



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

EFFECTO DE LA COMPLEJIDAD ESTRUCTURAL
SOBRE LAS FUERZAS DESCENDENTES EN LA
COMUNIDAD DE ARTRÓPODOS ASOCIADA A
PENNISETUM CLANDESTINUM (POACEAE)

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A

OLIVIA TABARES MENDOZA



DIRECTOR DE TESIS:
DR. VÍCTOR LÓPEZ GÓMEZ

2013



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.

HOJA DE DATOS DEL JURADO

1. Datos del alumno

Tabares
Mendoza
Olivia
55 16 48 12 42
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
4080557212.

2. Datos del tutor

Dr.
Víctor
López
Gómez

3. Datos del sinodal 1

Dr.
Cano
Santana
Zenón

4. Datos del sinodal 2

Dr.
Efraín
Tovar
Sánchez

5. Datos del sinodal 3

Dra.
Gabriela
Castaño
Meneses

6. Datos del sinodal 4

Dra.
Leticia
Ríos
Casanova

7. Datos del trabajo escrito

Efecto de la complejidad estructural sobre las fuerzas descendentes en la comunidad de artrópodos asociada a Pennisetum clandestinum (Poaceae)
pp 62
2013

A Cristóbal Tabares Muñoz
siempre estarás en mi mente papá

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi asesor Victor López Gómez, por darme la oportunidad de plantear este proyecto, construir esto conmigo, guiarme a través del proceso y tenerme paciencia.

A mis sinodales Zenón Cano, Efraín Tovar, Gabriela Castaño y Leticia Ríos por que con sus correcciones enriquecieron enormemente este trabajo.

A mis profesores de la facultad, especialmente a Susana Valencia, Iztia Nieto, Marysol Trujano, Omar Ávalos, Arturo García, Lev Jardón, Zenón Cano, Teresa Valverde y Jorge Meave quienes compartieron conmigo sus conocimientos y su amor por lo que hacen.

A mis profesores del taller, María del Carmen Mandujano, Jordan Golubov, Irene Pisanty, Zenón Cano, Israel Carrillo, Mónica Queijeiro, Coni Martínez, Iván Castellanos y Sylvia Ruiz por la formación recibida en ecología y porque con sus comentarios y sugerencias mejoraron la calidad de este trabajo.

Al grupo de trabajo de interacciones y procesos ecológicos, especialmente a Rodrigo Muñoz Saavedra por su ayuda en el campo como servicio social, su amistad y sus discusiones filosóficas ; A Ixchel González por su generosidad y eterna disposición para ir al campo y a Daniela Fernandez por las porras y la ayuda en el laboratorio.

A Ixchel González, Rubén Farfán, Aurora Jiménez, Laura Álvarez, Viridiana Lizardo Janette Arias y Amalia Andrade porque hicieron del campo la mejor parte de este trabajo.

al Dr. Dimitriy Demetiev , Dr. Alejandro Valdéz Mondragón, M. en C. Ivan Castellanos Vargas y al Biól. Rafael Gabiño por su ayuda con la identificación de los organismos.

A mi mamá por apoyar siempre mi sueño de ser bióloga y en general cada paso que decido dar, por quererme, cuidarme e interesarse siempre en mi, por secar mis lagrimas y darme todos esos abrazos increíbles.

A mi hermana por su amor sin límites, apoyo incondicional y regaños necesarios. Porque eres mi persona favorita y nadie me quiere como tú.

A toda mi familia, que siempre está dándome ánimos, bendiciones y cariño, a ustedes gracias.

A Laura, Amalia, Rubén, Janette, Israel, Miguel, Gaby e Itzel, por todas las risas y buenos momentos desde ese primer semestre.

A Rogelio, Lalo, Citla, Lizeth, Ardián, Tania, Gaby, Sanch, Pau, Pablo, Vitzta y Joce por compartir conmigo las experiencias más increíbles en estos últimos años, por ser personas a las que les confío la vida y por su eterno buen humor y disposición para estar juntos.

A Marisol, por estos 21 años de amistad, porque tú y Maya también son mi familia y siempre están apoyándome y sacándome sonrisas.

A Amalia por ser sincera conmigo en todo momento y mostrarme qué hago mal, por quererme y cuidarme. Porque sé que nuestra amistad puede sobrevivir todo tipo de cosas.

A Regina por su paciencia y su guía en momentos de estrés, por la amistad y el cariño. Y por enseñarme que en el corazón siempre estamos juntas.

A Rubén por estar conmigo en buenas, malas y peores, y por su valiosa ayuda en campo desde el inicio de este trabajo. Te quiero mucho

y a Virix, por discutir conmigo aspectos de esta tesis a lo largo de todo el proceso, evitar que colapsara y compartir conmigo el espacio y la vida a lo largo de estos años.

Tabares-Mendoza, O. 2012. Efecto de la complejidad estructural sobre las fuerzas descendentes en la comunidad de artrópodos asociada a *Pennisetum clandestinum* (Poaceae). Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Pp: 62.

