicionales que integra elementos de la agricultura industrializada (Bellón, 1991).

En el caso de México, en los últimos 80 años, la agricultura se ha intensificado debido a presiones tecnológicas y económicas ejercidas sobre el sector agropecuario del país (Bellón, 1991; Toledo *et al.*, 2002). Sin embargo, aún se conservan conocimientos y prácticas de manejo que permiten mantener la diversidad dentro y fuera de los cultivos (Bellón, 1991). La intervención de una agricultura industrializada en los agroecosistemas mexicanos genera nuevos retos para los agricultores debido a los ambientes heterogéneos y la estratificación económica que existe dentro del país y fuera de este (Bellón, 1991). De este modo, las condiciones ambientales y sociales han repercutido en el manejo que los agricultores deciden practicar en sus cultivos lo que, a su vez, ha generado que las prácticas de manejo también se vuelven diversas (Bellón, 1991; DeWalt, 1979). En el caso de uno de los cultivos más importantes de México, el maíz, los pequeños productores han adoptado paulatinamente prácticas convencionales y se han integrado cada vez más al mercado (Bellón, 1991; Brush *et al.*, 1988; Toledo *et al.*, 2002). Aunque dichas prácticas han permitido que se produzca mayor cantidad de alimentos, éstas también han tenido impactos negativos ambientales y ecológicos, a diferentes escalas, que ponen en riesgo el mantenimiento de los ecosistemas, sus procesos y la biodiversidad (Benton *et al.*, 2003; Chaplin-Kramer *et al.*, 2015; Dalin y Outhwaite, 2019; Foley *et al.*, 2011; Matson *et al.*, 1997; Meehan *et al.*, 2011; Pretty, 2018; Zabel *et al.*, 2019). Dentro de estos efectos destaca la contaminación del suelo y aire, los daños a la salud y la pérdida de hábitats naturales, factores que en consecuencia, perjudican a largo plazo los servicios ecosistémicos de los cuales los propios agroecosistemas y la humanidad dependemos (Foley *et al.*, 2005; Ramankutty *et al.*, 2008).

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), actualmente se tienen registradas alrededor de 3,000 millones de hectáreas de tierras agrícolas (FAO, 2021), de hecho se pronostica un aumento del 70 al 100% en la producción para el año 2050 (Schmitz *et al.*, 2014; Tilman *et al.*, 2011). Esto resulta alarmante debido al impacto socioambiental que la agricultura industrializada ha tenido, además de que plantea un desafío para la implementación de sistemas agrícolas sostenibles en el futuro.

PRÁCTICAS DE MANEJO

Conceptualmente el *manejo* es el conjunto de acciones deliberadas que transforman, mantienen y restauran sistemas ecológicos y socioecológicos, sin dejar de lado las funciones y los elementos que existen dentro de éstos (Casas *et al.*, 2016a). En la actualidad, existen distintas prácticas de manejo según las necesidades de cada persona y sus objetivos de producción, y éstas influyen en la diversidad y abundancia de los grupos biológicos dentro del paisaje agrícola (Bengtsson *et al.*, 2005). Por ejemplo, se ha visto que incorporar diferentes estratos vegetales en los agroecosistemas permite el establecimiento de hábitats, o pequeños refugios, donde depredadores naturales, polinizadores y herbívoros pueden interactuar (Bengtsson *et al.*, 2005).

La adopción de prácticas industrializadas (a partir de ahora llamadas *prácticas convencionales o manejo convencional*) comenzó a ser popular a partir de la Revolución Verde. Esta agricultura depende de insumos externos (agroquímicos) que son nocivos dentro y fuera de los agroecosistemas, además de representar un costo extra para los agricultores (Foley *et al.*, 2005; Mastretta-Yanes *et al.*, 2019; Sargent *et al.*, 2022). En términos del paisaje, un manejo convencional promueve la homogeneización y fragmentación del hábitat al convertir los agroecosistemas en monocultivos, fomentar el deshierbe y extenderse a nuevas áreas (Benton *et al.*, 2003; Chaplin-Kramer *et al.*, 2015; Foley *et al.*, 2005; Meehan *et al.*, 2011). Esto provoca

que los cultivos sean más vulnerables a plagas y enfermedades, además de representar un riesgo para la producción de alimentos por el agroecosistema (Mastretta-Yanes *et al.*, 2019). En resumen, un manejo con prácticas convencionales puede generar desbalances en las comunidades biológicas y procesos de los agroecosistemas, lo que puede tener un afecto en la capacidad de resistencia que las plantas tienen a las plagas y a las enfermedades (Magdoff y Van Es, 2021).

Como una alternativa para conservar la biodiversidad dentro y fuera de los agroecosistemas, en los últimos años se han integrado prácticas y conocimientos tradicionales o, las también llamadas *prácticas agroecológicas* (Altieri y Nicholls, 2017; Astier *et al.*, 2017; Reader, 1991). La agroecología busca tener una producción de alimentos suficiente para la demanda global pero con el propósito de abandonar los insumos externos y conservar la biodiversidad y sus funciones ecológicas dentro y fuera de los sistemas agrícolas mediante el uso de policultivos, los cuales se ha demostrado reducen las infestaciones por plagas y/o malezas (Debuschewitz y Sanders, 2022; Kato-Yamakake *et al.*, 2009; Tuxill y Nabhan, 2001). También se busca abandonar el uso de insumos sintéticos sustituyéndolos por abonos orgánicos para mejorar la fertilidad del suelo, además de abonos a base de estiércol o materia vegetal con los que se promueve el ciclaje y la disponibilidad de nutrientes, como el nitrógeno y fósforo, mediante la conservación y/o incremento de la materia orgánica de los suelos (Tuxill y Nabhan, 2001). Las prácticas agroecológicas buscan, así mismo, integrar elementos tecnológicos adecuados a las necesidades de las y los productores, lo que hace a los sistemas agrícolas versátiles y permiten la experimentación (Kato-Yamakake *et al.*, 2009; Seufert *et al.*, 2012).

Muchas veces, la productividad de un sistema agrícola es comparada a partir del manejo que se utilice. La respuesta ante el efecto de un manejo convencional y agroecológico es variable y podría representarse en un gradiente. Seufert y colaboradores (2012), encontraron que entre

agroecosistemas con prácticas convencionales y agroecológicas existen diferencias en el rendimiento, aunque esto puede depender de las características y contexto que cada sistema tenga, por ejemplo, el tipo de cultivo, las condiciones ambientales y las prácticas de manejo particulares. Es decir, cuando se utilizan prácticas de manejo agroecológico, el rendimiento puede llegar a ser similar al de áreas agrícolas manejadas convencionalmente (Seufert *et al.*, 2012). Esto hace difícil asegurar qué es un “mejor o peor manejo”, ya que esto depende de diversos factores tanto ambientales como sociales (Seufert, 2018; Seufert y Ramankutty, 2017). Es por ello que las investigaciones deben estar dirigidas a evaluar los costos y beneficios de las diferentes posibilidades que pueden desencadenar las prácticas de manejo agrícola, no sólo económicos sino también ecológicos y sociales, con la intención de garantizar una seguridad alimentaria sostenible y medios de vida dignos para productoras y productores, así como un mantenimiento de la diversidad biótica y funcional de los ecosistemas (Seufert *et al.*, 2012).

ECOLOGÍA EN SISTEMAS AGRÍCOLAS

La *agroecología* como área de estudio, se basa en principios ecológicos para fomentar interacciones y procesos ecológicos que permitan mantener cultivos saludables con una buena capacidad de defensa, donde se suprima o disminuya el daño de los organismos considerados plaga y, a su vez, se mejoren las poblaciones de los organismos benéficos (Altieri y Nicholls, 2000; Magdoff y Van Es, 2021; Reader, 1991). Para esto es importante que las prácticas de manejo implementen las fortalezas de los ecosistemas naturales en los agroecosistemas con la finalidad de obtener una producción suficiente de alimentos sin degradar la biodiversidad (Gliessman, 2020). Es decir, mediante una mejor gestión del hábitat, tanto en la superficie como en el suelo, se espera una producción de alimentos sostenible (Altieri *et al.*, 2015; Altieri y Nicholls, 2006).

Además de que las prácticas agroecológicas mejoran la fertilidad del suelo, éstas influyen directamente en la fisiología de las plantas cultivadas al afectar la resistencia o la susceptibilidad hacia ciertos herbívoros (Altieri y Nicholls, 2006; Wardle *et al.*, 2004). Incluso, la actividad de los organismos del suelo puede afectar el fenotipo de las plantas, induciendo la tolerancia a herbívoros y patógenos (Blouin *et al.*, 2005). Vestergård *et al.*, (2004) encontraron que las interacciones entre áfidos y los organismos de la rizosfera estaban influenciadas por el desarrollo de las plantas y el estatus de los nutrientes en el suelo. Por lo que el funcionamiento de las plantas puede verse afectado por cualquier motivo que altere la dinámica del suelo (p. ej. el uso de fertilizantes sintéticos) (Altieri y Nicholls, 2006). Así, las prácticas que alteran la cantidad y adquisición de nutrientes podrían cambiar los contenidos nutricionales de las plantas cultivadas disminuyendo la capacidad de resistencia de las plantas frente a ataques de organismos considerados plaga (Magdoff y Van Es, 2021). En resumen, la fertilidad del suelo puede influir en la habilidad de un cultivo para contrarrestar el ataque de plagas usando diferentes vías (Altieri y Nicholls, 2006). De hecho, se ha documentado que en los agroecosistemas donde se aplican pocos insumos sintéticos presentan una menor abundancia de insectos herbívoros debido a que las plantas cultivadas tienen concentraciones de nitrógeno menores (Lampkin, 1990). Además, al usar fertilizantes orgánicos se aumenta el contenido de materia orgánica en el suelo por lo que mejora la actividad microbiana (Blouin *et al.*, 2005). Esto se debe a que los nutrientes son liberados gradualmente, lo que permite que las plantas mantengan una nutrición balanceada, lo que a su vez estimula la resistencia a insectos herbívoros (Altieri y Nicholls, 2006). También, las prácticas agroecológicas incluyen la rotación de cultivos y la conservación de organismos benéficos que puede disminuir la presión de las plagas (Altieri y Nicholls, 2006).

LA AGROBIODIVERSIDAD

Los sistemas agrícolas giran alrededor del establecimiento y cuidado de los cultivos. Los cultivos son el resultado de la domesticación, es decir que las especies cultivadas que conocemos son el resultado de rasgos nutricionales, estéticos y funcionales que la humanidad seleccionó y sigue seleccionando (Bellón, 1991), por lo que este proceso de domesticación es un proceso evolutivo continuo (Casas y Parra, 2016b). Las especies cultivadas y no cultivadas conforman la *agrobiodiversidad* la cual se define como el conjunto de especies de plantas y animales, cultivadas, toleradas y domesticadas para la alimentación y otros usos (Casas *et al.*, 2016). La agrobiodiversidad también incluye la diversidad genética dentro de los cultivos y dentro de sus parientes silvestres (Mastretta-Yanes *et al.*, 2019), por lo que es el resultado de la interacción entre especies domesticadas y silvestres (Tomich *et al.*, 2011).

El paisaje en el que está inmerso el área cultivada se le llama *agroecosistema*. Así, la diversidad biológica derivada de la domesticación incluye genes, especies y ecosistemas (Mastretta-Yanes *et al.*, 2019) e involucra la interacción entre los diferentes organismos con procesos biológicos, ambientales y sociales dentro y fuera del área cultivable (Restrepo *et al.*, 2000). Generalmente, la agrobiodiversidad es mayor en regiones donde culturas milenarias iniciaron procesos de domesticación y diversificación de cultivos; éstas albergan la mayor riqueza de parientes silvestres, variedades de los cultivos y conocimiento ancestral (Mastretta-Yanes *et al.*, 2019).

EFFECTOS DEL MANEJO EN LA AGROBIODIVERSIDAD

Satisfacer la demanda de alimentos y conservar los ecosistemas y la biodiversidad son los principales desafíos a los que nos enfrentamos en el siglo XXI (Seppelt *et al.*, 2016). Si los

sistemas actuales de producción agrícola no cambian a alternativas más sustentables y justas, se espera que la agricultura intensiva y extensiva siga siendo el principal impulsor de la pérdida de la biodiversidad global (Zabel *et al.*, 2019). Newbold y colaboradores (2015), entre el siglo XIX y XX , modelaron escenarios de cambio y diferentes intensidades de uso del suelo y observaron que, especialmente en áreas de uso intensivo, se redujo rápidamente la biodiversidad terrestre local además de la riqueza, la abundancia y la riqueza de especies raras las cuales decrecieron en un 13.6%, 10.7% y 8.1%, respectivamente. Dichos autores concluyeron que la conversión del hábitat y los cambios asociados a la intensificación agrícola provocaron la reducción de la biodiversidad y que este tipo de agricultura ha sustentado el desarrollo de muchos países.

Debido a que la diversidad funcional y los servicios ecosistémicos dependen de la riqueza y abundancia de las especies, es probable que el bienestar humano también se vea perjudicado por la intensificación agrícola (Chaplin-Kramer *et al.*, 2015; Hooper *et al.*, 2012). De acuerdo con la revisión realizada por Zabel y colaboradores (2019), la seguridad alimentaria, debida a mayores producciones y precios bajos, asociada a la expansión e intensificación de los campos agrícolas no se presenta homogéneamente en todo el mundo si no, más bien, depende de la región o del país o, inclusive, dentro de un mismo país (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). Esto se debe a que, generalmente, los países desarrollados consumen más bienes de la biocapacidad del planeta y, por otro lado, los países en vías de desarrollo siguen siendo continuamente sobreexplotados para satisfacer la demanda global de los alimentos (Wackernagel *et al.*, 2019). No obstante, el proceso de expansión e intensificación de la agricultura afecta y seguirá afectando áreas cruciales para la conservación de la biodiversidad (Zabel *et al.*, 2019), como las regiones tropicales y subtropicales de América Latina, África Central y el Sudeste de Asia (Curtis *et al.*, 2018; Delzeit *et al.*, 2017; Egli *et al.*, 2018; Raven y Wagner, 2021; Shackelford *et al.*, 2015).

En cuanto a América Latina, existen diversos ecosistemas con condiciones biofísicas y socioeconómicas, que además de ser puntos de endemismos, también representan áreas en donde la expansión de tierras de cultivo puede llegar a ser propiciada (Curtis *et al.*, 2018; Zabel *et al.*, 2019), lo cual resulta en pérdidas de biodiversidad, tanto en el número de especies como de biomasa (Raven y Wagner, 2021). Zabel y colaboradores (2019) mostraron que estas áreas sufren una mayor vulnerabilidad ya que al menos el 35% de estos hot-spots no se encuentran actualmente protegidos y, por lo tanto, quedan expuestos a la expansión de la mancha agrícola.

EFFECTOS DEL MANEJO EN LOS ARTRÓPODOS

Debido al diseño homogeneizante de los monocultivos, generalmente se dejan pocos espacios disponibles donde polinizadores, enemigos naturales y otros grupos funcionales pueden habitar. Esto es grave debido a que en los ecosistemas tropicales se encuentra el 70% de la diversidad mundial de especies de artrópodos; estos ecosistemas se están perdiendo debido, entre otras causas, a la agricultura (Dirzo *et al.*, 2014; Raven y Wagner, 2021; Stork, 2018). Curtis y colaboradores (2018) reportaron pérdidas anuales de aproximadamente 5 millones de hectáreas de bosque tropical entre 2001 y 2005 asociadas a la agricultura y a las presiones que esta provoca.

La disminución o, en el peor de los casos, la pérdida de artrópodos puede tener distintos efectos en cascada en las redes tróficas y causar una degradación de las funciones que se llevan a cabo en los ecosistemas, de las cuales dependen los servicios ecosistémicos que aprovechamos (Dirzo *et al.*, 2014; Raven y Wagner, 2021; Sánchez-Bayo, 2021; Wagner, 2020a). Funciones como la polinización (IPBES, 2016; Kremen, 2018; Ollerton *et al.*, 2011; Vanbergen *et al.*, 2013), la descomposición de materia orgánica (Losey y Vaughan, 2006; Yang y Gratton, 2014) y el control de plagas son llevados a cabo por una gran diversidad de artrópodos y, por lo tanto, es la

base de muchos servicios ecosistémicos que se llevan a cabo (Collen *et al.*, 2012). Por mencionar un ejemplo, se calcula que los artrópodos considerados plagas son responsables del 8 al 15% de las pérdidas de los cultivos, esta cifra puede aumentar hasta un 37% sin organismos depredadores que regulen estas poblaciones dentro de los agroecosistemas (Oerke, 2006). Tan sólo en Estados Unidos, el servicio de control de plagas por depredadores nativos tiene un valor estimado de \$4500 millones anuales (Losey y Vaughan, 2006), por lo que la presencia de estos insectos trae consigo beneficios económicos y productivos dentro de los agroecosistemas al contrarrestar el daño en cultivos (Bianchi *et al.*, 2006; Dainese *et al.*, 2019; FAO, 2009; Losey y Vaughan, 2006; Noriega *et al.*, 2018). Las diferentes evidencias que existen hasta ahora demuestran que la diversidad de artrópodos y sus funciones en el ecosistema mantienen la vida terrestre directa o indirectamente, por lo que el declive de estos organismos sólo aceleraría la extinción de muchos otros (Kolbert, 2016; Wilson, 1987).