RESUMEN

La complejidad estructural (número de elementos estructurales por unidad de área, tales como plantas, rocas o detrito) se ha señalado como un factor importante en la dinámica poblacional y trófica de los artrópodos terrestres. Para los artrópodos depredadores, como las arañas tejedoras orbiculares (Araneidae y Tetragnathidae) se ha observado una relación positiva entre la complejidad estructural y su abundancia. Existen pocos estudios que evalúen los efectos de la complejidad estructural con un enfoque multitrófico, es decir considerando a los depredadores, consumidores primarios y productores primarios. En este trabajo se evaluó el efecto de la complejidad estructural en la influencia de las arañas tejedoras orbiculares *Argiope trifasciata* (Araneidae), *Neoscona oaxacensis* (Araneidae) y *Leucauge* sp. (Tetragnathidae) sobre los niveles tróficos inferiores (*Pennisetum clandestinum* Poaceae y la comunidad de artrópodos fitófagos asociada) en los pastizales inducidos de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA). Para ello se realizó un experimento de campo colocando parcelas control y tres tratamientos de incremento de la complejidad estructural (varas secas de *Dodonaea viscosa*, ramas secas de la misma planta y huacales) en los pastizales inducidos. En estas parcelas se introdujeron individuos de las tres especies de arañas y se monitoreó su abundancia, el tamaño de las redes y las presas consumidas (29 de agosto al 10 de noviembre de 2011). También se evaluó la estructura de la comunidad de artrópodos (riqueza, abundancia, diversidad y biomasa) y el daño foliar de *P. clandestinum* en tres fechas distintas, así como su biomasa al final del experimento. Se esperaba un efecto descendente llamado cascada trófica, en el que al aumentar la complejidad estructural, se incrementara el establecimiento de arañas y la regulación de los herbívoros por parte de éstas, con la consecuencia de una mayor biomasa de pasto y un menor daño foliar en el mismo. La complejidad estructural afectó significativamente a la abundancia, biomasa, tamaño de las redes y número de presas de las arañas registrándose valores mayores el tratamiento de ramas secas de *D. viscosa* probablemente debido a una mayor eficiencia de caza por parte de las arañas al obtener un mayor número de sitios de anclaje disponibles para las redes debido al tratamiento. No se observaron efectos significativos de la complejidad estructural en la estructura de la comunidad de artrópodos, así como en la biomasa y daño foliar de *P. clandestinum*, probablemente debido a otros factores como el tiempo de experimento, el bajo consumo de presas en relación al total de éstas en la parcela, el tipo de herbívoro dominante y el método usado para cuantificar el daño foliar entre otros.

ÍNDICE

I.INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Fuerzas descendentes y cascadas tróficas	1
1.2 Complejidad estructural	3
1.3 Cascadas tróficas y complejidad estructural en comunidades de artrópodos ..	5
1.4 Complejidad estructural del hábitat de las arañas y su efecto en las cascadas tróficas	7
1.5 Justificación.....	9
II.OBJETIVOS E HIPÓTESIS	11
2.1 Objetivo General.....	11
2.2 Hipótesis	12
III. SITIO Y SISTEMAS DE ESTUDIO.....	13
3.1 Sitio de Estudio	13
3.2 Sistemas de Estudio	14
IV. MÉTODOS.....	20
4.1 Métodos de campo	20
3.4 Análisis de Datos.....	25
IV. RESULTADOS	28
4.1 Muestreo prospectivo de la comunidad de arañas	28
4.2 Monitoreo de la Comunidad de arañas tejedoras orbiculares	28
4.2.1 Densidad y abundancia de arañas.....	28
4.2.2 Área de las redes.....	32
4.2.3 Número de presas consumidas por las arañas	33
4.3 Comunidad de Artrópodos asociada a Pennisetum clandestinum	35

V. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	41
5.1 Efecto de la complejidad estructural sobre las arañas tejedoras orbiculares ..	41
5.2 Efecto de la complejidad estructural sobre la comunidad de artrópodos asociada a Pennisetum clandestinum	45
5.3 Efecto de la complejidad estructural sobre la biomasa y daño foliar en Pennisetum clandestinum.....	47
5.4 Limitaciones y perspectivas	50
5.5 Conclusiones	52
LITERATURA CITADA	53
ANEXO 1-Géneros de arañas asociados a pastizales de Pennisetum clandestinum en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.	59
ANEXO 2-Artrópodos asociados a pastizales de Pennisetum clandestinum en la Reserva del pedregal del San Ángel.	60

I.INTRODUCCIÓN

1.1 Fuerzas descendentes y cascadas tróficas

En años recientes, el estudio de las interacciones bióticas en los ecosistemas terrestres ha tomado un enfoque multitrófico, es decir, que considera a tres o más niveles tróficos (*i.e.*, conjuntos de especies que tienen un tipo de alimentación similar, Polis *et al.*, 2000) y sus interacciones directas e indirectas. Este enfoque, además de presentar un panorama más amplio de las interacciones bajo un contexto de redes tróficas, permite conocer la importancia relativa de las interacciones directas e indirectas para los diferentes niveles tróficos (Price *et al.* 1980; Tschamtker y Hawkins, 2002).

Entre las interacciones multitróficas se encuentran las fuerzas descendentes (“top down effects”), definidas como los efectos de los depredadores sobre la abundancia, biomasa o diversidad de los niveles tróficos inferiores (*i.e.*, consumidores primarios y productores primarios) (Pace *et al.*,1999; Van der Putten *et al.*,2001; Begon *et al.*, 2006).

El efecto descendente más estudiado se conoce como “cascada trófica”. Este ocurre cuando los depredadores disminuyen la abundancia de sus presas (consumidores primarios) y esto repercute en el nivel trófico inferior (productores primarios), con un incremento en su abundancia al verse libre de la presión por parte de los consumidores primarios. Esto se ha observado principalmente en sistemas de tres niveles tróficos (Paine, 1980; Pace *et al.*,1999, Schmitz *et al.*, 2000; Halaj y Wise, 2001; Begon *et al.*, 2006).

Las cascadas tróficas han sido ampliamente documentadas en sistemas acuáticos como lagos, arroyos, sistemas intermareales y aguas abiertas (Pace *et al.*, 1999). Sin embargo, existe la controversia sobre su importancia en los ecosistemas terrestres, particularmente en sistemas con redes tróficas complejas, (*i.e.*, con un gran número de interacciones, omnivoría y depredación intragremio) que tienen el potencial de reducir los efectos descendentes a lo largo de la red trófica (Strong, 1992; Halaj y Wise, 2001).

Los meta-análisis elaborados por Schmitz *et al.* (2000), Halaj y Wise (2001) y la revisión de Pace *et al.* (1999) muestran que existen trabajos sobre cascadas tróficas en sistemas terrestres tales como praderas (Chase, 1996), agroecosistemas (Reichert y Bishop, 1990; Carter y Rypstra, 1995), bosques boreales (Altegrim, 1989; McLaren y Peterson, 1994), y sistemas con redes tróficas complejas como los bosques tropicales (Letourneau y Dyer, 1998; Dyer y Letourneau, 1999). A pesar de estos estudios, las cascadas tróficas en los sistemas terrestres siguen siendo un tópico de discusión, ya que en la mayoría de casos se trata de cascadas tróficas a nivel de especie (*i.e.*, los cambios en el número de depredadores afectan a una o pocas especies de productores primarios; Polis *et al.*, 2000), y en menor proporción de cascadas tróficas a nivel de comunidad (*i.e.*, los cambios en el número de depredadores alteran la distribución de la biomasa vegetal de toda una comunidad ;Polis *et al.*, 2000) como ocurre en muchos ecosistemas acuáticos (Polis *et al.*, 2000; Halaj *et al.*,2001).

Las cascadas tróficas a nivel de comunidad en los ecosistemas terrestres se han reportado en sistemas sencillos como cultivos con pocas especies de plantas o

productores primarios, una delimitación muy marcada con su entorno (discretos) y que son homogéneos al interior (Polis *et al.*, 2000; Halaj y Wise, 2001).

Existen múltiples factores que tienen influencia sobre el impacto de las fuerzas descendentes y las cascadas tróficas en las comunidades, entre ellos están (1) el número de niveles tróficos (Oksanen, 1992); (2) el tipo de depredador (Huyrn, 1998); (3) la conducta de los depredadores y de las presas (Chase, 1996); (4) la exposición a contaminantes ambientales (Butler y Trumble, 2008); (5) otras interacciones multitróficas, como las que ocurren entre comunidades epifitas y comunidades del suelo (Van der Putten, 2001; Van Dam y Heil, 2011); y (6) la complejidad estructural del hábitat (Langelloto y Denno, 2004). Este último ha sido poco estudiado en cuanto a sus efectos en las cascadas tróficas (Langelloto y Denno, 2004); sin embargo, algunos estudios indican que podría estar jugando un papel importante sobre la influencia de los depredadores en los niveles tróficos inferiores (Carter y Rypstra, 1995; Finke y Denno, 2006).

1.2 Complejidad estructural

La complejidad estructural se define como la cantidad de elementos estructurales (tales como plantas, rocas o detrito) por unidad de área o volumen (McCoy y Bell, 1991). Es un término relacionado (y a menudo confundido) con la heterogeneidad espacial, que es definida como la variación o discontinuidad del espacio en diferentes niveles (Wiens, 2000) y la constituyen los diferentes tipos de elementos estructurales; o bien a una mayor escala espacial, parches de diferentes hábitats (McCoy y Bell, 1991).

Por lo tanto, un ambiente estructuralmente más complejo respecto a otro es aquel con un mayor número de elementos estructurales. Mientras que un ambiente más heterogéneo respecto a otro es aquel que presenta mayor variedad de elementos estructurales (McCoy y Bell, 1991).

Se ha observado que la complejidad estructural puede favorecer a la abundancia, riqueza y diversidad de las comunidades. La causa sugerida para los patrones positivos se conoce como “la hipótesis de la heterogeneidad del hábitat” (MacArthur y Wilson, 1967) que implica que los ambientes heterogéneos proveen una mayor cantidad de microhábitats, un rango microclimático más amplio y una mayor cantidad de refugios contra los depredadores, con lo que más especies pueden establecerse y coexistir (MacArthur y Wilson, 1967; Tews *et al.*, 2004; Begon *et al.*, 2006; Schowalter, 2011). Una mayor agregación de organismos en ambientes estructuralmente complejos se ha documentado en comunidades de peces asociados a arrecifes de coral (Roberts y Ormond, 1987), macroinvertebrados marinos (Attrill *et al.*, 2000) y artrópodos depredadores (ver la siguiente sección) entre otros.

Por otra parte, la riqueza de especies aumenta al incrementarse la heterogeneidad espacial, particularmente si se incrementa la complejidad estructural de las plantas hospederas, ya sea por manipulaciones experimentales o por contrastes entre comunidades naturales (Begon *et al.*, 2006), este patrón se ha observado en comunidades de aves y mariposas (Atauri y de Lucio, 2001), de peces lacustres (Tonn y Magnuson, 1982), de artrópodos asociados a árboles (Halaj, *et al.* 2000, Ribas *et al.*, 2003) y en macroinvertebrados marinos (Attrill *et al.*, 2000).

En cuanto a la diversidad, se ha observado una relación positiva con la heterogeneidad del hábitat (que incluye la complejidad estructural y otros términos afines) en comunidades de aves, mamíferos y artrópodos, éste último particularmente en arácnidos y lepidópteros, en ecosistemas como bosques templados, agroecosistemas, praderas y matorrales (Tews *et al.*, 2004). Mientras que en algunos estudios con mamíferos pequeños y lepidópteros se encontró el patrón opuesto (Tews *et al.*, 2004). Tews *et al.* (2004) proponen que lo que promueve un patrón positivo con la diversidad es la existencia de estructuras clave (que pueden ser organismos o no) que proporcionan recursos y/o refugios cruciales para algunas especies o incluso para toda una comunidad, por lo que dichas estructuras son prioritarias para la conservación.

1.3 Cascadas tróficas y complejidad estructural en comunidades de artrópodos

En las comunidades de artrópodos se han estudiado las cascadas tróficas tanto para el estudio de las interacciones planta-insecto como para el control biológico de plagas agrícolas o forestales (Van Driesche y Bellows, 1996; Langelloto y Denno, 2004; Finke y Denno, 2006; Schowalter, 2011). El estudio de las cascadas tróficas en las interacciones planta-insecto se ha centrado en el efecto de los depredadores en la herbivoría. Debido a que los insectos son los principales herbívoros en muchos ecosistemas y tienen efectos sobre la productividad primaria de los mismos, de igual o mayor magnitud que el daño causado por los herbívoros vertebrados (Schowalter, 2011).