ARTRÓPODOS HERBÍVOROS

Los artrópodos herbívoros son de los organismos más abundantes y diversos del planeta, se piensa que no existen plantas que no tengan alguna interacción con ellos (Seastedt y Crossley, 1984). Alrededor del 90% de estos artrópodos son especialistas, es decir, dependen de ciertos taxones vegetales para sobrevivir (Wagner, 2020a). Cuando estos buscan los alimentos que van a consumir, generalmente la calidad nutricional en los tejidos de las plantas son una de las principales características por las que deciden guiarse (Bernays y Chapman, 1994), debido a que necesitan de nutrientes, agua y sales para completar su desarrollo (del Val, 2012).

Estos organismos son consumidores primarios dentro de las cadenas tróficas ya que se alimentan de especies vegetales y, a su vez, son la base de la alimentación de una amplia diversidad de parasitoides y depredadores (Seastedt y Crossley, 1984). A pesar de su relevancia

ecológica, los insectos herbívoros son poco valorados dentro de los agroecosistemas debido a que tienen la capacidad de infringir daños significativos en el rendimiento, la calidad y el valor estético de especies cultivables y por ello son denominados *plaga*. Este concepto nace a partir de intereses económicos y productivos (Ruíz *et al.*, 2013), ya que al dañar a las especies cultivadas, estos dos factores se ven perjudicados y en este contexto, es común que se busque reducir el daño causado por tales organismos.

La agricultura intensiva, el uso de insumos sintéticos y la variabilidad de la temperatura han provocado que las plagas sean una problemática que ha aumentado en las últimas décadas, ya que las actividades humanas han afectado las poblaciones de insectos herbívoros provocando que sean caracterizados como plagas (del Val de Gortari y Moreno-Calles, 2022).

En México, se tienen reportadas alrededor de 137 especies de artrópodos que son considerados *plaga* (Ruíz *et al.*, 2013; FAO, 2021), es decir insectos herbívoros que causan daños a cultivos. Y entre estos insectos se encuentra los ortópteros del género *Sphenarium*.

EL CHAPULÍN DE LA MILPA: Sphenarium purpurascens

*Sphenarium*¹ *purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae), conocido también como chocho o chapulín de la milpa, es una especie nativa de México que habita dentro de la parte occidente, centro y sur de México, aunque su distribución es ligeramente interrumpida en el Valle de

¹ El género *Sphenarium* es considerado *plaga*, es decir que todas las especies que pertenecen al género son de importancia económica en cuanto al daño que pueden generar en los cultivos. Sin embargo, la especie *Sphenarium purpurascens* ha sido la más documentada y la de distribución más amplia. Sanabria-Urbán y colaboradores, (2017) identificaron otras especies que comparten distribución con *S. purpurascens* (*S. tarascum*, *S. macrophallicum*, *S. infernalis*, *S. rugasum*, *S. borrei* y *S. occidentalis*). Lo que podría indicar que, dentro del área en donde se hicieron los muestreos, estas especies podrían estar interactuando (fig.). Sin embargo, debido a los muestreos que realizamos en campo para éste proyecto, la identificación de cada individuo fue una tarea que no se realizó debido a las complicaciones que el proceso conllevaría, ya que para identificar las especies es necesario observar los genitales de los individuos masculinos. Así mismo, Ramírez-Méndez y colaboradores (2019), identificaron que más del 90% de los individuos correspondían a *S. purpurascens* en la CLP. A lo anterior, al final se optó por considerar la especie *S. purpurascens* como la predominante en el área para este proyecto.

Tehuacán (Fig. 1) (Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009; Pedraza-Lara *et al.*, 2015; Sanabria-Urbán *et al.*, 2017), altitudinalmente se le puede encontrar dentro de los 800 a 2700 m.s.n.m. (Sanabria-Urbán *et al.*, 2017).

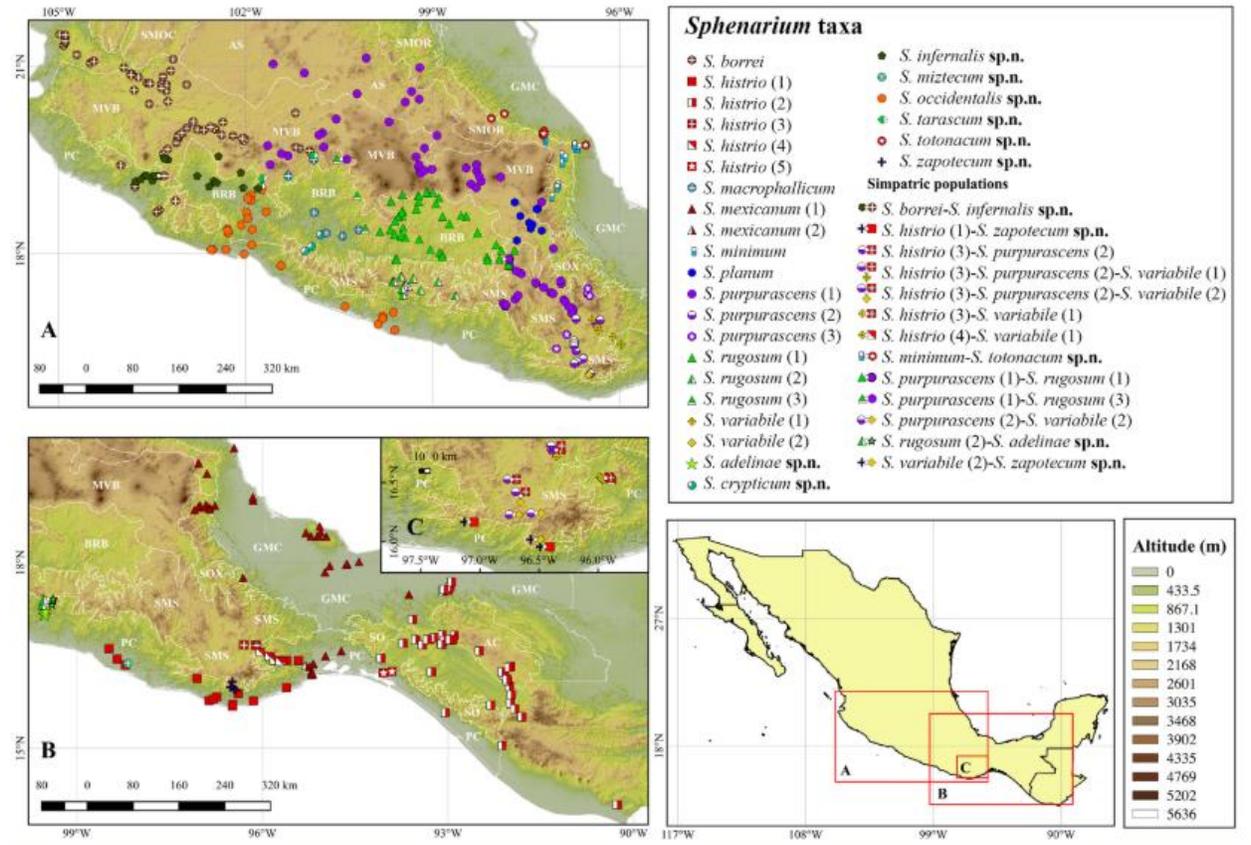


Figura 1 | Distribución de las especies del género *Sphenarium*. Tomado de Sanabria-Urbán *et al.*, 2017.

El ciclo de vida de este ortóptero, teóricamente, se completa sólo una vez al año (especie univoltina). Este ciclo comienza cuando las ninfas emergen, después se desarrollan durante la temporada de lluvias (de mayo a septiembre), cuando son adultos se reproducen en otoño (desde septiembre a diciembre) para finalmente ovipositar y morir a comienzos del invierno (diciembre) (Cueva Del Castillo *et al.*, 1999; Sanabria-Urbán *et al.*, 2017) (Fig. 2). Sin embargo, existen especies de ortópteros que sus tasas de reproducción responden a las condiciones climáticas, por

lo que si son favorables la población puede aumentar rápidamente (Lomer *et al.*,2001). Ese es el caso también para el género *Sphenarium*, ya que tiene una alta capacidad reproductiva que puede incrementar si la temperatura es la adecuada (Sanabria-Urbán *et al.*, 2017).



Figura 2 | Ciclo de vida de *Sphenarium purpurascens*. Ilustración de Iván Pineda.

El género *Sphenarium* se caracteriza por tener una forma fusiforme, es decir que tienen una forma de elipsoide alargada en donde el centro es más ancho que las extremidades (Fig. 3). Estos ortópteros son incapaces de volar debido a las características de sus alas (Pedraza-Lara *et al.*, 2015; Sanabria-Urbán *et al.*, 2017). Hablando específicamente de *S. purpurascens* los individuos de una misma población tienen una gran variación de colores y tamaños (ver Material Suplementario: variación morfológica de *S. purpurascens*) (Sanabria-Urbán *et al.*, 2017).

Como su nombre común lo indica, este ortóptero se le encuentra generalmente en la milpa en donde sus principales alimentos son el maíz, el frijol y la calabaza (Ortega, 2021; Quesada-Béjar *et al.*, 2017; SENASICA, 2020). Al ser un organismo polífago también se le puede encontrar

consumiendo alfalfa, habas, jamaica, amaranto y otras especies silvestres (Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009; Sanabria-Urbán *et al.*, 2017; SENASICA, 2020; Ruíz *et al.*, 2013).

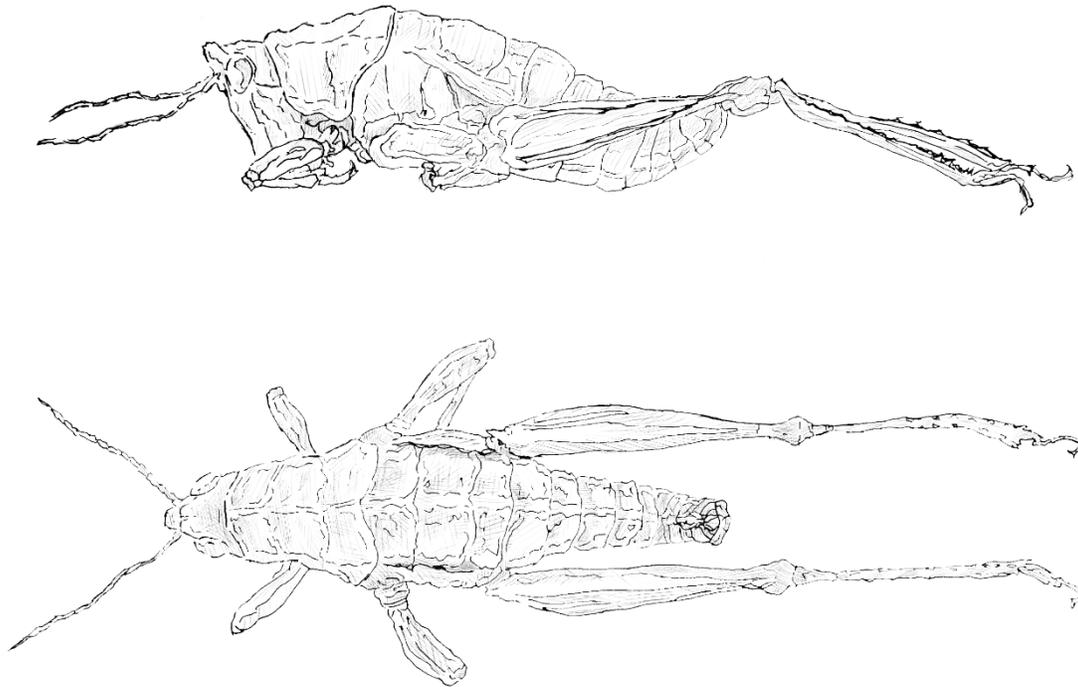


Figura 3 | Vista dorsal (A) y cenital (B) de un individuo de *Sphenarium purpurascens purpurascens*. Ilustraciones de Iván Pineda.

Puesto que estos insectos tienen una amplia dieta y suelen ser voraces, pueden generar problemas cuando las poblaciones aumentan y migran hacia espacios donde hay una alta disponibilidad de alimento (Lomer *et al.*, 2001). Los chapulines pueden causar pérdidas del 50 al 60% en la producción agrícola en México (SENASICA, 2020). El daño principal es la destrucción parcial o total de la lámina foliar (Ramos-Elorduy *et al.*, 2006) y, en el caso de las plantas de maíz, también consumen los estigmas cuando la mazorca se encuentra en formación lo cual evita el desarrollo de los granos (Quesada-Béjar *et al.*, 2019; Observaciones personales), implicando una disminución en la producción y pérdidas económicas (SENASICA, 2020). Estos daños suelen ser

comunes en sistemas de monocultivo, es decir donde se siembra sólo maíz, debido principalmente a que son espacios con poca heterogeneidad vegetal que provoca menor diversidad de organismos benéficos y una mayor disponibilidad de alimentos que hace que la colonización de herbívoros sea mayor (Andow, 1991). Sin embargo, esto puede cambiar dependiendo de la especie de herbívoro, de la disposición de las especies vegetales dentro de área cultivada y del paisaje en el que está inmerso el agroecosistema (Cano-Santana y Oyama, 1994; Cerritos y Cano-Santana, 2008; Quesada-Béjar *et al.*, 2017).

Actualmente, para el control de poblaciones de *S. purpurascens* se emplean diversas prácticas químicas, biológicas y mecánicas (es decir, la colecta de chapulines para consumo humano) (CESAVEG, 2016). El uso de insecticidas sintéticos, a pesar del esfuerzo por ser regulados (Bejarano-González, 2017; Pesticide Action Network Internacional, 2021), sigue siendo común en la actualidad para controlar las poblaciones de *S. purpurascens* y de otros insectos considerados plaga. Sin embargo, el uso de este tipo de agroquímico resulta perjudicial no sólo para los ecosistemas y otros organismos que no son el objetivo, sino también para la salud y la economía humana (Lomer *et al.*, 2001; Gavito *et al.*, 2017). Como alternativa al uso de estos compuestos químicos, se ha promovido el control biológico con el uso de enemigos naturales de *S. purpurascens* para reducir su abundancia. Los hongos de los géneros *Metarhizium* (Lomer *et al.*, 2001; Quesada-Béjar *et al.*, 2019; Uribe-González y Santiago-Basilio, 2012) y *Beauveria* (Lomer *et al.*, 2001; Uribe-González y Santiago-Basilio, 2012) son los que usualmente se utilizan para estos fines y los más estudiados, pero existen otros organismos con potencial de uso para control biológico (Huerta *et al.*, 2014; Lomer *et al.*, 2001; Uribe-González y Santiago-Basilio, 2012). Sin embargo, el uso de hongos entomopatógenos requiere de un conocimiento previo sobre las condiciones que el hongo necesita para su desarrollo y sobre los estadios ontogénicos en el que los

chapulines son más susceptibles a infectarse (CESAVEG, 2016; SENASICA, 2020; Quesada-Béjar *et al.*, 2019), información que, en muchos casos, no es difundida a los productores interesados. Además de estas dos formas de erradicar las poblaciones de chapulines, existe la práctica de la recolección manual en algunas regiones de México. La recolección manual de chapulines es usualmente utilizada y es una práctica de manejo tradicional que forma parte de la alimentación de algunas comunidades, sobre todo las que habitan en las regiones del centro y sur del país (Ramos-Elorduy *et al.*, 1998). Esta práctica también regula las poblaciones de *S. purpurascens* en los agroecosistemas (Cerritos y Cano-Santana, 2008; DeFoliart, 1999), aunque puede requerir más esfuerzo y tiempo de trabajo para las mismas personas productoras.

LA MILPA

La milpa (del náhuatl *milpan*, de *milli* “campo sembrado” y *pan* “encima de” o “sobre”) es un agroecosistema tradicional en México que se compone generalmente por la triada de maíz (*Zea mays* L.), frijol (*Phaseolus ssp.*) y calabaza (*Cucurbita ssp.*), aunque en ocasiones pueden encontrarse otras especies domesticadas o arvenses (Kato-Yamakake *et al.*, 2009; Linares y Bye, 2011). La producción de alimentos es el principal aprovechamiento de las especies cultivables, aunque también puede producirse forraje para el ganado, recolectarse plantas medicinales, de ornato y otras herbáceas “silvestres” conocidas como quelites, así como recolectarse insectos para consumo humano (Mapes, 2021). En México, la agricultura campesina de maíz se realiza en alrededor de 4 millones de hectáreas, lo que podría estimarse en 138 mil millones de plantas de maíz cultivadas (Bellón *et al.*, 2018).