En general, en estos estudios se ha observado un aumento de los artrópodos herbívoros o mutualistas al remover a los depredadores insectívoros en diferentes ecosistemas (Schowalter, 2011). Por ejemplo, se estudió una comunidad de artrópodos en un bosque tropical de Costa Rica, en el que los escarabajos *Tarsobaenus letourneaue* (Cleridae) depredan hormigas mutualistas de la planta *Piper cenocladum* (Piperaceae). En ausencia del escarabajo, se observó que la herbivoría en la planta se redujo porque se presentaba una mayor cantidad de hormigas que la defendían de otros herbívoros (Letourneau y Dyer, 1998; Dyer y Letourneau, 1999).

Por otra parte, el conocimiento de las cascadas tróficas así como los factores bióticos y abióticos que pueden afectarlas constituye la base teórica para los distintos métodos de control biológico de plagas (Van Driesche y Bellows, 1996; Langelloto y Denno, 2004; Finke y Denno, 2006). Este último se define como la regulación de la población de una plaga (a densidades menores de lo habitual) utilizando enemigos naturales como son depredadores, parasitoides y patógenos en el caso de los insectos (DeBach y Rosen, 1991; Van Driesche y Bellows, 1996). Por ejemplo, se ha reducido el establecimiento y el crecimiento poblacional de áfidos (*Aphis glycine*) en cultivos de soya utilizando un complejo de depredadores conformado por coccinelidos (Coleoptera), antocóridos (Hemiptera) y larvas depredadoras (Diptera); en sistemas de producción agrícola tanto orgánicos (sin ningún tipo de agroquímico) como convencionales (Costamagna y Landis, 2006).

Como se mencionó anteriormente, la complejidad estructural puede tener un impacto sobre las cascadas tróficas (Carter y Rypstra, 1995; Finke y Denno, 2006).

Así como efectos positivos sobre los atributos de la estructura de las comunidades de artrópodos (Gardner *et al.*, 1995; Siemann, 1998; Young y Gordon, 1998; Halaj *et al.*, 2000, Borges y Brown, 2001; Ribas *et al.*, 2003; Tews *et al.*, 2004). A partir de una síntesis meta-analítica elaborada con 43 estudios de campo, se observó un patrón positivo entre la complejidad estructural y la abundancia de los artrópodos depredadores (arañas tejedoras, arañas furtivas y los coleópteros depredadores, entre otros) (Langelloto y Denno, 2004).

Las causas que se han adjudicado a este patrón son que al aumentar la complejidad estructural se presenta (1) una disminución en la depredación intragremio (*i.e.*, depredación que ocurre entre organismos que explotan los mismos recursos de manera similar y por tanto son competidores; Arim y Marquet, 2004) (2) una mayor abundancia de presas, (3) se incrementa la oferta de recursos alternativos tales como polen y néctar, (4) los depredadores encuentran microclimas más favorables, y (5) debido a una mayor eficiencia de búsqueda y captura de los depredadores sobre las presas favorecida por la complejidad estructural (MacNett y Rypstra, 2000; Langelloto y Denno, 2006; Finke y Denno, 2006).

1.4 Complejidad estructural del hábitat de las arañas y su efecto en las cascadas tróficas

Las arañas representan un grupo muy importante de depredadores, tanto por su abundancia como por su amplia distribución en casi todos los ecosistemas terrestres (Wise, 1993). En varios estudios de laboratorio y campo se ha observado la capacidad de las arañas de controlar poblaciones de herbívoros, y como consecuencia de esto, el decremento del daño a las plantas consumidas por los

herbívoros (Symondson, 2002). En México se ha estudiado su influencia sobre las poblaciones de presas en zonas cafetaleras de Chiapas (Ibarra y López, 1993) y en huertos de cítricos en Nuevo León (Rodríguez y Contreras, 1983) obteniendo una reducción en las poblaciones de insectos plaga.

Tanto para arañas cazadoras furtivas como para tejedoras se ha observado que la complejidad estructural favorece su agregación y su influencia sobre los niveles tróficos inferiores en forma de cascada trófica). Finke y Denno (2006) registraron que en ambientes estructuralmente complejos en cuanto a la cantidad de detrito en un humedal, se presentó una menor depredación intragremio entre *Pardosa littoralis* (Lycosidae, cazadora errante), *Grammonota trivittata* (Linyphiidae, tejedor en manta “sheet web spiders”) y *Tytthus vagus* (Hemiptera: Miridae). Debido a esto se favoreció una mayor depredación de los hemiópteros de la familia Delphasidae y una mayor biomasa en nivel trófico inferior (*Spartina alterniflora*, Poaceae) en el que se presentó una mayor biomasa respecto a sitios con menor complejidad estructural.

Por otra parte, en un estudio en el que se evaluó la depredación por parte de arañas de la familia Theridiidae *Achearenea trepidatorium* (tejedoras irregulares) sobre los herbívoros en cultivos de soya (complejo de insectos), se observó que al incrementar la complejidad estructural del hábitat de las arañas (mediante la introducción de cajas de madera), las densidades de las arañas aumentaron, mientras que las densidades de los herbívoros disminuyeron. Asimismo, se presentó un daño foliar reducido en el cultivo (Carter y Rypstra, 1995). En particular para las arañas tejedoras, se ha registrado que una mayor complejidad estructural favorece su establecimiento, ya que estas condiciones les proveen un mayor número de puntos

de anclaje para sus redes y por lo tanto una mayor eficiencia de captura de presas (Langelloto y Denno, 2004; MacNett y Rypstra, 2000).

1.5 Justificación

A pesar de que existe evidencia sobre el efecto de la complejidad estructural sobre los artrópodos depredadores, actualmente existen pocas evidencias sobre el efecto de la complejidad estructural en comunidades de artrópodos bajo un enfoque de cascadas tróficas; es decir considerando el efecto que ésta tiene sobre los depredadores, las poblaciones de presas y sus plantas hospederas (Langelloto y Denno, 2004). En esta revisión no se encontraron estudios que conjuntaran el efecto de la complejidad en las cascadas tróficas y también su efecto sobre la estructura de la comunidad de artrópodos.