La asociación del maíz, frijol y calabaza permite que se lleven a cabo distintos procesos y se mantenga una diversidad de organismos que participan en el funcionamiento de los agroecosistemas y ecosistema (Kato-Yamakake *et al.*, 2009). Sin embargo, la forma en que es

sembrada la milpa y el crecimiento de cada una de las especies que la conforman permite que se formen estratos en donde se tiene un uso eficiente de luz, de agua y de nutrientes (Kato-Yamakake *et al.*, 2009). Además, la diversidad de variedades y razas cultivadas genera el establecimiento de nichos ecológicos que aumenta la diversidad de otros grupos de organismos que interactúan y cumplen funciones dentro y fuera del agroecosistemas (Jasmín-Aguilar *et al.*, 2003). Entre estas interacciones, las principales especies cultivadas muestran interacciones cooperativas: el maíz permite que el frijol crezca enredándose en la caña y le ofrece un sostén para su crecimiento; el frijol, intercalado con el maíz, produce nódulos en sus raíces que implica un aumento de la capacidad de fijar nitrógeno que puede ser aprovechado por plantas de maíz y calabaza; y la calabaza benefician al brindar una densa capa de hojas anchas, gruesas y horizontales que aumenta la humedad del suelo (Pérez-Hernández *et al.*, 2020) y reduce el establecimiento de herbáceas no deseadas que pudieran competir con los cultivos de interés (Mapes, 2021). Las plantas de calabaza, además, producen en sus hojas compuestos alelopáticos (cucurbitacinas) que se lixivian en temporada de lluvias que evitan el crecimiento de malezas (Altieri, 1987; Chacón y Gliessman, 1982; Kato-Yamakake *et al.*, 2009) y pueden repeler las visitas de insectos herbívoros (Brzozowski *et al.*, 2019). Sin embargo, *Cucurbita pepo*, la especie que generalmente es cultivada en milpas, ha disminuido las concentraciones de cucurbitacinas en las hojas debido al largo proceso de domesticación, volviéndola menos amarga y más palatable para herbívoros (Theis *et al.*, 2014; Brzozowski *et al.*, 2019).

México es considerado el principal centro de diversificación del maíz (Kato-Yamakake *et al.*, 2009; Orozco-Ramírez *et al.*, 2017) y se han descrito alrededor de 59 razas (Sánchez *et al.*, 2000) que son diversas tanto morfológica como genéticamente (Sánchez *et al.*, 2000; Orozco-Ramírez *et al.*, 2017). Esta diversidad se distribuye heterogéneamente a lo largo del país



Figura 4 | Ilustración en donde se muestran los cultivos principales que conforman la milpa tradicional: maíz, frijol y calabaza.
Ilustración de Iván Pineda.

(Kato-Yamakake *et al.*, 2009; Orozco-Ramírez *et al.*, 2017) debido a factores sociales y ambientales que pueden llegar a determinar que haya una menor o mayor diversidad (Orozco-Ramírez *et al.*, 2017). Se ha visto que existe una relación estrecha entre la diversidad de maíces y la ubicación de pueblos originarios, es decir, que hay una mayor diversidad en territorios indígenas que en áreas de agricultura industrializada o poblaciones mestizas (Boege, 2008). Dentro de estos sistemas, también existen largos procesos de coevolución entre los cultivos y los demás organismos, incluidas humanas y humanos (Bellón, 1991). Aquí, el conocimiento y las prácticas de manejo son preservadas y se integran con los procesos ecológicos y biológicos que llevan a cabo, aunque en los últimos años se han adoptado prácticas de manejo convencionales (Brush *et al.*, 1988).

LA MILPA EN LA CUENCA DEL LAGO DE PÁTZCUARO

La Cuenca del Lago de Pátzcuaro (CLP), ubicada en el Eje Neovolcánico Transmexicano, tiene una extensión de 1,000 km² de los cuales 111 km² (10% aproximadamente) conforman el espejo del Lago de Pátzcuaro (Barrera-Bassols, 1986; Israde-Alcántara *et al.*, 2005). La cuenca es de tipo endorreica, lo que significa que no hay fuentes superficiales que alimenten al lago y, por lo tanto, tampoco permiten la salida de agua (Toledo *et al.*, 1992). Las actividades económicas que se realizan en las localidades de la CLP son principalmente la agricultura, la ganadería, la elaboración de artesanías y la pesca (Toledo *et al.*, 1992). Las comunidades que bordean el lago presentan una gran diversidad en sus sistemas de producción, generalmente conformado por distintos sistemas agrícolas, la ganadería y la silvicultura (Astier *et al.*, 2020). La producción de maíz se destina, principalmente, al autoconsumo en los hogares de los agricultores, sea para consumo humano o animal, aunque también se comercializa, de manera directa o transformado en subproductos, en los mercados locales (Astier *et al.*, 2020).

En Michoacán existe una alta riqueza en cuanto a razas de maíz, ya que de las 59 razas documentadas en todo el territorio mexicano 27 se encuentran en territorio michoacano (Orozco-Ramírez *et al.*, 2017). En la región de Pátzcuaro las principales razas que pueden encontrarse son Cónico, Purhépecha, Chalqueño, Elotes Cónicos, Elotes Occidentales, Tabloncillos y Cacahuacintle (Astier *et al.*, 2012). Por lo regular, las áreas planas alrededor del lago y en los valles es donde se practican actividades agrícolas y se desarrollan en áreas pequeñas de producción familiar (3.7 ha. aproximadamente) (Orozco-Ramírez *et al.*, 2017). En estas áreas agrícolas pueden encontrarse cultivos anuales como el maíz (*Zea mays* subsp *mays*), la avena forrajera (*Avena sativa*), el trigo (*Triticum aestivum*), el frijol (*Phaseolus vulgaris*), la calabaza (*Cucurbita pepo*), el chilacayote (*Cucurbita ficifolia*), la lenteja (*Lens culinaris*) y el janamargo (*Vicia sativa*). El maíz que es sembrado en una superficie que cubre alrededor de las 8,115 ha, lo que equivale al 71 % de toda el área sembrada en esta (Orozco-Ramírez *et al.*, 2017).

La cuenca del lago tiene una larga historia de ocupación humana con la primera evidencia de polen de maíz perturbado por humanos en núcleos del lago entre 1690 y 940 a. C. (Bradbury, 2000). Debe tenerse presente que en la época prehispánica esta región fue el asentamiento principal de la cultura Purhépecha y que en ese tiempo su población fue igual o mayor que lo actual. En el presente la población es de unos 80,000 habitantes distribuidos en cerca de 100 asentamientos. La población indígena representa una cuarta parte del total y viven en 24 poblaciones isleñas, ribereñas o serranas (Argueta y Castilleja-González, 2018).

En esta región, los sistemas de cultivo maiceros van desde el monocultivo hasta la milpa tradicional (policultivo de maíz, frijol, calabaza y otros cultivos). Estos presentan una rotación con otros cultivos como el trigo, alfalfa, avena y chícharo, además de períodos de barbecho que es aprovechado para la alimentación del ganado. El maíz nativo y sus variedades (como el blanco,

amarillo, azul y pinto) son los predominantes en la región (Orozco-Ramírez y Astier, 2017), aunque paulatinamente el maíz híbrido ha ido ocupando el lugar de las variedades locales, y la ganadería ha ido incorporándose a los sistemas de producción de la región (Astier *et al.*, 2020). El uso de agroquímicos está presente en la mayoría de los cultivos, aunque Astier y colaboradores (2020) identificaron que estos son aplicados generalmente al comenzar el ciclo de cultivo.

En la actualidad los purépechas conservan un amplio conocimiento acerca de su entorno vegetal. Por ejemplo, reconocen, clasifican y nombran en la lengua Purépecha más de la mitad de las especies vegetales presentes y hacen referencias a atributos, morfología, hábitat y biología de las mismas (Argueta y Castilleja-González, 2018). Es común también que se reconozcan y nombren las distintas asociaciones vegetales, además de que se refieran y expliquen fenómenos tales como la sucesión ecológica (Argueta y Castilleja-González, 2018). Mapes (1987) describió un sistema popular de clasificación de variedades de maíz entre las comunidades purépechas en Michoacán, basado en el origen, color, textura y ciclo de crecimiento de las semillas.

Los efectos de la erosión de la cuenca y la deposición de arcilla rica en hierro en la cuenca como resultado de las prácticas agrícolas han provocado la perturbación del lago (Bradbury, 2000). Debido a que el lago no tiene flujo de agua superficial y es mantenido por aguas subterráneas y esorrentía durante la temporada de lluvias, los sistemas de riego han promovido la reducción de agua que el lago contiene (Argueta y Castilleja-González, 2018; Bradbury, 2000). Cabe señalar que las aguas residuales urbanas, domésticas y agrícolas de las comunidades ribereñas son sus principales causas de contaminación (Bradbury, 2000).

* J U S T I F I C A C I Ó N *

La milpa es un sistema milenario, en donde procesos e interacciones han co-evolucionado con la humanidad. En la Cuenca del Lago de Pátzcuaro, existen comunidades agrícolas donde se cultiva la milpa con distintas características y diversas formas de manejo. Al día de hoy, se sigue generando conocimiento nuevo acerca de este agroecosistema. Sin embargo, es preciso profundizar más sobre las interacciones de estas especies cultivadas con otros organismos, sobre todo aquellos que pueden perjudicar la economía de los productores, como es el caso del ortóptero herbívoro *Sphenarium purpurascens*.

Los chapulines pertenecen al 10% de los insectos con una dieta generalista. Actualmente *Sphenarium purpurascens* es una especie que se ha transformado en plaga y se le considera la especie de ortóptero más abundante en la región de Pátzcuaro (Quesada-Béjar *et al.*, 2017; Ramírez-Méndez *et al.*, 2019), además de tener una estrecha interacción con las especies cultivadas de la milpa por su alimentación afín a estas.

Aunado a esto, resulta importante conocer *cómo las prácticas de manejo asociadas a la milpa afectan al daño por herbivoría en las especies cultivadas y a la abundancia de Sphenarium purpurascens, y a su vez, entender cómo la presencia de esta especie se relaciona con el daño de los cultivos*. Las respuestas a estas interrogantes podrían aportar más información para la toma de decisiones sobre el control de este ortóptero.

*** O B J E T I V O S ***

OBJETIVO GENERAL

Evaluar el efecto de las prácticas de manejo convencionales y agroecológicas en la milpa sobre la abundancia de *Sphenarium purpurascens* y el daño ejercido en cada uno de los cultivos que conforman la milpa en dos comunidades de la Cuenca del Lago de Pátzcuaro.

OBJETIVOS PARTICULARES

- i. Caracterizar los diferentes tipos de manejo asociados a la milpa y al control de *S. purpurascens* en dos comunidades en la Cuenca del Lago de Pátzcuaro.
- ii. Determinar la abundancia de *S. purpurascens* en parcelas con manejo convencional y agroecológico a lo largo del ciclo de cultivo.
- iii. Determinar la abundancia de *S. purpurascens* en los diferentes cultivos que integran la milpa: maíz, frijol y calabaza.
- iv. Evaluar el daño por herbivoría en los cultivos de maíz, frijol y calabaza.
- v. Identificar si hay relación entre los tipos de manejo y el índice de herbivoría de los diferentes cultivos de la milpa.
- vi. Identificar si existen correlaciones entre la abundancia de *S. purpurascens* y la herbivoría presentada a lo largo del ciclo de cultivo, así como en los diferentes tipos de manejo y en los cultivos presentes de la milpa.

* M E T O D O L O G Í A *

Sitio de estudio. Se realizaron muestreos entre los meses de agosto y octubre del año 2021 en dos comunidades localizadas en los alrededores del Lago de Pátzcuaro: San Francisco Uricho ($19^{\circ} 34' 19.656''$ N, $101^{\circ} 42' 55.842''$ O) y San Andrés Tziróndaro ($19^{\circ} 40' 8.55''$ N, $101^{\circ} 37' 59.09''$ O) (Fig. 5). Estas comunidades fueron seleccionadas debido a la amplia agrobiodiversidad que presentan y a las diversas prácticas de manejo que acostumbran las personas productoras, además de ser comunidades en donde se tiene registrada una alta diversidad de razas de maíz (Orozco-Ramírez *et al.*, 2017).



Figura 5 | Ubicación de San Francisco Uricho y San Andrés Tziróndaro.

Las dos comunidades son parte de la Cuenca del Lago de Pátzcuaro, la cual, como se mencionó anteriormente, es de tipo endorreica. Esta cuenca forma parte del estado de Michoacán (19° 25' N, 101° 26 – 54' O), y tiene una superficie total de 1,000 km² y una elevación de 2369 msnm (Israde-Alcántara *et al.*, 2005). Esta región está dominada por montañas de origen volcánico, valles intermontanos, pie de montes y lomeríos (Orozco-Ramírez *et al.*, 2017). El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano y tiene una estacionalidad bien definida: una estación de secas de diciembre a mayo, y otra estación de lluvias de junio a noviembre (Barrera-Bassols, 1986; Israde-Alcántara *et al.*, 2005; Lot y Novelo, 1988). La temperatura media anual es de 14-20 °C con una precipitación total anual de 900-1250 mm (CONABIO, 2008; Israde-Alcántara *et al.*, 2005; Orozco-Ramírez *et al.*, 2017), aunque esta última puede variar entre años. La cuenca está conformada por distintos tipos de vegetación terrestre, principalmente por bosques de coníferas, de encinos y pino-encino, también hay presencia de pastizales y matorrales que transitan a selvas bajas caducifolias, cultivos agrícolas y vegetación secundaria; la vegetación acuática también es diversa (Caballero *et al.*, 1981; Israde-Alcántara *et al.*, 2005). Las comunidades en donde se realizaron los muestreos son tierras de temporal con suelos del tipo Luvisol y Acrisol, la siembra se lleva a cabo al iniciar la temporada de lluvias con razas de maíz de crecimiento rápido (Orozco-Ramírez *et al.*, 2017).

Prácticas de manejo agrícola. Se seleccionaron 15 parcelas en total, de las cuales ocho tenían prácticas de manejo agroecológico y siete prácticas de manejo convencionales (Tabla 1). El manejo de las parcelas se definió como: (1) convencional (CNV), aquellas que hacían uso de agroquímicos durante el ciclo de cultivo, fertilizantes como el sulfato de amonio [(NH₄)₂SO₄], pesticidas como la cipermetrina [C₂₂H₁₉Cl₂NO₃] y herbicidas como gesaprim/Marvel (atrazina y dicamba); y (2) agroecológica (AGR), aquellas que tenían prácticas alternas de fertilización (como

composta y bioles), empleaban el deshierbe manual y no aplicaban insecticidas para controlar artrópodos considerados plaga. En las parcelas se cultivaron una, dos o tres de las siguientes especies de plantas que conforman la milpa: maíz (*Zea mays*), frijol (*Phaseolus vulgaris*) y calabaza (*Cucurbita pepo*).

Abundancia de *Sphenarium purpurascens*. En cada parcela se escogieron al azar 5 individuos de cada especie de cultivo (maíz, frijol y calabaza) para cuantificar la abundancia de *S. purpurascens* sobre cada planta. Esto se realizó 3 veces a lo largo del ciclo de cultivo entre agosto y noviembre del 2021.

Abundancia de *Sphenarium purpurascens*. En cada parcela se escogieron al azar 5 individuos de cada especie cultivada (maíz, frijol y calabaza), los cuales fueron diferentes durante todo el ciclo de cultivo. En cada uno de los individuos se cuantificó la abundancia de *S. purpurascens* sobre cada planta. Esto se realizó 3 veces a lo largo del ciclo de cultivo entre agosto y noviembre del 2021.

Daño por herbivoría. Para calcular el daño por herbivoría ejercido por *S. purpurascens* y otros insectos herbívoros sobre las plantas cultivadas, se seleccionaron 5 individuos de cada tipo de cultivo para calcular el daño foliar de 5 hojas tomadas al azar. El daño foliar se evaluó tres veces a lo largo del ciclo de cultivo entre agosto y noviembre del 2021. Se siguió la metodología propuesta por Dirzo y Domínguez, (1995) la cual consiste en observar el área foliar consumida en cada hoja y asignar el porcentaje de herbivoría utilizando las siguientes categorías: 0= ningún daño, 1= 1 a 5%, 2= 6 a 12%, 3= 13 a 25%, 4= 26 a 50%, 5= 51 a 100%. Posteriormente, el Índice de Herbivoría (IH) se calculó por planta de la siguiente manera:

$$IH = \sum ni(i)/N,$$

donde ni es el número de hojas en cada categoría,

i es la categoría de daño y
 N es el total de hojas por planta.