En la Reserva del Pedregal de San Ángel existen parches cubiertos por el pasto kikuyo (*Pennisetum clandestinum*, Poaceae) que presentan una baja complejidad estructural. En este sistema es muy abundante el chapulín *Sphenarium purpurascens* (Prygomorphidae), ya que tiene una preferencia de oviposición y forrajeo en este pasto (Castellanos-Vargas, 2001) por ser un recurso altamente nutritivo (Fulkerson *et al.*, 1998). Igualmente, se presentan altas densidades de la araña *Neoscona oaxacensis* (Araneidae), debido a la alta cantidad y variedad de sus presas; entre ellas el chapulín *S. purpurascens* (Martinez-Jasso, 2002). De igual manera se han observado otras arañas tejedoras orbiculares como *Argiope trifasciata*, (Araneidae) y *Leucauge sp* (Tetragnathidae) consumiendo fitófagos en estos pastizales (obs. pers.)

Un estudio del efecto de la complejidad estructural sobre la influencia de estas tres arañas en los niveles tróficos inferiores (insectos fitófagos y el pasto) así como sobre los atributos de estructura de la comunidad de artrópodos; puede contribuir al conocimiento de las interacciones multitróficas en comunidades de artrópodos asociadas a plantas y por consiguiente, al marco teórico para el control biológico de plagas agrícolas.

II.OBJETIVOS E HIPÓTESIS

2.1 Objetivo General

Evaluar el efecto de la complejidad estructural en la influencia de las arañas tejedoras orbiculares sobre los niveles tróficos inferiores (el pasto *P. clandestinum* y la comunidad de artrópodos asociada) en los pastizales inducidos de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

Objetivos particulares:

1. Evaluar el efecto de la complejidad estructural en cuatro tratamientos (un tratamiento sin estructuras y tres tratamientos que incrementan la complejidad estructural) sobre la presencia, biomasa, depredación (presas consumidas) y el tamaño de las redes de las arañas tejedoras orbiculares.
2. Determinar el establecimiento preferencial de las arañas tejedoras orbiculares en los tres tratamientos de incremento de la complejidad estructural.
3. Determinar el efecto de la complejidad estructural del hábitat sobre la estructura de la comunidad de artrópodos (riqueza, abundancia, diversidad y biomasa) asociada a *P. clandestinum*, así como sobre la biomasa y daño foliar de este pasto.

2.2 Hipótesis

La complejidad estructural fomenta la agregación de arañas (Langelloto y Denno, 2004) por lo que se presentará una mayor abundancia y biomasa de éstas en el tratamiento más complejo, por lo tanto, se registrará un mayor número de presas consumidas por las arañas.

Con base en lo antes mencionado, una mayor complejidad estructural reducirá la presión de los herbívoros sobre las plantas, lo que resultará en una mayor biomasa y un menor daño foliar en el mismo (Carter y Rypstra, 2005).

Por último, las comunidades de artrópodos responden positivamente al incremento de la de complejidad estructural debido a un mayor número de microhábitats disponibles (Begon *et al.*, 2006), por lo que se presentará una mayor riqueza, abundancia y diversidad en los tratamientos que incrementen la complejidad estructural.

III. SITIO Y SISTEMAS DE ESTUDIO

3.1 Sitio de Estudio

La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA en lo sucesivo) se ubica al suroeste de la Ciudad de México, dentro de los terrenos de Ciudad Universitaria (19° 17' N 99° 11' O) a una altitud entre los 2,200 y 2,277 m, ocupando actualmente una área de 237 ha (REPSA, 2007). Tiene un clima templado subhúmedo con lluvias en verano [Cb (w1) w] con una precipitación media anual de 870.2 mm y una temperatura media anual de 15.5°C (REPSA, 2007). Se presentan dos estaciones muy marcadas, la de lluvias entre mayo y octubre, y la de secas de noviembre a abril (Fig. 1).

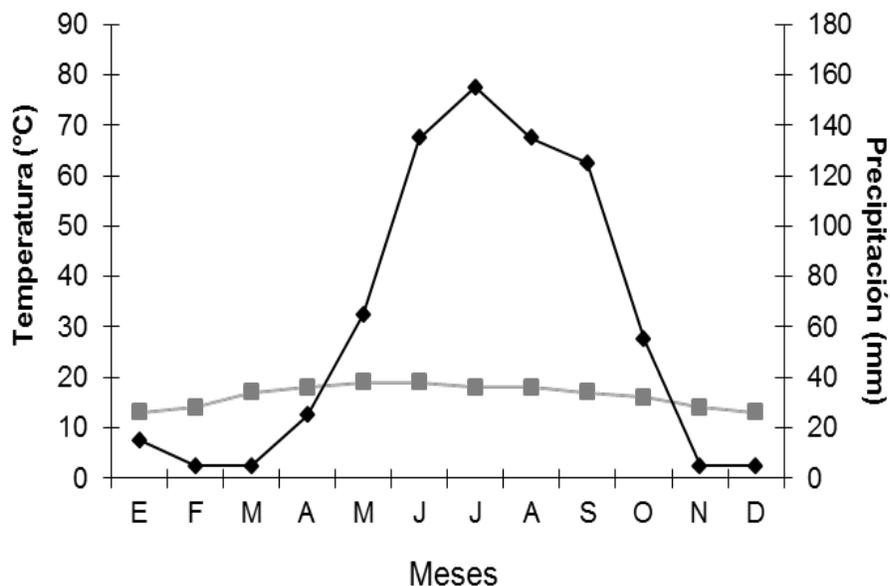


Figura 1. Climograma para Ciudad Universitaria con registros de 1950 a 2000, de la Unidad de Informática para las Ciencias Atmosféricas y Ambientales, del Instituto de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. Las marcas de rombos con la escala a la derecha, muestran la precipitación media mensual; las marcas cuadradas con escala a la izquierda representan la temperatura media mensual.