Este índice se considera un buen estimador del daño por herbivoría debido a que implementa una escala que puede llegar a ser más precisa en estimar daños foliares tanto de mayor como de menor extensión (Dimarco *et al.*, 2004).

Análisis de datos. Para verificar la normalidad de los datos de herbivoría y abundancia de *S. purpurascens* se usaron histogramas para conocer la distribución de los datos y cuantiles para comprobar si los datos se distribuían de manera homogénea. Tanto para los datos de abundancia de *S. purpurascens* y herbivoría la distribución fue asimétrica por lo que posteriormente se transformaron con logaritmo y raíz cuadrada correspondientemente para normalizar la distribución y asegurar la homocedasticidad. Los datos de abundancia continuaron sin mostrar normalidad, por lo que se decidió analizarlos con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para saber si había diferencias entre manejos con prácticas convencionales y agroecológicas. La prueba de Kruskal-Wallis suele ser una opción cuando los datos no cumplen los requisitos para utilizar un análisis de varianza (ANOVA), esta prueba también compara las medias de los datos. Por otra parte, los datos correspondientes a la herbivoría cumplieron la normalidad después de ser transformados, entonces para conocer las diferencias en el daño por herbivoría entre tipos de manejo y entre tipos de cultivo (maíz, frijol y calabaza), se utilizaron ANOVA de dos vías para comparar las diferencias entre los diferentes manejos y entre cultivos. En este último análisis, se usó una prueba de Tukey para conocer las diferencias entre cada uno de los cultivos.

Por último, se realizaron modelos de regresión lineal para identificar relaciones entre la abundancia de *S. purpurascens* y la herbivoría asociada en cada tipo de cultivo y durante el ciclo del cultivo, es decir al principio cuando las plantas de maíz se encontraban en una etapa vegetativa

y a finales del ciclo, cuando terminaba la floración. Todos los análisis mencionados fueron realizados con el programa R Studio (2013).

*** R E S U L T A D O S ***

PRÁCTICAS DE MANEJO

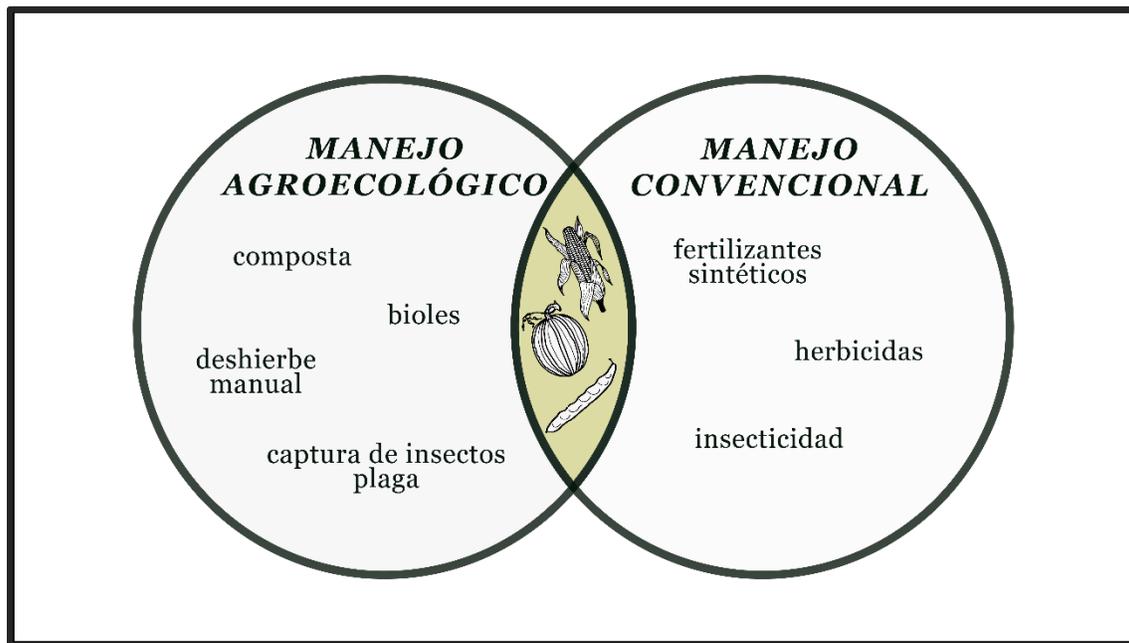


Figura 6 | Diagrama del manejo utilizado en cada parcela muestreada.

Las prácticas de manejo asociadas a cada parcela fueron diversas y muchas decisiones de manejo dependieron de lo que fue ocurriendo en las parcelas durante el ciclo de cultivo, por lo que en ocasiones los productores integraron prácticas de manejo agroecológico y convencional independientemente de lo que mencionaron que harían al principio. Para confirmar la información, al final del ciclo de cultivo se tuvieron que corroborar las prácticas implementadas y, a partir de la información, se hizo una clasificación de las parcelas (ANEXO Tabla I). Como resultado, el proyecto se realizó en 8 parcelas agroecológicas y en 7 parcelas convencionales, en donde el

criterio de clasificación para entrar en esta última categoría se daba si se utilizaban insumos sintéticos (fertilizantes nitrogenados, insecticidas y herbicidas), mientras que las parcelas agroecológicas se definieron como aquellas que evitaban el uso de insumos sintéticos y en su lugar se utilizaban alternativas agroecológicas, como la aplicación de compostas y bioles. Y para el control de herbáceas hacían deshierbe manual y rara vez captura de chochos (Fig. 5).

ABUNDANCIA DE *Sphenarium purpurascens*

Los resultados indican que no hubo diferencias significativas en la abundancia de *S. purpurascens* entre las parcelas con prácticas de manejo convencional y agroecológico ($H=1.592$, $p= 0.207$) (Fig. 6). Sin embargo, hubo una tendencia a encontrar una mayor abundancia de *S. purpurascens* en parcelas con un manejo convencional, además de presentar una mayor varianza.

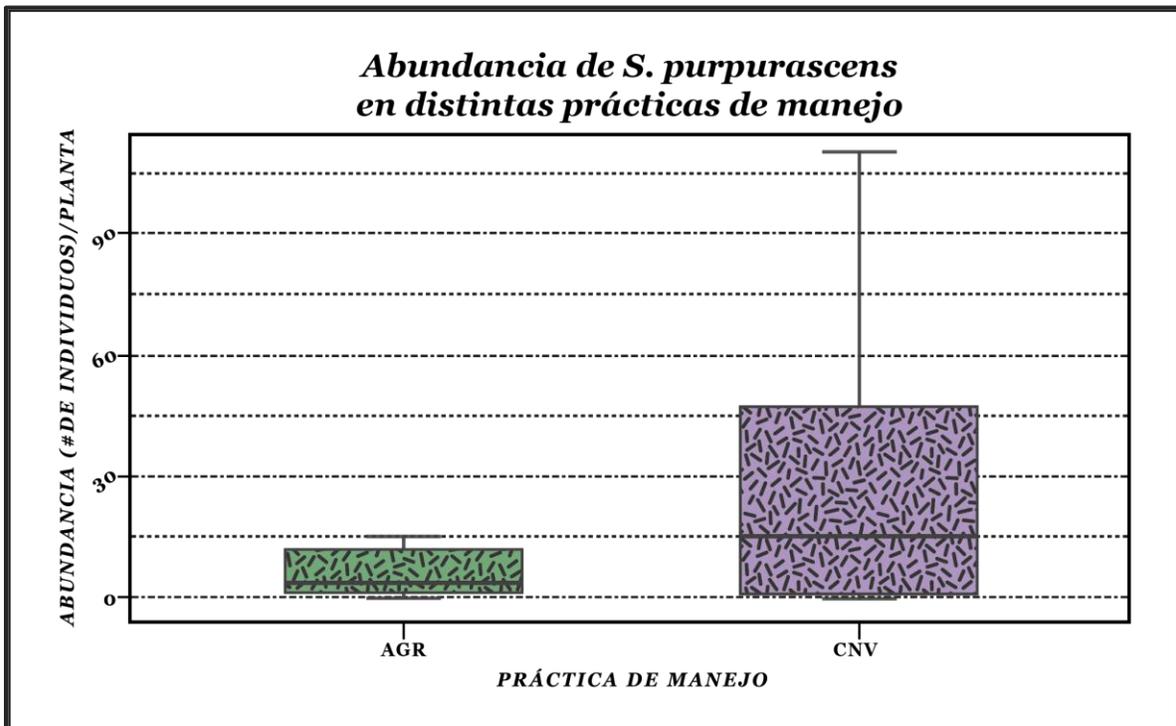


Figura 7 | Abundancia de *S. purpurascens* en parcelas con distinto manejo. Se muestra la abundancia de individuos de *Sphenarium purpurascens* por planta muestreada en cada parcela (eje y) y con prácticas de manejo distintas (eje x): AGR= Agroecológico; CNV= Convencional.

Por otro lado, al analizar la abundancia de *S. purpurascens* entre los cultivos (maíz, frijol y calabaza), sin tomar en cuenta el tipo de prácticas con las que fueron manejados, esta fue marginalmente significativa ($H= 5.661$, $p= 0.059$). Siendo las plantas de calabaza las que tuvieron una tendencia a presentar una mayor abundancia de *S. purpurascens* sobre ellas (Fig. 7).

En particular, las plantas de calabaza en el manejo convencional tuvieron una tendencia a presentar una mayor abundancia de chapulines. También puede observarse que los chapulines encontrados sobre los demás cultivos no parecen tener diferencias entre ellos, es decir que la abundancia es similar entre plantas de maíz, frijol e incluso de calabazas en cultivos con manejo agroecológico (Fig. 8).

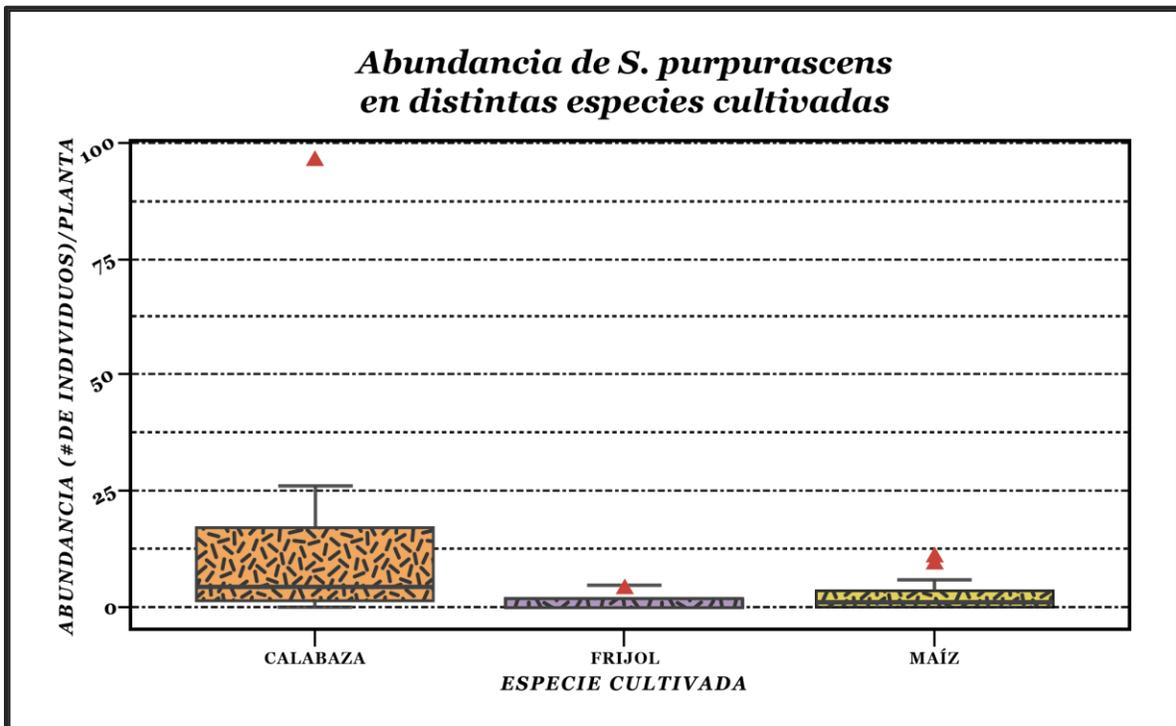


Figura 8 | Abundancia de *S. purpurascens* por cultivos. Se muestra la abundancia de *Sphenarium purpurascens* (eje y) encontrada en plantas de maíz, frijol y calabaza (eje x).

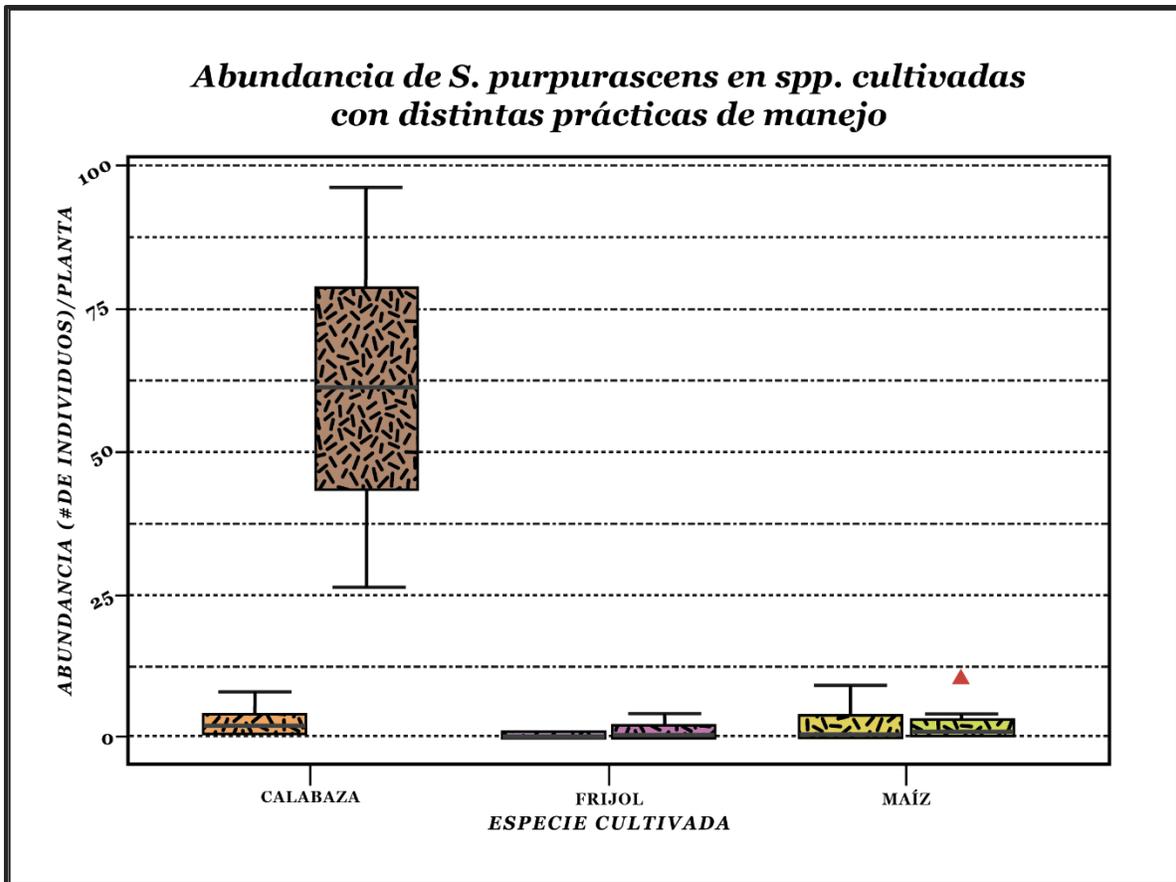


Figura 9 | Abundancia de *S. purpurascens* en los diferentes cultivos en cada tipo de manejo. En el eje y se observa la abundancia de *S. purpurascens* encontrada en plantas de maíz, frijol y calabaza. En el eje x se muestran los cultivos evaluados.

DAÑO POR HERBÍVOROS (ÍNDICE DE HERBIVORÍA)

La herbivoría que experimentaron las plantas fue significativamente diferente entre los dos tipos de manejo ($F_{1,12} = 14.696$, $p = 0.003$), en donde las parcelas con prácticas de manejo convencional presentaron un mayor Índice de Herbivoría (Fig. 9).

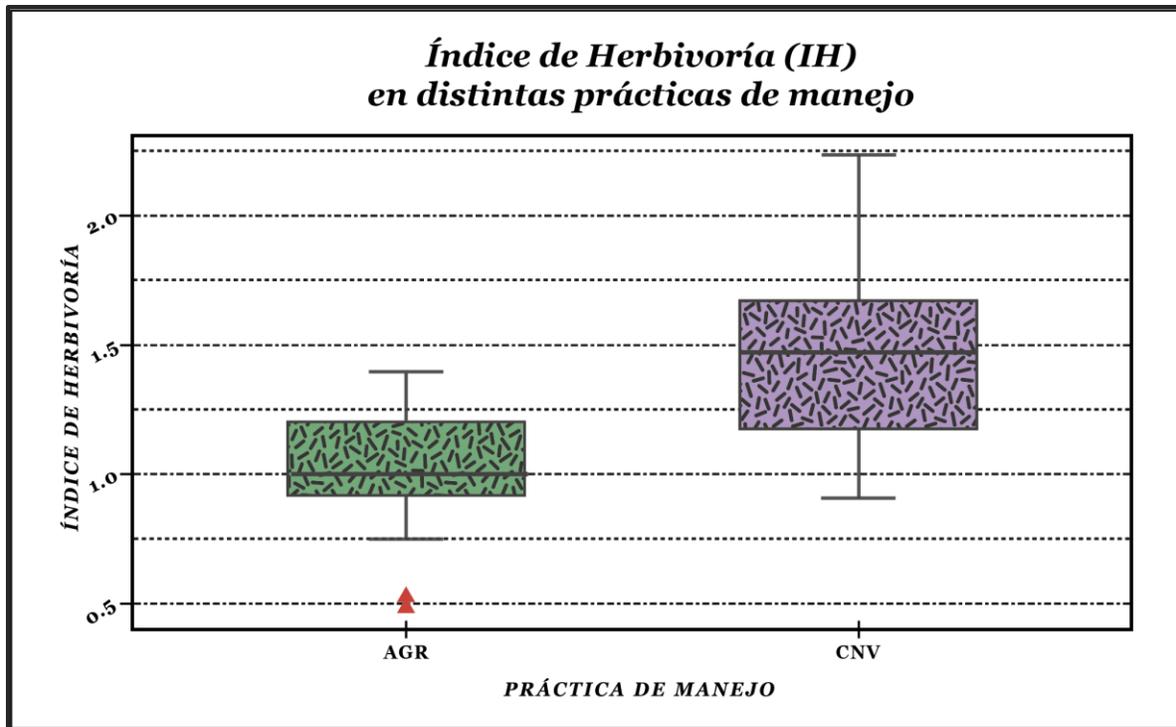


Figura 10 | Índice de Herbivoría (IH) en parcelas con distinto manejo. En el eje x se muestran los tipos de manejo: AGR= Manejo Agroecológico; CNV= Manejo Convencional. El eje y muestra los valores de IH.

Por otro lado, al comparar el daño por herbívoros entre los tres cultivos de la milpa (maíz, frijol y calabaza) se observó que las diferencias entre estos también son significativas ($F_{2,11} = 4.751$; $p = 0.03$). De acuerdo con los resultados de la prueba de Tukey, las plantas de frijol difieren marginalmente de las del maíz ($p = 0.06$) y las de calabaza ($p = 0.07$). Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre los cultivos de maíz y calabaza ($p = 0.934$) (Fig. 10).

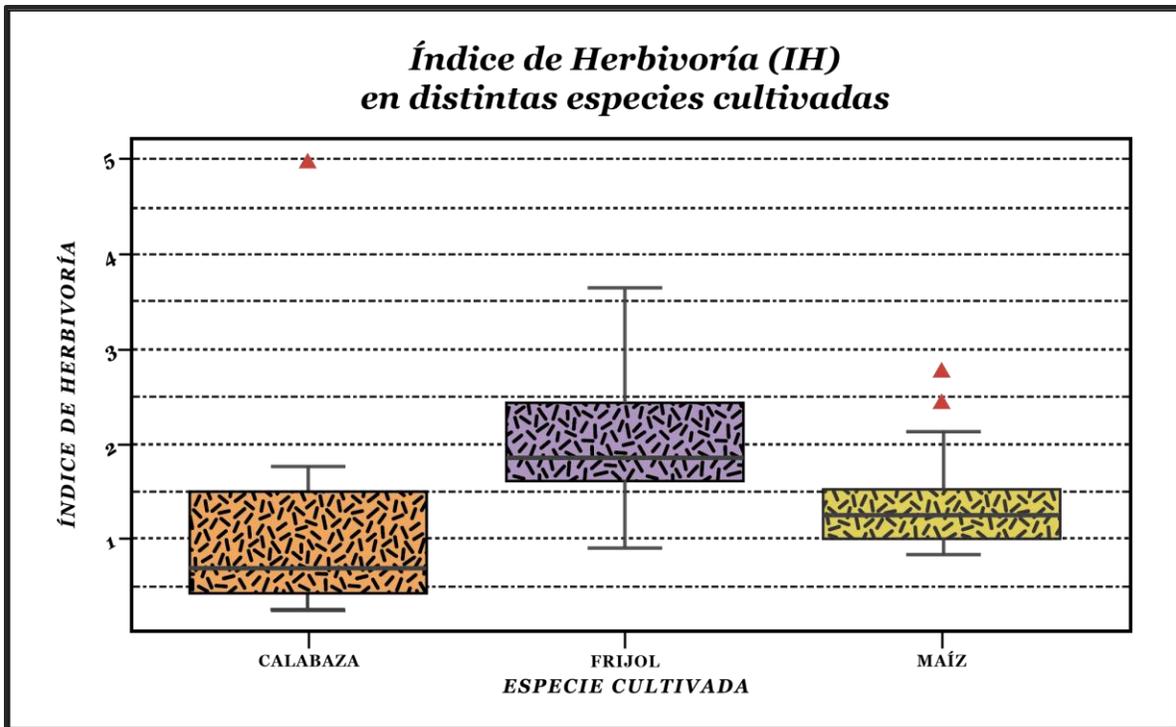


Figura 11 | Índice de Herbivoría (IH) en cada uno de los cultivos. Cada cultivo se muestra en el eje x. En el eje y se encuentran los valores de IH.

Los cultivos asociados a un manejo convencional no presentaron diferencias significativas en cuanto al daño foliar por herbívoros (Fig. 11). Sin embargo, hay una tendencia a presentar mayor herbivoría que los cultivos manejados de forma agroecológica. Los cultivos con manejo agroecológico tampoco presentaron diferencias significativas entre ellos. Sin embargo, las plantas de calabaza tuvieron diferencias significativas relacionadas con el manejo, siendo las plantas de calabaza manejadas con prácticas convencionales las que presentaron un mayor daño por herbívoros (Fig. 11).

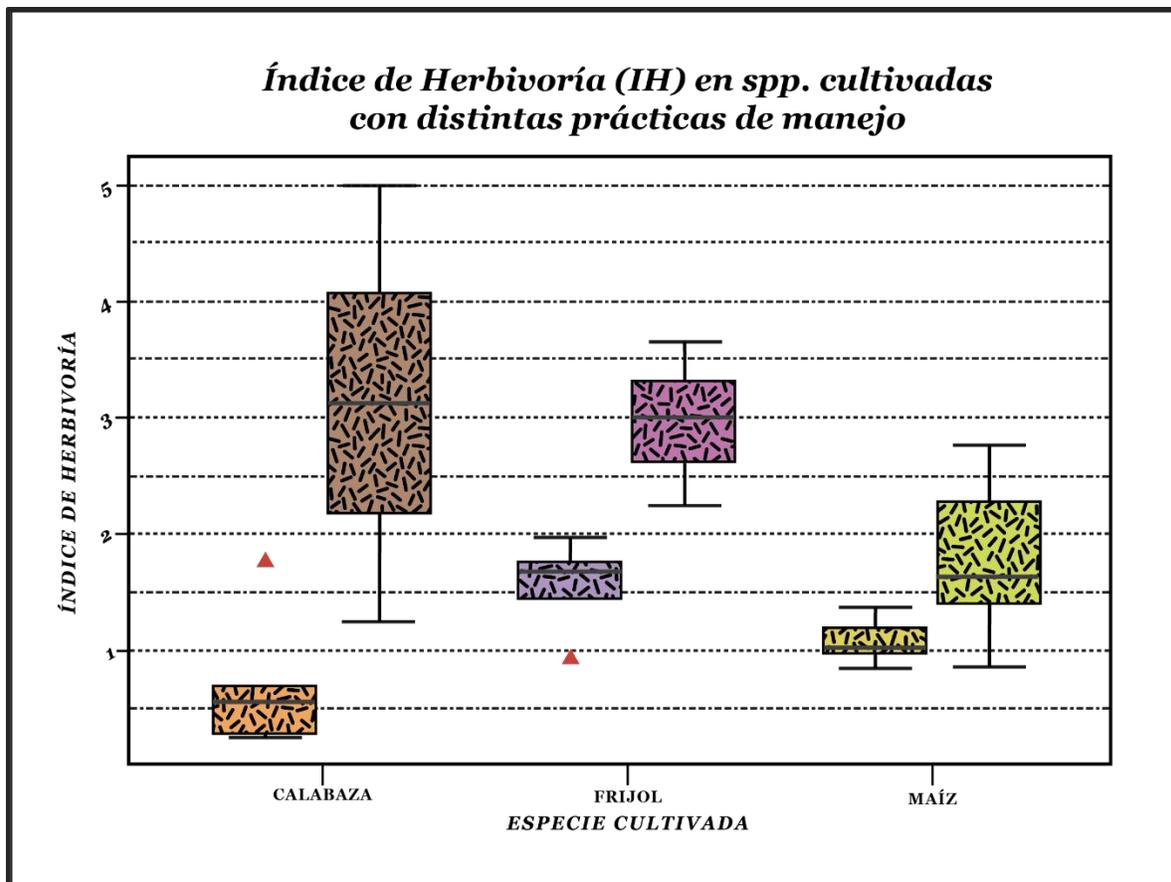


Figura 12 | Índices de herbivoría reportados en los diferentes cultivos en cada tipo de manejo. En el eje y se observa el índice de herbivoría mientras que en el eje x se muestran los cultivos evaluados. Las cajas azules corresponden al manejo convencional mientras que las rojas al manejo agroecológico.

CORRELACIÓN ENTRE LA ABUNDANCIA DE *Sphenarium purpurascens*

Y LA HERBIVORÍA EN LOS CULTIVOS

Se realizó una regresión lineal para conocer si la abundancia de *S. purpurascens* al inicio del ciclo (T1) influía en el daño por herbivoría al final del ciclo (T2). En general, los resultados mostraron que el daño por herbivoría en las especies cultivadas de maíz, frijol y calabaza no tuvieron una relación con la abundancia de chapulines encontrados en la parcela (Tabla 2).

Al realizar el mismo modelo para la abundancia y herbivoría en los inicios del ciclo del cultivo (T1) se identificó una correlación significativa entre la abundancia de *S. purpurascens* y el

daño por herbivoría encontrado en las plantas de maíz ($F_{1,13} = 11.29$, $p = 0.0014$). Esto sugiere que el daño por herbivoría asociado al maíz está relacionado con la abundancia de chapulines sólo al inicio del ciclo de cultivo.

TABLA 1. Regresión lineal entre la abundancia de *S. purpurascens* y el Índice de Herbivoría.
En la tabla se muestran el valor de significancia (p) de cada correlación tanto para inicios del ciclo de cultivos (T1) como para finales del ciclo (T2).

MAÍZ	ÍNDICE DE HERBIVORÍA		
		T1	T2
ABUNDANCIA			
	T1	0.005**	0.55
	T2	-	0.24
FRIJOL	ÍNDICE DE HERBIVORÍA		
ABUNDANCIA		T1	T2
	T1	0.51	0.18
	T2	-	0.54
CALABAZA	ÍNDICE DE HERBIVORÍA		
ABUNDANCIA		T1	T2
	T1	0.11	0.13
	T2	-	0.84

* D I S C U S I Ó N *

Los sistemas agrícolas abarcan grandes extensiones terrestres y han afectado de distintas formas los ecosistemas en donde habitan una gran diversidad de organismos, principalmente por las prácticas de manejo intensivas que se llevan a cabo en la actualidad. Teniendo en cuenta las propuestas que intentan retomar prácticas tradicionales, estas pueden tener un impacto positivo en los organismos que comparten los agroecosistemas y los sistemas naturales vecinos.

ABUNDANCIA DE *Sphenarium purpurascens*

Las decisiones de manejo que las productoras y productores toman para controlar las poblaciones de insectos plaga tienen como intención disminuir la abundancia de estos organismos o, incluso, eliminar las poblaciones dentro de las parcelas para evitar un posible daño en las especies cultivadas. Para esto, las personas suelen tomar distintas decisiones en donde su manejo puede o no involucrar el uso de insecticidas sintéticos para obtener cultivos menos dañados por herbívoros. Es usual que el manejo convencional tienda a incorporar distintos agroquímicos para solucionar los problemas que los cultivos pudieran tener dentro de las parcelas, como es la incidencia de insectos plaga. Sin embargo, como se menciona en la introducción, el uso de insecticidas sintéticos puede provocar efectos contraproducentes dentro y fuera de los agroecosistemas.

Al comparar si la abundancia de chapulines cambiaba entre dos tipos de manejo, uno en donde se usan insecticidas (convencional) y otro en donde no se usan (agroecológico), nuestros resultados indican que no existieron diferencias significativas entre parcelas con diferentes tipos de manejo (fig. 6). Es decir, que la abundancia de *S. purpurascens* pareciera ser similar entre parcelas con prácticas de manejo agroecológicas y convencionales. Esto podría indicarnos que el uso de insecticidas asociadas a prácticas convencionales (en este caso la cipermetrina) no disminuye la presencia de chapulines, o que las prácticas agroecológicas mantienen en la misma medida las poblaciones de uno de los insectos plaga más importantes dentro de la región de la CLP (Ramírez-Méndez *et al.*, 2019a).

Lo anterior puede deberse a que el uso intensivo y prolongado de pesticidas, específicamente aquellos que tratan de controlar las poblaciones de insectos, puede desencadenar resistencia por parte de los insectos herbívoros (Bass *et al.*, 2015; Sargent *et al.*, 2022; Sparks *et al.*, 2021). Esto debido a que los artrópodos generalmente tienen ciclos de vida cortos, lo que

genera que las adaptaciones adquiridas por los padres sean transferidas a su descendencia en un lapso de tiempo reducido (Georghiou, 1980). Esto quiere decir, que si el uso de un insecticida es continuo los artrópodos considerados podrían adquirir resistencia a estos compuestos debido a las adaptaciones heredadas por su ascendencia, generando que la “eficacia” de estos compuestos disminuya y genere problemas en el control de insectos plaga (Georghiou, 1980). Existen diversos ejemplos en donde se ha estudiado este fenómeno, hasta ahora se tienen registrados aproximadamente 595 especies de artrópodos que han generado resistencia a diferentes compuestos activos presentes en insecticidas (Mota-Sánchez y Wise, 2023), algunos casos sobresalientes son los de la mosquita blanca (Horowitz *et al.*, 2020; Naveen *et al.*, 2017) y las cucarachas (Wada-Katsumata y Schal, 2021).

Además, el uso de insecticidas ha perjudicado de diversas maneras a los organismos plaga y las interacciones en las que están involucrados. Generalmente la aplicación de este, y otros agroquímicos, no es controlada y las cantidades usadas no son las recomendadas por los fabricantes generando que las poblaciones de otras especies que no son el objetivo, y entre las cuales se encuentran insectos benéficos, resulten perjudicadas y dañadas. La cipermetrina, que es pensada y usada para erradicar las poblaciones de chapulines, según su ficha técnica no es recomendada para ninguna especie de ortóptero. Sin embargo, sí advierte repercusiones nocivas para otros grupos de artrópodos. El listado hecho por Bejarano-González y colaboradores (2017), enlista a la cipermetrina como un plaguicida altamente peligroso y autorizado en México, ya que es altamente tóxico para poblaciones de abejas.

Los compuestos de los plaguicidas no sólo afectan localmente a los organismos que habitan o interactúan con las parcelas cultivadas, sino que pueden llegar a estar presentes en zonas más lejanas de donde fueron aplicados originalmente (Wagner, 2020b). Como consecuencia, la

abundancia y diversidad de especies de artrópodos dentro y fuera de los agroecosistemas se ha visto amenazada recientemente debido a los amplios alcances que los pesticidas pueden tener. La alteración y pérdida de estos organismos se vincula al deterioro de las funciones que se llevan a cabo en los agroecosistemas, lo que a su vez modifica los servicios ecosistémicos de los cuales dependemos (Zhang *et al.*, 2007).