En la REPSA se presenta una vegetación del tipo matorral xerófilo con una composición que combina elementos florísticos de climas templados y secos (Castillo-Argüero *et al.*, 2004), conocido como matorral de palo loco debido a la presencia de *Senecio (Pittocaulon) praecox* (Rzedowski, 1954). Esta vegetación se formó durante la sucesión secundaria ocurrida después del derrame del volcán Xitle que cubrió un área de 70 km² al suroeste de la Ciudad de México, hace aproximadamente 1,680 años (Siebe, 2000). De acuerdo a estudios florísticos, predominan las plantas herbáceas y arbustos de 3 m de altura (Castillo-Argüero *et al.*, 2004; REPSA, 2007). La altura del dosel, sin considerar los elementos arbóreos exóticos como los eucaliptos, no supera los 8 m (Segura-Burciaga, 2009).

3.2 Sistemas de Estudio

3.2.1 Pennisetum clandestinum Hochst. ex Chiov. (1903) (Poaceae), llamado popularmente pasto kikuyo; es una planta perenne, rastrera y cespitosa. El tallo es de corto crecimiento, marcadamente rastrero, con entrenudos cilíndricos (Rzedowski y Rzedowski, 2001). Las hojas son verdes, aplanadas o conduplicadas (dobladas a lo largo de su nervio medio), con el ápice obtuso de 10 a 150 mm de longitud y de 1 a 5 mm de ancho (GrassBase, 2008). La raíz presenta rizomas fuertes y estolones bien desarrollados. Las inflorescencias son discretas, escondidas entre las vainas. Sólo se pueden ver los estambres por fuera cuando florece (Fig. 2) (Rzedowski y Rzedowski, 2001).

Es un pasto exótico proveniente de África, que fue introducido y propagado como planta forrajera y por la facilidad con la que puede establecer cubiertas

vegetales; se ha extendido ampliamente en los últimos 30 años, formando prácticamente todos los céspedes en las regiones templadas, subtropicales húmedas y subhúmedas de México, y también dominando los pastizales perturbados en los alrededores de las poblaciones grandes y pequeñas (Perdomo-Roldán y Mondragón-Pichardo, 2004). Es considerada como una especie invasora por la CONABIO (2011). En la REPSA, *P. clandestinum* se encuentra en las zonas perturbadas, formando manchones extensos (obs. pers.).



Figura 2. Morfología externa y estructuras reproductivas de *Pennisetum clandestinum* (pasto kikuyo). Tomado de Perdomo-Roldán y Mondragón Pichardo, 2004.

3.2.2 Comunidad de artrópodos asociada a *P. clandestinum*

En los pastizales de *P. clandestinum* se han registrado la presencia de cicadélidos (Heimptera), *Apis mellifera* (Hymenoptera), diversos dípteros (Martínez-Jasso, 2002) y ortópteros como el chapulín *Sphenarium purpurascens* Charpentier, 1842 (Orthoptera: Pyrgomorphidae) (Fig. 3). *S. purpurascens* es importante en la REPSA debido a que su tamaño poblacional puede representar el 95% de la biomasa total seca de artrópodos epífitos (Ríos-Casanova, 1993; Ríos-Casanova y Cano-Santana, 1994). Durante la época de lluvias constituye un abundante recurso alimentario para mamíferos, así como para aves, lagartijas y algunas especies de arañas como son: *Neoscona oaxacensis* (Martínez-Jasso, 2002), *Peucetia viridans* (Castellanos-Vargas y Cano-Santana, 2009) y *Argiope trifasciata* (obs. pers.).



Figura 3. Morfología externa de *Sphenarium purpurascens*.

2.2.3 Género *Leucauge* White 1841 (Araneae: Tetragnathidae). El género está compuesto por 170 especies de arañas de distribución cosmopolita excepto Europa Occidental. Son arañas pequeñas (de 3.2 a 10.3 mm de longitud del cuerpo) que tejen redes orbiculares horizontales en una gran variedad de hábitats. El género se

caracteriza por presentar dos líneas paralelas de tricobotrios (sedas parecidas a pelo) en la superficie del femoral IV, paredes de la espermateca translúcidas y poco esclerosadas; ductos de fertilización enrollados alrededor de los ductos copulatorios y émbolos flageliformes con una base elongada (Alvarez-Padilla y Hormiga 2011).

En la REPSA se han observado individuos de este género tanto en zonas núcleo de la reserva como en pastizales antropogénicos consumiendo cicadellidos y otros insectos pequeños (obs. pers) (Fig. 4). Su identificación a especie no ha sido posible debido a que no se han encontrado machos y se requieren ambos sexos para una determinación precisa.



Figura 4. Morfología externa de *Leucauge* sp. Fotografía de Viridiana Lizardo Briseño.

2.2.4 *Neoscona oaxacensis* Keyserling (1864) (Araneae: Araneidae) (Fig.5) es un arácnido tejedor de telas orbiculares que presenta un caparazón amarillo con tres franjas longitudinales de color pardo canela, el esternón de color negro con una línea longitudinal amarilla. El opistosoma es alargado y oval, presentando en el área cardiaca del dorso un color amarillo con algunas líneas negras en disposición longitudinal y transversal (Ibarra-Nuñez, 1979).

En México, *N. oaxacensis* se distribuye en 25 estados (Ibarra-Nuñez, 1979). En la REPSA presenta una de las más altas densidades de artrópodos epífitos durante la época de lluvias, alcanzando 3 individuos por m² (Ibarra-Nuñez, 1979), presenta generaciones discretas con un ciclo de vida completo de junio a noviembre. A finales de junio se registran las primeras ninfas y los adultos pueden encontrarse de agosto a noviembre. Se alimenta principalmente de *S. purpuracens*, cicadélidos y *Apis mellifera*. Las hembras presentan un tamaño corporal mayor al de los machos y hacen redes más grandes y elevadas (Martínez-Jasso, 2002).



Figura 5. Morfología externa de *Neoscona oaxacensis*.

2.2.5 *Argiope trifasciata* Forskål, (1775) (Araneae: Araneidae) (Fig.6), es una araña muy común en jardines y pastizales de Norteamérica (Levi, 1968) su tamaño corporal (sin las patas) varía entre los 4 y 5.5 mm para los machos y de 15 a 25 mm para las hembras (Fig. 5). Los machos presentan la parte dorsal del prosoma de color amarillento con sedas plateadas. El esternón es amarillento con un punto blanco, opuesto a la pigmentación oscura que rodea cada coxa. Las patas son amarillas sin

marcas. El dorso del abdomen es blanco y el vientre presenta pigmentación y dos líneas blancas bordeadas por líneas negras más estrechas (Levi, 1968). Las hembras presentan el dorso del prosoma con coloración oscura con escamas blancas, el esternón negro muestra una línea longitudinal blanca y dos puntos blancos a cada lado. Las patas son amarillas con bandas negras, el abdomen es blanco con bandas transversas oscuras y el vientre es negro con dos líneas blancas paralelas que delimitan un área pigmentada con cuatro pares de puntos blancos. Construyen telas orbiculares y presentan generaciones anuales con los adultos activos de junio a diciembre; al final de este periodo colocan ovisacos con más de 100 huevos que eclosionan en primavera (Levi, 1968). En la REPSA se encuentra en pastizales de *P. clandestinum* alimentándose de fitófagos asociados al pasto como los cicadélidos y *S. purpurascens* (obs. pers).



Figura 6. Morfología externa de *Argiope trifasciata*.

IV. MÉTODOS

4.1 Métodos de campo

Con el fin de familiarizarse con la comunidad de arañas presentes en los pastizales de *P. clandestinum* y elegir a las especies que fueron introducidas en el experimento, se realizó un muestreo prospectivo en septiembre y octubre de 2010 en los seis parches de pasto de mayor extensión en la zona núcleo poniente de la REPSA. Los individuos fueron capturados mediante una red de golpeo en cinco ciclos de 2 minutos y posteriormente fueron identificados con la ayuda del Biól. Rafael Gabiño del Laboratorio de Acarología de la Facultad de Ciencias, UNAM y el M. en C. Alejandro Valdéz Mondragón (Colección Nacional de Arácnidos, Instituto de Biología, UNAM). Para la identificación se usó la guía de Ubick *et al.*, (2005) y se corroboró la validez del nombre del género y el autor en el World Spider Catalog (Platnick, 2009). Los hábitos de caza fueron obtenidos a partir de Hoffman (1993).

El estudio se llevó a cabo en cuatro sitios con pastizales de *P. clandestinum* ubicados en la zona núcleo poniente de la REPSA (Fig. 7) del 29 de agosto al 10 de noviembre de 2011, con la intención de coincidir con los estadios adultos de las arañas y el pasto en un aparente pico de crecimiento. Los sitios no presentaban pendiente en el terreno, ni estrato arbóreo, ni riego.



Figura 7. Ubicación de los sitios de estudio en la zona Poniente (Jardín Botánico) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tomado de Google Earth, 2012.

Las parcelas se montaron del 25 al 28 de agosto del 2011, al inicio se extrajeron todas las plantas que no fueran *P. clandestinum* y se les mantuvo de esta forma durante todo el estudio. En los cuatro sitios se montó una parcela de 3 x 3 m, de cada uno de los cuatro tratamientos que a continuación se describen: un tratamiento sin estructuras de incremento de la complejidad estructural (Fig. 8 A); y tres tratamientos de incremento: el primero consistió en 10 varas rectas y secas de 1m de *Dodonaea viscosa*, planta nativa de la REPSA (Fig. 8 B); el segundo consistió en cajas de madera (“huacales”) (Figura 8 C) según lo propuesto en el estudio realizado por Carter y Rypstra (1995), con el fin de probar este método de incremento de la complejidad estructural en otro sistema, y con otras arañas; esperando la posible agregación de otros tipos de tejedoras o arañas furtivas; mientras que el tercero consistió de 5 varas ramificadas y secas de *Dodonaea viscosa*, de 1 m de altura (Figura 8 D) .



Figura 8. Tratamientos de complejidad estructural: A) sin estructuras; B) varas secas de *Dodonaea viscosa*; C) cajas de madera; D) ramas secas de *Dodonaea viscosa*. Fotografías de Olivia Tabares Mendoza

Todos los elementos de estos tres tratamientos fueron colocados en las parcelas de manera aleatoria utilizando un sistema de coordenadas. En cada parcela se mantuvo una altura de *P. clandestium* de 90 cm durante todo el experimento con el fin de

controlar la cantidad de recursos disponibles para los insectos fitófagos y que esta variable no determinara su preferencia por alguna parcela.

Se consideró a los cuatro sitios como bloques experimentales, al tener todas las parcelas en el sitio condiciones similares de temperatura, humedad y suelo entre otros factores.

Al inicio del experimento se introdujeron en cada una de las parcelas tres arañas adultas de la especie *Leucauge sp.*; y un mes después se introdujeron dos individuos de *Argiope trifasciata* y un individuo de *Neoscona oaxacensis*. Se permitió la migración de organismos en todas las parcelas. Los individuos introducidos fueron extraídos de otros pastizales de la REPSA o de zonas conservadas donde también habitan. Se procuró la misma proporción de hembras y machos en cada parcela, en caso de encontrar ambos sexos (en el caso de *Leucauge sp.* solo se encontraron hembras). El tiempo diferencial de introducción de los organismos a las parcelas se debió a la facilidad para encontrar a los organismos en el campo.