Actualmente, se proponen nuevas prácticas, como lo es el Manejo Integrado de Plagas (MIP), en donde se integran y se recuperan distintos conocimientos y técnicas para controlar las poblaciones de insectos considerados plaga sin tener impactos negativos en la diversidad de organismos y los ecosistemas que habitan, además de evitar la resistencia que los organismos pudieran desarrollar por el uso de pesticidas sintéticos (Jaiswal *et al.*, 2022; Sparks *et al.*, 2021).

Al realizar la comparación entre la abundancia de *S. purpurascens* en cada uno de los cultivos encontramos que hubo diferencias marginales entre ellos (fig. 7). Sin embargo, observamos que existe una tendencia a encontrar una mayor abundancia de *S. purpurascens* en plantas de calabaza manejadas convencionalmente en comparación con calabazas en sistemas agroecológicos, incluso en comparación con otros cultivos (fig. 8). Esto resulta interesante, ya que durante el muestreo observamos que las plantas de calabaza suelen sembrarse en los bordes de las parcelas, tanto convencionales como agroecológicas, con la intención de que puedan crecer y extenderse sin derribar las otras plantas que conforman la milpa, además de obtener flores de calabaza con menos uso de agroquímicos o facilitar la cosecha cuando son usadas para autoconsumo. Las decisiones sobre la ubicación de las especies sembradas que conforman la milpa podrían estar determinando las diferencias en cuanto la abundancia de *S. purpurascens* encontradas en cada planta, ya que estudios previos en México han documentado que la abundancia y riqueza de las distintas especies de chapulines es mayor en los bordes o áreas marginales de la milpa sin

importar si estas tienen sistemas de mono o policultivo (Ramírez-Méndez *et al.*, 2019b). Estos hallazgos podrían estar explicando la tendencia de una mayor abundancia de *S. purpurascens* sobre plantas de calabaza sembradas en los bordes. Sumado a lo anterior, la diferencia en cuanto a la abundancia de *S. purpurascens* sobre plantas manejadas de forma convencional podría vincularse a la resistencia de los insectos herbívoros a los insecticidas sintéticos que usualmente se aplican en el manejo convencional, como se menciona anteriormente.

Por último, cabe señalar que las características del paisaje circundante de las parcelas podrían estar influyendo en la abundancia de chapulines. Bengtsson y colaboradores (2005), a partir de un metaanálisis, encontraron una mayor abundancia de organismos considerados plaga en parcelas con prácticas convencionales en comparación con parcelas agroecológicas, pero resalta que las características del paisaje (p. ej. las cercas vivas, las islas de vegetación natural, la abundancia de vegetación nativa, etc.) también pueden tener efectos sobre la comunidad de organismos dentro de los agroecosistemas. De acuerdo con nuestros resultados, la gran variación de abundancia de chapulines que observamos en las parcelas convencionales podría estar explicada por el paisaje de nuestra área de estudio (fig. 6). Las parcelas convencionales, al aplicar herbicidas y pesticidas, podrían estar generando que la abundancia de depredadores disminuya dentro de la parcela provocando una variación en cuanto a la abundancia de chapulines. Sin embargo, las parcelas vecinas también podrían estar compartiendo organismos que podrían estar definiendo que haya una mayor o menor abundancia dentro de las parcelas convencionales. Por ejemplo, aquellas parcelas convencionales que tengan como vecina una parcela agroecológica podría presentar migración de depredadores naturales que disminuya la abundancia de chapulines; y por el contrario, si una parcela convencional se encuentra a lado de otra convencional podrían estar manteniendo las poblaciones de chapulines y aumentándolas al disminuir la abundancia de

depredadores. Lo anterior abre camino a otras preguntas para futuros estudios, ya que consideramos que es importante considerar las características del paisaje circundante para evaluar las diferencias de abundancia entre diferentes prácticas de manejo no sólo de poblaciones de *S. purpurascens* si no de otros insectos considerados plaga, e incluso otros grupos funcionales.

DAÑO POR HEBÍVOROS

A pesar de que encontramos que la abundancia entre parcelas con distintos tipos de manejo era similar, la herbivoría observada fue significativamente diferente entre parcelas con prácticas convencionales y agroecológicas. Curiosamente las parcelas con un mayor daño por herbívoros fueron aquellas manejadas convencionalmente, por lo que, retomando lo mencionado anteriormente, el uso de insecticidas sintéticos parece no estar cumpliendo su objetivo principal de disminuir el daño por plagas. Es usual que los pesticidas sean una de las principales razones por la que muchos autores atribuyen la prevalencia de insectos herbívoros considerados plaga en sistemas convencionales. Este tipo de agroquímicos puede afectar de distintas formas a la agrobiodiversidad, pero en este caso proponemos que pudieran desencadenar los siguientes efectos, ya sea (1) volviendo a los artrópodos considerados plagas más resistentes o (2) eliminando o disminuyendo las poblaciones de organismos benéficos, como los depredadores naturales. Estas dos posibles razones estarían provocando que la herbivoría en los cultivos sea mayor en parcelas convencionales y, por el contrario, en parcelas manejadas agroecológicamente la herbivoría sería menor debido a que los grupos de organismos benéficos se conservarían y cumplirían su función de depredación reduciendo las poblaciones de herbívoros dentro del agroecosistema.

La diversidad y abundancia de los organismos que habitan los agroecosistemas podrían deberse a distintos factores, entre ellos se encuentran las decisiones y prácticas de manejo agrícola que se aplican dentro de estas áreas cultivables (Bengtsson *et al.*, 2005). Cuando un sistema está

ambientalmente degradado tiende a la homogeneidad biótica y abiótica, lo que genera una mayor vulnerabilidad a invasiones y una disminución en la resistencia a perturbaciones (Crowder *et al.*, 2010). Se ha reportado que cuando un agroecosistema promueve el uso de prácticas alternativas, como por ejemplo las que se incluyen dentro del manejo agroecológico, la diversidad es mayor y que aproximadamente el 50% de la abundancia aumenta a comparación de un manejo convencional (Bengtsson *et al.*, 2005). Al tener una mayor diversidad de organismos la heterogeneidad es mayor dentro de las comunidades ya que existen diferentes organismos habitando el agroecosistema cumpliendo distintas funciones (Benton *et al.*, 2003; Crowder *et al.*, 2010). Cuando los sistemas agrícolas mantienen una alta diversidad funcional se pueden aprovechar distintos servicios ecosistémicos, por ejemplo el servicio de control de plagas y la polinización (Benton *et al.*, 2003). Pero, por el contrario, cuando el uso de insecticidas modifica la biodiversidad dentro y fuera del área agrícola también se perjudica las funciones que se llevan a cabo (Raven y Wagner, 2021) y, por lo tanto, los servicios ecosistémicos quedan dañados. Los insecticidas y demás agroquímicos no sólo representan un elemento fundamental en la pérdida de diversidad biótica y funcional, también generan pérdidas en los costos de producción al no asegurar un menor daño en los cultivos provocados por insectos considerados plagas o no (Sargent *et al.*, 2022), sin mencionar los daños a la salud para los agricultores.

Por otra parte, los fertilizantes también tienen un gran impacto tanto para los cultivos como para los organismos asociados a ellos. En el caso de las parcelas muestreadas en este trabajo, el fertilizante más común fue el sulfato de amonio (NH_4). Técnicamente, el sulfato de amonio es una fuente de nitrógeno que se incorpora al suelo y puede ser captado por las plantas, pero el uso inadecuado de este agroquímico puede perjudicar las interacciones de la planta con organismos del suelo y de la superficie. Generalmente, en sistemas agrícolas con prácticas convencionales la

aplicación de fertilizantes nitrogenados es mayor, lo cual ocasiona un ambiente rico en nitrógeno. Al ser un nutriente naturalmente limitado en el suelo, las plantas aprovechan cualquier oportunidad para poder conseguirlo (White, 1993), provocando un mayor crecimiento y aumentando la disponibilidad de alimento para insectos herbívoros. Lo encontrado en este trabajo coincide con lo anterior y con lo encontrado por Butler y colaboradores (2012), en donde identificaron que los fertilizantes nitrogenados tuvieron un efecto positivo en la abundancia de insectos herbívoros, independientemente si fueron chupadores o masticadores. Además, la fertilización con insumos sintéticos también influye en la resistencia de los cultivos, ya que, al aumentar los niveles de nitrógeno soluble en el tejido vegetal disminuye la resistencia a las plagas, aunque esto puede variar según la especie (Phelan *et al.*, 1996), lo que podría también explicar el mayor daño por herbivoría encontrado en parcelas convencionales.

En resumen, nuestros resultados, podrían sugerir que la aplicación de insecticidas sintéticos modifica las poblaciones de organismos y alteran las interacciones que se llevan a cabo en los agroecosistemas, ya sea perjudicando a los depredadores naturales y/o haciendo las plagas más resistentes. Aunado a esto, la fertilización con insumos sintéticos también podría estar aportando a que las plantas cultivadas sean más apetecibles generando un mayor daño por herbívoros. Sin embargo, al ver el daño presentado entre las especies cultivadas en la milpa (maíz, frijol y calabaza) por separado observamos que la herbivoría es significativamente diferente entre ellos, siendo las plantas de frijol las más dañadas por herbívoros. Por lo que podría suceder que los fertilizantes sintéticos no estén determinando por sí solos la herbivoría entre las especies cultivadas, sino más bien depende de los mecanismos de defensa físicos y/o químicos que cada especie tiene para combatir a sus herbívoros.

CORRELACIÓN ENTRE LA ABUNDANCIA DE *Sphenarium purpurascens*

Y LA HERBIVORÍA EN ESPECIES CULTIVADAS

Entonces, ¿los chapulines son los culpables de la herbivoría presentada en las especies cultivadas de calabaza, frijol y maíz? Cuando intentamos relacionar la abundancia de *S. purpurascens* en la milpa con la herbivoría que las especies cultivadas presentaron a lo largo del ciclo de cultivo de la milpa, encontramos que estas no estaban correlacionadas. Es decir, el hecho de que las poblaciones del chapulín *S. purpurascens* estén presentes en la milpa no significa que la herbivoría en las hojas de las especies cultivadas esté asociada únicamente a esta especie, como usualmente es pensado. Es probable, que la herbivoría observada durante el ciclo de cultivo no sólo esté asociada a este insecto sino a toda la comunidad de herbívoros.

Dentro de un agroecosistema existen diferentes artrópodos con hábitos alimenticios similares a los del chapulín, algunas de esas especies son consideradas plaga y muchas otras no, pero en conjunto estas podrían estar ejerciendo la herbivoría que observamos en las plantas de maíz, frijol y calabaza. En el mundo existen alrededor de 1.300,000 especies de artrópodos (Zhang, 2013). En México, se consideran plaga de importancia económica a 137 especies de artrópodos (Ruíz *et al.*, 2013). Esta cantidad resulta una minoría tomando en cuenta la diversidad de artrópodos que existen sólo en México y los cuales, en muchas ocasiones, no siempre son los responsables de la herbivoría que presentan los agroecosistemas, como lo observado en este trabajo.

Usualmente, a las especies consideradas plaga se les adjudican los daños que pueden llegar a observarse en los cultivos y, a su vez, este daño se asocia a la productividad que los cultivos tienen. Las personas productoras, para poder mantener sus cultivos y ganancias, optan por

prácticas de manejo convencionales que les ayuden a evitar o prevenir el daño que la comunidad de herbívoros puede generar. Sin embargo, como hemos mostrado con este trabajo, en muchas ocasiones los objetivos de este tipo de manejo no se cumplen como se espera y no sólo eso, sino que pueden afectar tanto a los organismos benéficos como a la salud de las personas productoras que están contacto con este tipo de agroquímicos.

Por último, observamos sólo una correlación positiva entre la abundancia de *S. purpurascens* y la herbivoría observada en plantas de maíz al inicio del ciclo del cultivo (tabla 2). Esto sugiere que las plantas de maíz cultivadas al inicio del ciclo podrían ser un recurso importante para las poblaciones de *S. purpurascens* cuando estos también se encuentran en estadios tempranos de su ciclo de vida. Esto cambia a lo largo del ciclo, ya que al finalizar esta abundancia deja de ser significativa para el daño observado.

*** C O N C L U S I O N E S ***

En conclusión, encontramos que no hay diferencias entre la abundancia del chapulín *S. purpurascens* en los agroecosistemas con manejo convencional en comparación con los que tienen un manejo agroecológico. Sin embargo, los sistemas con un manejo convencional presentan un mayor daño por herbívoros. Por otra parte, al analizar las diferencias de abundancia y de herbivoría entre los cultivos, no encontramos diferencias en cuanto la abundancia pero sí encontramos que las plantas de calabaza son las más afectadas de las tres. Por último, identificamos que la abundancia de chapulines en etapas tempranas del desarrollo tiene una relación positiva con el daño que las plantas de maíz presentan al inicio del ciclo de cultivo.

Esto nos lleva a la reflexión de que a pesar de que la presencia de chapulines es motivo de preocupación para muchas productoras y productores de la milpa, los resultados de este proyecto indican que su presencia no está determinada por el tipo de manejo que se lleva a cabo en las parcelas, e incluso la herbivoría presentada en los cultivos no se relaciona con la presencia de chapulines que se encontraron. Actualmente, la percepción que los productores de la CLP tienen del chapulín es de una especie voraz que afecta la producción de sus cultivos. Por esta situación, la solución por la que han optado es la relacionada con el uso de prácticas agrícolas convencionales, específicamente con el uso de insecticidas sintéticos. El uso de insecticidas, incrementa los costos que las milperas y milperos invierten durante el ciclo de cultivo. Sin embargo, estos costos no hacen una diferencia en cuanto a la abundancia de chapulines que se encuentran en milpas con manejo convencional y agroecológico. Además de que resulta contraproducente ya que el manejo que usa pesticidas resulta tener un mayor daño por herbívoros. Es importante resaltar que la presencia de chapulines no es sinónimo de tragedia, ellos se alimentan insaciablemente de muchos cultivos importantes, pero también de otras especies. La presencia de chapulines podría no significar la pérdida económica que muchas y muchos piensan, al contrario, la inversión de insumos puede significar más pérdidas de lo que se podría imaginar.

En este trabajo, destacamos que existe una posible resistencia de *S. purpurascens* a los insecticidas aplicados en la milpa de la CLP. Actualmente existen diversos enfoques para combatir a los insectos que son considerados plaga en donde se integran técnicas y prácticas tradicionales diferentes sin dejar de lado la biodiversidad que existe dentro de los agroecosistemas, por ejemplo áreas de bordes con vegetación que funcione como repelente, áreas con cultivos trampa, introducción de aves de corral para controlar las poblaciones de chapulines o, incluso, la captura de chapulines para consumo gastronómico. Esto es de suma importancia para evitar daños en el

ambiente, en la salud y generar más gastos económicos para los productores. Para esto es necesario monitorear y documentar los ciclos de vida, el comportamiento y las variables que estén influyendo en las poblaciones del ortóptero *S. purpurascens* para así evitar que este insecto pueda causar más daños y peores juicios de los que se tienen actualmente. 

* R E F E R E N C I A S *

- Altieri, M. A., y Nicholls, C. (2006). Optimizando el manejo agroecológico de plagas a través de la salud del suelo. *Agroecología*, 1, 29–36.
- Altieri, M. A., y Nicholls, C. I. (2017). Agroecology: a brief account of its origins and currents of thought in Latin America. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41(3–4), 231–237. <https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1287147>
- Altieri, M. A., Nicholls, C. I., Henao, A., y Lana, M. A. (2015). Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 35(3), 869–890. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0285-2>
- Altieri, M., y Nicholls, C. I. (2000). Agroecología: Teoría y práctica para una agricultura sustentable. En *Diario de campo* (Primera Edición). Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Andow, D. A. (1991). Vegetational diversity and arthropod population response. *Annual Reviews Entomology*, 36, 561–586.
- Argueta, A., y Castilleja-González, A. (2018). *Los P'urhepecha, un pueblo renaciente* (1ra. Ed.). Juan Pablos Editor.
- Astier, M., Pérez-Agis, E., Orozco, Q., Patricio Chávez, M., y Moreno-Calles, A. I. (2012). Sistemas agrícolas, conocimiento tradicional y agrobiodiversidad: El maíz en la Cuenca del Lago de Pátzcuaro. En: A. Argueta Villamar, M. Gómez Salazar, y J. Navia Antezana (coords.). Conocimiento Tradicional, Innovación y Reapropiación Social. Grupo Editorial Siglo XXI. México, D.F. pp: 146-172.
- Astier, M., Argueta, J. Q., Orozco-Ramírez, Q., González, M. V, Morales, J., Gerritsen, P. R. W., Escalona, M. A., Rosado-May, F. J., Sánchez-Escudero, J., Saldaña, T. M., Sánchez-Sánchez, C., Barrera, R. A., Castrejón, F., Morales, H., Soto, L., Mariaca, R., Ferguson, B., Rosset, P., Ramírez, H., ... González-Esquivel, C. (2017). *Agroecology and Sustainable Food Systems Back to the roots: understanding current agroecological movement, science, and practice in Mexico*. <https://doi.org/10.1080/21683565.2017.1287809>
- Astier, M., Orozco-Ramírez, Q., Walker, R., Galván-Miyoshi, Y., González-Esquivel, C., y Simmons, C. S. (2020). Post-NAFTA Changes in Peasant Land Use—The Case of the Pátzcuaro Lake Watershed Region in the Central-West México. *Land 2020*, Vol. 9, Page 75, 9(3), 75. <https://doi.org/10.3390/LAND9030075>
- Barrera-Bassols, N. (1986). *La cuenca del lago de Pátzcuaro, Michoacán: aproximación al análisis de una región natural*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bass, C., Denholm, I., Williamson, M. S., y Nauen, R. (2015). *The global status of insect resistance to neonicotinoid insecticides*. <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2015.04.004>
- Bejarano-González, F. (2017). Los plaguicidas altamente peligrosos en México. En F. Bejarano-González (Ed.), *Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México*, A. C. (1ra. Ed.).

- Bellón, M. R. (1991). The ethnoecology of maize variety management: A case study from Mexico. *Human Ecology*, 19(3), 389–418. <https://doi.org/10.1007/BF00888984>
- Bellwood, P. (2019). Agricultural Origins. *The International Encyclopedia of Anthropology*, 1–9. <https://doi.org/10.1002/9781118924396.wbiea2385>
- Bengtsson, J., Ahnström, J., y Weibull, A. C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261–269. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., y Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4). [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bernays, E. A., y Chapman, R. E. (1994). Host-Plant Selection by Phytophagous Insects. En *Host-Plant Selection by Phytophagous Insects*. <https://doi.org/10.1007/b102508>
- Bianchi, F. J. J. A., Booij, C. J. H., y Tschardtke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Blouin, M., Zuily-Fodil, Y., Pham-Thi, A. T., Laffray, D., Reversat, G., Pando, A., Tondoh, J., y Lavelle, P. (2005). Belowground organism activities affect plant aboveground phenotype, inducing plant tolerance to parasites. *Ecology Letters*, 8(2), 202–208. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00711.x>
- Boege, E. (2008). *El patrimonio biocultural de los pueblos indígenas de México. Hacia la conservación in situ de la biodiversidad y agrodiversidad en los territorios indígenas*. (Primera). Instituto Nacional de Antropología e Historia: Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas.
- Bradbury, J.P., 2000. Limnologic history of Lago de Patzcuaro, Michoacan, Mexico for the past 48,000 years: impacts of climate and man. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. (163). 69–95.
- Brush, S. B., Bellón Corrales, M., y Schmidt, E. (1988). Agricultural development and maize diversity in Mexico. *Human Ecology*, 16(3). <https://doi.org/10.1007/BF00888449>
- Brzozowski, L. J., Mazourek, M., y Agrawal, A. A. (2019). Mechanisms of Resistance to Insect Herbivores in Isolated Breeding Lineages of Cucurbita pepo. *Journal of Chemical Ecology*, 45(3), 313–325. <https://doi.org/10.1007/s10886-019-01046-8>
- Cano-Santana, Z., y Oyama, K. (1994). Ambito de hospederos de tres especies de insectos herbivoros de *Wigandia urens* (Hydrophyllaceae). *Southwestern Entomologist*, 19(2), 167–172.
- Butler, J., Garratt, M. P. D., y Leather, S. R. (2012). Fertilisers and insect herbivores: a meta-analysis. *Annals of Applied Biology*, 161(3), 223–233. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7348.2012.00567.X>
- Casas, A., y Parra, F. (2016a). El manejo de recursos naturales y ecosistemas: la sustentabilidad en el manejo de recursos genéticos. En A. Casas, J. Torres-Guevara, y F. Parra (Eds.), *Domesticación en el continente americano. Manejo de biodiversidad y evolución dirigida por las culturas del Nuevo Mundo*. (Vol. 1, pp. 25 – 50). UNAM-UNALM. https://www.researchgate.net/publication/309761209_Domesticacion_en_el_continente_americano_Manejo_de_biodiversidad_y_evolucion_dirigida_por_las_culturas_del_Nuevo_Mundo

- Casas, A., y Parra, F. (2016b). La domesticación como proceso evolutivo. En A. Casas, J. Torres-Guevara, y F. Parra (Eds.), *Domesticación en el continente americano. Manejo de biodiversidad y evolución dirigida por las culturas del Nuevo Mundo*. (Vol. 1, pp. 133 – 158). UNAM-UNALM. https://www.researchgate.net/publication/309761209_Domesticacion_en_el_continente_americano_Manejo_de_biodiversidad_y_evolucion_dirigida_por_las_culturas_del_Nuevo_Mundo
- Casas, A., Torres-Guevara, J., y Parra, F. (2016). *Domesticación en el continente americano. Manejo de biodiversidad y evolución dirigida por las culturas del Nuevo Mundo* (1ra. ed., Vol. 1). UNAM-UNALM. https://www.researchgate.net/publication/309761209_Domesticacion_en_el_continente_americano_Manejo_de_biodiversidad_y_evolucion_dirigida_por_las_culturas_del_Nuevo_Mundo
- Cerritos, R., y Cano-Santana, Z. (2008). Harvesting grasshoppers *Sphenarium purpurascens* in Mexico for human consumption: A comparison with insecticidal control for managing pest outbreaks. *Crop Protection*, 27(3–5), 473–480. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2007.08.001>
- CESAVEG. (2016). Manual de Manejo Integrado de Chapulín. *Campaña contra Chapulín*. 12p.
- Castellanos-Vargas, I., y Cano-Santana, Z. (2009). Historia natural y ecología de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae). *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*, 337–346.
- Cerritos, R., y Cano-Santana, Z. (2008). Harvesting grasshoppers *Sphenarium purpurascens* in Mexico for human consumption: A comparison with insecticidal control for managing pest outbreaks. *Crop Protection*, 27(3–5), 473–480. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2007.08.001>
- Chacón, J. C., y Gliessman, S. R. (1982). Use of the “non-weed” concept in traditional tropical agroecosystems of south-eastern Mexico. *Agro-Ecosystems*, 8(1), 1–11. [https://doi.org/10.1016/0304-3746\(82\)90010-5](https://doi.org/10.1016/0304-3746(82)90010-5)
- Chaplin-Kramer, R., Sharp, R. P., Mandle, L., Sim, S., Johnson, J., Butnar, I., Milà I Canals, L., Eichelberger, B. A., Ramler, I., Mueller, C., McLachlan, N., Yousefi, A., King, H., y Kareiva, P. M. (2015). Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(24), 7402–7407. https://doi.org/10.1073/PNAS.1406485112/SUPPL_FILE/PNAS.1406485112.SAPP.PDF
- Collen, B., Böhm, M., Kemp, R., y Baillie, J. E. M. (2012). Spineless: status and trends of the world’s invertebrates. En *Zoological Society of London*.
- Conway, G. (2000). Food for all in the 21st century. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 42(1), 8–18. <https://doi.org/10.1080/00139150009604857>
- Crowder, D. W., Northfield, T. D., Strand, M. R., y Snyder, W. E. (2010). Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature*, 466(7302), 109–112. <https://doi.org/10.1038/nature09183>
- Cueva Del Castillo, R., Núñez-Farfán, J., y Cano-Santana, Z. (1999). The role of body size in mating success of *Sphenarium purpurascens* in Central Mexico. *Ecological Entomology*, 24(2), 146–155. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.1999.00188.x>
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., y Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108–1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>

- Dainese, M., Martin, E. A., Aizen, M. A., Albrecht, M., Bartomeus, I., Bommarco, R., Carvalheiro, L. G., Chaplin-Kramer, R., Gagic, V., Garibaldi, L. A., Ghazoul, J., Grab, H., Jonsson, M., Karp, D. S., Kennedy, C. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Letourneau, D. K., ... Steffan-Dewenter, I. (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5(10). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>
- Dalin, C., y Outhwaite, C. L. (2019). Impacts of Global Food Systems on Biodiversity and Water: The Vision of Two Reports and Future Aims. *One Earth*, 1(3), 298–302. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.016>
- Debuschewitz, E., y Sanders, J. (2022). Environmental impacts of organic agriculture and the controversial scientific debates. *Organic Agriculture*, 12(1), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s13165-021-00381-z>
- DeFoliart, G. R. (1999). Insects as food: Why the western attitude is important. *Annual Review of Entomology*, 44(80), 21–50. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.44.1.21>
- del Val, E. (2012). Herbivoría. En: del Val, E y Boege, K. Ecología y evolución de las interacciones bióticas. UNAM-Fondo de Cultura Económica. México. p. 44 – 69.
- del Val de Gortari, E., y Moreno-Calles, A. I. (2022). La paradoja de los chapulines. *Herreriana*, 4(1), 6–10. <https://doi.org/10.29057/H.V4I1.8741>
- Delzeit, R., Zabel, F., Meyer, C., y Václavík, T. (2017). Addressing future trade-offs between biodiversity and cropland expansion to improve food security. *Regional Environmental Change*, 17(5). <https://doi.org/10.1007/s10113-016-0927-1>
- DeWalt, B. (1979). Alternative Adaptive Strategies in a Mexican Ejido : A New Perspective on Modernization and Development . *Human Organization*, 38(2). <https://doi.org/10.17730/humo.38.2.v331nr6678r3782q>
- Dirzo, R., y Domínguez, C. A. (1995). Plant–herbivore interactions in Mesoamerican tropical dry forests. En S. H. Bullock, H. A. Mooney, y E. Medina (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests* (pp. 304 – 325). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B., y Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401–406. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1251817>
- Duarte Gómez, W. (2002). Efecto de la nutrición vegetal sobre los insectos palga en los cultivos. En *Revista U.D.C.A. Actualidad y divulgación científica* (Vol. 5, Número 1, pp. 3–12).
- Egli, L., Meyer, C., Scherber, C., Kreft, H., y Tscharnke, T. (2018). Winners and losers of national and global efforts to reconcile agricultural intensification and biodiversity conservation. *Global Change Biology*, 24(5). <https://doi.org/10.1111/gcb.14076>
- FAO. (2009). La agricultura mundial en la perspectiva del año 2050. *Fao*, 4. <http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/I>
- FAO. (2021). El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura. Sistemas al límite. En *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura - Sistemas al límite*. <https://doi.org/10.4060/cb7654es>

- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., y Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O’Connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., ... Zaks, D. P. M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Gavito, M. E., Wal, H. van der, Aldasoro, E. M., Ayala-Orozco, B., Bullén, A. A., Cach-Pérez, M., Casas-Fernández, A., Fuentes, A., González-Esquivel, C., Jaramillo-López, P., Martínez, P., Masera-Cerruti, O., Pascual, F., Pérez-Salicrup, D. R., Robles, R., Ruiz-Mercado, I., Villanueva, G., Gavito, M. E., Wal, H. van der, ... Villanueva, G. (2017). Ecología, tecnología e innovación para la sustentabilidad: retos y perspectivas en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 150–160. <https://doi.org/10.1016/J.RMB.2017.09.001>
- Georghiou, G. P. (1980). Insecticide resistance and prospects for its management. En *Residue Reviews: Residues of Pesticides and Other Contaminants in the Total Environment* (pp. 131–145). Springer New York.
- Gill, W. J., y Conway, G. (1999). The Doubly Green Revolution: Food for All in the Twenty-First Century. *The Geographical Journal*, 165(2). <https://doi.org/10.2307/3060423>
- Gliessman, S. R. (2020). Transforming food and agriculture systems with agroecology. *Agriculture and Human Values*, 37(3), 547–548. <https://doi.org/10.1007/s10460-020-10058-0>
- Hooper, D. U., Adair, E. C., Cardinale, B. J., Byrnes, J. E. K., Hungate, B. A., Matulich, K. L., Gonzalez, A., Duffy, J. E., Gamfeldt, L., y Connor, M. I. (2012). A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486(7401). <https://doi.org/10.1038/nature11118>
- Horowitz, A. R., Ghanim, M., Roditakis, E., Nauen, R., y Ishaaya, I. (2020). Insecticide resistance and its management in Bemisia tabaci species. *Journal of Pest Science 2020* 93:3, 93(3), 893–910. <https://doi.org/10.1007/S10340-020-01210-0>
- Huerta, A. J., Espinoza, F., Téllez-jurado, A., Maqueda-Gálvez, A. P., y Arana-Cuenca, A. (2014). Control biológico del chapulín en México. *BioTecnología*, 18(1), 28–49. <https://smbb.mx/revista-biotecnologia-2014-vol-18-no1/>
- IPBES. (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. S.G. Potts, V. L. Imperatriz-Fonseca, and H. T. Ngo. En *Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*.
- Israde-Alcántara, I., Gardunõ-Monroy, V. H., Fisher, C. T., Pollard, H. P., y Rodríguez-Pascua, M. A. (2005). Lake level change, climate, and the impact of natural events: the role of seismic and volcanic events in the formation of the Lake Patzcuaro Basin, Michoacan, Mexico. *Quaternary International*, 135, 35–46. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2004.10.022>

- Jaiswal, D. K., Gawande, S. J., Soumia, P. S., Krishna, R., Vaishnav, A., y Ade, A. B. (2022). Biocontrol strategies: an eco-smart tool for integrated pest and diseases management. *BMC Microbiology*, 22(1), 1–5. <https://doi.org/10.1186/S12866-022-02744-2/METRICS>
- Jasmín Aguilar, J., Illsley, C., y Marielle, C. (2003). Los sistemas agrícolas de maíz y sus procesos técnicos. En G. Esteva y C. Marielle (Eds.), *Sin maíz no hay país* (1ra Ed., pp. 83–122). CONACULTA.
- Kato-Yamakake, T. Á., Mapes-Sánchez, C., Mera-Ovando, L. M., Serratos-Hernández, J. A., y Bye-Boettler, R. A. (2009). *Origen y diversificación del maíz: Una revisión analítica* (T. Á. Kato-Yamakake, C. Mapes-Sánchez, L. M. Mera-Ovando, J. A. Serratos-Hernández, y R. A. Bye-Boettler (eds.); 1ra Edición). Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Kirkby, A. V. T. (1973). The use of land and water resources in the past and present Valley of Oaxaca, Mexico. En K. V. Flannery (Ed.), *The Use of Land and Water Resources in the Past and Present Valley of Oaxaca, Mexico*. University of Michigan Press. <https://doi.org/10.3998/mpub.11396189>
- Kolbert, E. (2016). *La Sexta Extinción: Una historia nada natural*. Crítica.
- Kremen, C. (2018). The value of pollinator species diversity. *Science*, 359(6377). <https://doi.org/10.1126/science.aar7614>
- Lampkin, N. (1990) *Organic Farming*. Farming Press, Ipswich, NY. Distributed in North America by Diamond Farm Enterprises.
- Linares, E., y Bye, R. (2011). ¡La milpa no es solo maíz! En E. R. Álvarez-Buylla, A. Carreón-García, y A. San Vicente-Tello (Eds.), *Haciendo milpa: La protección de las semillas y la agricultura campesina* (1ra. Edici, p. 92). Universidad Nacional Autónoma de México. <https://semillasdevida.org.mx/wp-content/uploads/2021/07/Haciendo-Milpa.pdf>
- Lomer, C. J., Bateman, R. P., Johnson, D. L., Langewald, J., y Thomas, M. (2001). Biological control of locusts and grasshoppers. *Annual Review of Entomology*, 46, 667–702. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.46.1.667>
- Losey, J. E., y Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. En *BioScience* (Vol. 56, Número 4). [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[311:TEVOES\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:TEVOES]2.0.CO;2)
- Lot, A., y Novelo, A. (1988). Vegetacion y flora acuática del Lago de Pátzcuaro, Michoacán, México. *The Southwestern Naturalist*, 33(2), 167. <https://doi.org/10.2307/3671891>
- Magdoff, F., y Van Es, H. (2021). Building Soils for Better Crops: Ecological management for healthy soils. En *Sustainable Agriculture Research and Education Program* (Vol. 156, Número 5).
- Mapes, C. (2021). ¿Qué es la milpa? En C. Morales-Valderrama, C. Mapes-Sánchez, C. Rodríguez-Lazcano, y J. A. Serratos-Hernández (Eds.), *Respuestas acerca del maíz. La voz de 72 autores. Tomo III* (1ra Edició, p. 188). Instituto Nacional de Antropología e Historia, Secretaría de Cultura.
- Mastretta-Yanes, A., Bellón, M. R., Acevedo, F., Burgeff, C., Piñero, D., y Sarukhán, J. (2019). Un Programa Para México De Conservación Y Uso De La Diversidad Genética De Las Plantas Domesticadas Y Sus

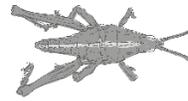
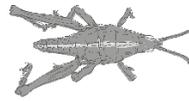
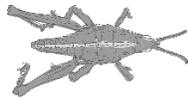
- Pariantes Silvestres. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 42(4), 321–334.
<https://doi.org/10.35196/rfm.2019.4.321-334>
- Matson, P. A., Parton, W. J., Power, A. G., y Swift, M. J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277(5325), 504–509. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>
- Meehan, T. D., Werling, B. P., Landis, D. A., y Gratton, C. (2011). Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(28). <https://doi.org/10.1073/pnas.1100751108>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Mota-Sánchez, D., y Wise, J. C. (2014). Arthropod pesticide resistance database. Michigan State University. Acceso: Agosto 10, 2023. URL: <https://www.pesticideresistance.org/>
- Naveen, N. C., Chaubey, R., Kumar, D., Rebijith, K. B., Rajagopal, R., Subrahmanyam, B., y Subramanian, S. (2017). Insecticide resistance status in the whitefly, *Bemisia tabaci* genetic groups Asia-I, Asia-II-1 and Asia-II-7 on the Indian subcontinent. *Scientific Reports 2017 7:1*, 7(1), 1–15.
<https://doi.org/10.1038/srep40634>
- Naylor, R. L. (1996). ENERGY AND RESOURCE CONSTRAINTS ON INTENSIVE AGRICULTURAL PRODUCTION. *Annu. Rev. Energy Environ*, 21, 99–123. www.annualreviews.org
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L., Bennett, D. J., Choimes, A., Collen, B., Day, J., De Palma, A., Díaz, S., Echeverría-Londoño, S., Edgar, M. J., Feldman, A., Garon, M., Harrison, M. L. K., Alhousseini, T., ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>
- 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., Moretti, M., Potts, S. G., Slade, E. M., Stout, J. C., Ulyshen, M. D., Wackers, F. L., Woodcock, B. A., y Santos, A. M. C. (2018). Research trends in ecosystem services provided by insects. En *Basic and Applied Ecology* (Vol. 26). <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.006>
- Oerke, E. C. (2006). Crop losses to pests. En *Journal of Agricultural Science* (Vol. 144, Número 1). <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
- Ollerton, J., Winfree, R., y Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3). <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Orozco-Ramírez, Q., Odenthal, J., y Astier, M. (2017). Diversidad de maíces en Pátzcuaro, Michoacán, México, y su relación con factores ambientales y sociales. *Agrociencia*, 51(8), 867–884.
- Orozco-Ramírez, Q., Perales, H., y Hijmans, R. J. (2017). Geographical distribution and diversity of maize (*Zea mays* L. subsp. *mays*) races in Mexico. *Genetic resources and crop evolution*, 64, 855–865.
<https://doi.org/10.1007/s10722-016-0405-0>
- Ortega, A. (2021). ¿Cuáles son las plagas que más afectan al maíz? En C. Morales-Valderrama, C. Mapes-Sánchez, C. Rodríguez-Lazcano, y J. A. Serratos Hernández (Eds.), *Respuestas acerca del maíz. La voz de 72 autores. Tomo III* (1ra Edición, pp. 161–163). Instituto Nacional de Antropología e Historia.

- PAN. (2021). *Lista de plagues altamente peigosos de PAN Internacional*. https://pan-international.org/wp-content/uploads/PAN_HHP_List-es.pdf
- Pedraza-Lara, C., Barrientos-Lozano, L., Rocha-Sánchez, A. Y., y Zaldívar-Riverón, A. (2015). Montane and coastal species diversification in the economically important Mexican grasshopper genus *Sphenarium* (Orthoptera: Pyrgomorphidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 84, 220–231. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2015.01.001>
- Pérez-Hernández, R. G., Cach-Pérez, M. J., Aparacio-Fabre, R., Van der Wal, H., y Rodríguez-Robles, U. (2020). Physiological and microclimatic consequences of variation in agricultural management of maize. *Botanical Sciences*, 99(1), 132–148. <https://doi.org/10.17129/botsci.2640>
- Phelan, P. L., Norris, K. H., y Mason, J. F. (1996). Soil-Management History and Host Preference by *Ostrinia nubilalis*: Evidence for Plant Mineral Balance Mediating Insect-Plant Interactions. *Environmental Entomology*, 25(6), 1329–1336. <https://doi.org/10.1093/ee/25.6.1329>
- Pretty, J. (2018). Intensification for redesigned and sustainable agricultural systems. *Science*, 362(6417). <https://doi.org/10.1126/science.aav0294>
- Quesada-Béjar, V., Nájera-Rincón, M. B., Reyes-Novelo, E., y González-Esquivel, C. E. (2019). Susceptibility of *Sphenarium purpurascens purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) instars to a commercial strain of *Metarhizium acridum* (Hypocreales: Clavicipitaceae) in Michoacan, Mexico. *Revista Colombiana de Entomología*, 45(2), 1–6. <https://doi.org/10.25100/socolen.v45i2.7959>
- Quesada-Béjar, V., Nájera R., M. B., Reyes-Novelo, E., y González-Esquivel, C. E. (2017). Ortópteros (Caelifera) y sus hongos entomopatógenos en agroecosistemas de maíz en Erongarícuaro, Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8, 1357–1370.
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., y Foley, J. A. (2008). Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(1). <https://doi.org/10.1029/2007GB002952>
- Ramírez-Méndez, V. A., González-Villegas, R., y Nájera-Rincón, M. B. (2019). Distribución y diversidad de chapulines (Orthoptera: Acridoidea) en agroecosistemas de maíz de la Cuenca Del Lago De Pátzcuaro. *Entomología mexicana*, 6, 156–162. http://www.entomologia.socmexent.org/revista/2019/EA/EA_156-162.pdf
- Ramos-Elorduy, J., Pino, J.-M., y Conconi, M. (2006). Ausencia de una reglamentación y normalización de la explotación y comercialización de insectos comestibles en México. *Folia Entomologica Mexicana*, 45(3), 291–318. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=42445304>
- Ramos-Elorduy, J., Pino M., J. M., y Cuevas-Correa, S. (1998). Insectos comestibles del Estado de México y determinación de su valor nutritivo. *Anales del Instituto de Biología*, 69(1), 655–104.
- Raven, P. H., y Wagner, D. L. (2021). Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(2), 1–6. <https://doi.org/10.1073/PNAS.2002548117>
- Reader, P. (1991). Agroecology, researching the ecological basis for sustainable agriculture. *Agriculture, Ecosystems y Environment*, 37(4), 318–321. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(91\)90161-p](https://doi.org/10.1016/0167-8809(91)90161-p)

- Restrepo M., J., Angel S., D. I., y Prager M., M. (2000). *Agroecología*. Centro para el Desarrollo Agropecuario y Forestal, Inc. CEDAF.
- Ruíz, J. A., Bravo, E., Ramírez, G., Báez, A.D., Álvarez, M., Ramos, J.L., Nava, U., y Byerly, K. (2013). Plagas de importancia económica en México: Aspectos de su biología y ecología. *Libro Técnico* (2). INIFAP-CIRPAC-Campo Experimental Centro Altos de Jalisco. Tepatitlán de Morelos, Jalisco. 447 p.
- Sanabria-Urbán, S., Song, H., Oyama, K., González-Rodríguez, A., y Del Castillo, R. C. (2017). Integrative taxonomy reveals cryptic diversity in neotropical grasshoppers: Taxonomy, phylogenetics, and evolution of the genus *Sphenarium* Charpentier, 1842 (Orthoptera: Pyrgomorphidae). *Zootaxa*, 4274(1), 1–86. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4274.1.1>
- Sánchez-Bayo, F. (2021). Indirect effect of pesticides on insects and other arthropods. *Toxics*, 9(8). <https://doi.org/10.3390/toxics9080177>
- Sargent, R. D., Carrillo, J., y Kremen, C. (2022). Common pesticides disrupt critical ecological interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, xx(xx), 10–13. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.12.002>
- Schmitz, C., van Meijl, H., Kyle, P., Nelson, G. C., Fujimori, S., Gurgel, A., Havlik, P., Heyhoe, E., d’Croze, D. M., Popp, A., Sands, R., Tabeau, A., van der Mensbrugge, D., von Lampe, M., Wise, M., Blanc, E., Hasegawa, T., Kavallari, A., y Valin, H. (2014). Land-use change trajectories up to 2050: insights from a global agro-economic model comparison. *Agricultural Economics*, 45(1), 69–84. <https://doi.org/10.1111/AGEC.12090>
- Seastedt, T. R., y Crossley, D. A. (1984). Influence of on arthropods ecosystems. *BioScience*, 34(3), 157–161.
- SENASICA. (2020). *Chapulines de importancia económica en México en cultivo de frijol: Brachystola magna, Brachystola mexicana, Melanoplus differentialis, Sphenarium purpurascens, Taeniopoda eques y Boopedon diabolicum*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/635233/Chapulines_de_importancia_econ_mica_en_M_xico_en_cultivo_de_frijol.pdf
- Seufert, V. (2018). Comparing yields: Organic versus conventional agriculture. En *Encyclopedia of Food Security and Sustainability*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.22027-1>
- Seufert, V., y Ramankutty, N. (2017). Many shades of gray—the context-dependent performance of organic agriculture. *Science Advances*, 3(3). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1602638>
- Seufert, V., Ramankutty, N., y Foley, J. A. (2012). Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485(7397), 229–232. <https://doi.org/10.1038/nature11069>
- Shackelford, G. E., Steward, P. R., German, R. N., Sait, S. M., y Benton, T. G. (2015). Conservation planning in agricultural landscapes: Hotspots of conflict between agriculture and nature. *Diversity and Distributions*, 21(3). <https://doi.org/10.1111/ddi.12291>
- Sparks, T. C., Storer, N., Porter, A., Slater, R., y Nauen, R. (2021). Insecticide resistance management and industry: the origins and evolution of the Insecticide Resistance Action Committee (IRAC) and the mode of action classification scheme. *Pest Management Science*, 77(6), 2609–2619. <https://doi.org/10.1002/ps.6254>

- Stephens, L., FullerNicole, D., Boivin, N., Rick, T., Gauthier, N., Kay, A., Marwick, B., Armstrong, C. G. D., Barton, C. M., Denham, T., Douglass, K., Driver, J., Janz, L., Roberts, P., Rogers, J. D., Thakar, H., Altaweel, M., Johnson, A. L., Vattuone, M. M. S., ... Ellis, E. (2019). Archaeological assessment reveals Earth's early transformation through land use. *Science*, 365(6456), 897–902. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.AAX1192/SUPPL_FILE/AAX1192-STEPHENS-SM.PDF
- Stork, N. E. (2018). How Many Species of Insects and Other Terrestrial Arthropods Are There on Earth? *Annual Review of Entomology*, 63, 31–45. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043348>
- Theis, N., Barber, N. A., Gillespie, S. D., Hazzard, R. V., y Adler, L. S. (2014). Attracting mutualists and antagonists: plant trait variation explains the distribution of specialist floral herbivores and pollinators on crops and wild gourds. *American journal of botany*, 101(8), 1314–1322. <https://doi.org/10.3732/ajb.1400171>
- Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., y Befort, B. L. (2011). Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(50). <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>
- Toledo, V. M., Álvarez-Icaza, P. y Ávila, P (eds). (1992). Plan Pátzcuaro 2000. Investigación Multidisciplinaria para el Desarrollo Sostenido. Representación en México de la Fundación Friedrich Ebert. México, D. F.
- Toledo, V., Alarcón-Cháires, P., y Baron, L. (2002). La Modernización Rural de México: Un análisis Socioecológico. En *Journal of Chemical Information and Modeling* (Primera Edición, Número 9).
- Tomich, T. P., Brodt, S., Ferris, H., Galt, R., Horwath, W. R., Kebreab, E., Leveau, J. H. J., Liptzin, D., Lubell, M., Merel, P., Michelmore, R., Rosenstock, T., Scow, K., Six, J., Williams, N., y Yang, L. (2011). *Agroecology: A Review from a Global-Change Perspective*. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012110-121302>
- Tuxill, J., y Nabhan, G. P. (2001). *People, Plants and Protected Areas. A Guide to in Situ Management*. London: Earthscan Publication Ltd.
- Uribe-González, E., y Santiago-Basilio, M. Á. (2012). Contribución al conocimiento de enemigos naturales del chapulín (Orthoptera: Acridoidea) en el estado de Querétaro, México. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 28(1), 133–144. <https://doi.org/10.21829/azm.2012.281821>
- Vanbergen, A. J., Garratt, M. P., Baude, M., Biesmeijer, J. C., Britton, N. F., Brown, M. J. F., Brown, M., Bryden, J., Budge, G. E., Bull, J. C., Carvell, C., Challinor, A. J., Connolly, C. N., Evans, D. J., Feil, E. J., Garratt, M. P., Greco, M. K., Heard, M. S., ... Wright, G. A. (2013). Threats to an ecosystem service: Pressures on pollinators. En *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 11, Número 5). <https://doi.org/10.1890/120126>
- Vestergård, M., Bjørnlund, L., y Christensen, S. (2004). Aphid effects on rhizosphere microorganisms and microfauna depend more on barley growth phase than on soil fertilization. *Oecologia*, 141(1). <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1651-y>
- Wackernagel, M., Lin, D., Evans, M., Hanscom, L., y Raven, P. (2019). Defying the Footprint Oracle: Implications of Country Resource Trends. *Sustainability*, 11(7), 2164. <https://doi.org/10.>

- Wada-Katsumata, A., y Schal, C. (2021). Salivary Digestion Extends the Range of Sugar-Aversions in the German Cockroach. *Insects*, 12(3), 263. <https://doi.org/10.3390/INSECTS12030263>
- Wagner, D. L. (2020a). Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65, 457–480. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019>
- Wagner, D. L. (2020b). Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology*, 65, 457–480. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019>
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Klironomos, J. N., Setälä, H., van der Putten, W. H., y Wall, D. H. (2004). Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science*, 304(5677), 1629–1633. <https://doi.org/doi:10.1126/science.1094875>
- White, T. C. (2012). The inadequate environment: nitrogen and the abundance of animals. *Springer Science & Business Media*.
- Wilson, E. O. (1987). The Little Things That Run the world: The Importance and Conservation of Invertebrates. *Conservation Biology*, 1(4). <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1987.tb00055.x>
- Yang, L. H., y Gratton, C. (2014). Insects as drivers of ecosystem processes. En *Current Opinion in Insect Science* (Vol. 2). <https://doi.org/10.1016/j.cois.2014.06.004>
- Zabel, F., Delzeit, R., Schneider, J. M., Seppelt, R., Mauser, W., y Václavík, T. (2019). Global impacts of future cropland expansion and intensification on agricultural markets and biodiversity. *Nature Communications*, 10(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10775-z>
- Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K., y Swinton, S. M. (2007). *Ecosystem services and dis-services to agriculture*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>
- Zhang, Z. Q. (2013). Phylum Athropoda. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.). *Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness (Addenda 2013)*, 3703(1), 17–26. <http://biotaxa.org/Zootaxa/article/view/zootaxa.3703.1.6>



*** A N E X O ***

TABLA I. Características de las parcelas agroecológicas y convencionales.

PARCELA	TIPO DE MANEJO	CULTIVOS	INSUMOS	PARCELA	TIPO DE MANEJO	CULTIVOS	INSUMOS
<i>Agroecológico</i>	GUI ¹	Maíz Frijol	Composta ^a Biol ^b	<i>Convencional</i>	MCO ¹	Maíz Frijol Calabaza	Fertilizante sintético Herbicidas
	FRAN ¹	Maíz Frijol Calabaza	Composta Insecticida (en bordes)		MIR ¹	Maíz Frijol	Fertilizante sintético Herbicida
	BEN ¹	Maíz Frijol Calabaza	Composta Biol		ANT ¹	Maíz	Fertilizante sintético Herbicida Insecticida
	ROS ¹	Maíz Frijol Calabaza	Composta Biol		MTI ¹	Maíz	Fertilizante sintético Herbicida Insecticida
	QUE ²	Maíz	Composta		PAB ¹	Maíz Frijol	Fertilizante sintético Herbicida Insecticida
	ALEJ ²	Maíz	Composta		JOA ²	Maíz	Fertilizante sintético
	CHUY ²	Maíz	Composta Biol		JAIM ²	Maíz	Fertilizante sintético Herbicida Insecticida
	ROD ²	Maíz Frijol Calabaza	Composta				

1 = San Francisco Uricho; 2 = San Andrés Tziróndaro; a = Fertilizante edáfico orgánico; b = Fertilizante foliar orgánico