Se llevó a cabo un monitoreo dos veces por semana en cada una de las parcelas, del 6 de septiembre al 18 de octubre de 2011. Se registró a todas las arañas tejedoras orbiculares presentes en la parcelas (referidas en lo sucesivo como arañas por parcela), y se hizo la distinción en el registro de las arañas que estuvieran anclando su red a las estructuras incorporadas por lo menos en un punto (referidas en lo sucesivo como arañas establecidas en las estructuras incorporadas), con el fin de obtener resultados en dos escalas espaciales: por parcela y sobre las estructuras incorporadas.

En cada visita se obtuvo el número de arañas tejedoras orbiculares por parcela y establecidas; el área de las redes de arañas por parcela y establecidas con la fórmula:

Donde d_1 representa al diámetro mayor de la red y d_2 al diámetro perpendicular a este. Así como el número de presas consumidas por arañas en la parcela; se consideraron presas a aquellos organismos que fueron consumidos y de

$$A = \pi \left(\frac{d_1 + d_2}{4} \right)^2$$

los cuales quedó el exoesqueleto, o que estaban siendo consumidos al momento del monitoreo.

Al terminar el monitoreo (del 24 de octubre de 2011 al 28 de octubre de 2011), se extrajeron de las parcelas a todos los artrópodos epífitos mediante redes de golpeo de vegetación, realizando redeos continuos en ciclos de 1:30 minutos hasta que en la red solo se presentaron 10 individuos o menos. Los artrópodos extraídos se separaron por morfoespecie y se identificaron al nivel taxonómico más fino posible. Se evaluaron la riqueza, la abundancia y posteriormente la diversidad de la comunidad de artrópodos de cada parcela. La diversidad fue cuantificada a través del índice de Shannon-Wiener con logaritmo base 10 (Magurran, 1988; Begon *et al.*, 2006) También se obtuvo la biomasa (peso seco) de todos los organismos secándolos en un cuarto a 38°C (en el Laboratorio de Ambientes Controlados de la Facultad de Ciencias) hasta obtener su peso constante.

La biomasa (peso seco) del pasto fue determinada a partir de las extracciones totales de las partes aéreas de las parcelas, que se llevaron a cabo del 3 al 12 de

noviembre de 2011. El pasto fue secado hasta alcanzar un peso constante en un cuarto de secado a 38°C (también en el Laboratorio de Ambientes Controlados de la Facultad de Ciencias).

El daño foliar se evaluó tomando 10 hojas al azar de *P. clandestinum* en cada parcela en tres fechas (29 de agosto, 4 de octubre y 24 de octubre); mediante el método de análisis digital propuesto por Sandrini-Neto *et al.* (2007). Esta técnica consiste en digitalizar las hojas con un escáner de mesa en formato JPG a 200 pixeles por pulgada de resolución, y utilizar el software Adobe Photoshop CS3 para trabajar las imágenes, como se describe a continuación. Primero se eliminaron las sombras de la imagen y luego se reconstruyó el margen de las hojas de ser necesario. Posteriormente la imagen se modificó a una escala de grises con el 100% de contraste y 0% de brillo, de tal forma que se pudo medir el área consumida o dañada mediante la suma de los pixeles de las áreas faltantes y también el cálculo del área total de la hoja. Por último el daño foliar se expresó como una proporción del área dañada respecto al área total.

3.4 Análisis de Datos

Con la finalidad de determinar el efecto de los tratamientos de complejidad estructural sobre (1) la densidad de arañas por parcela, (2) la abundancia de arañas establecidas en las estructuras incorporadas, (3) los avistamientos por especie de las arañas establecidas, (4) el número de presas consumidas por las arañas por parcela, (5) el número de presas consumidas por las arañas establecidas en la estructuras incorporadas; (6) el área de las redes de las arañas por parcela y (7) de las arañas

establecidas en las estructuras incorporadas; así como sobre (8) la riqueza, (9) la abundancia, (10) la biomasa de la comunidad de artrópodos, (11) la biomasa del pasto y (12) el daño foliar en el pasto; se realizaron Análisis de Varianza (ANOVA) para diseños de bloques totalmente aleatorizados (Zar, 2010) debido a la naturaleza del diseño experimental del estudio. Considerando al tratamiento y al bloque (4 tratamientos de complejidad y 4 bloques correspondientes a los sitios) como las variables independientes.

Aquellas variables obtenidas en el monitoreo (de la 1 a la 7 del párrafo anterior) se hicieron promedios por parcela de las once fechas; por tanto, se consideró a cada media como una réplica para los análisis estadísticos.

La densidad, abundancia y la riqueza de especies fueron transformadas previamente a los análisis estadísticos con la fórmula:

$$\chi' = \sqrt{\chi + 0.5}$$

por tratarse de datos discretos (Zar, 2010).

Asimismo el daño foliar en *P. clandestinum* fue transformado con la fórmula:

$$\chi' = \arcsen \sqrt{\chi} = \text{sen}^{-1} \sqrt{\chi}$$

por tratarse de valores que expresan una proporción (Zar, 2010).

En caso de obtener diferencias significativas en los ANOVAs de bloques, se aplicó una prueba de Tukey para ANOVA de bloques (Zar, 2010). Si la prueba de Tukey no permitió diferenciar entre medias, se realizaron pruebas de Fisher LSD para ANOVA de bloques (Ott y Longnecker, 2010).

La Diversidad H' fue evaluada mediante pruebas de t modificada (Magurran 1988, Zar, 2010) comparando la diversidad de todos los tratamientos entre sí.

Para determinar si el número de avistamientos de las especies de arañas tejedoras orbiculares por parcela es dependiente de los tratamientos de complejidad estructural, se hizo una prueba de X^2 con tabla de contingencia (Zar, 2011).

IV. RESULTADOS

4.1 Muestreo prospectivo de la comunidad de arañas

En el muestreo prospectivo (septiembre y octubre de 2010) de la comunidad de arañas asociadas a los pastizales de *P. clandestinum* en la REPSA se registraron 18 géneros (Anexo 1). Debido a su mayor abundancia, los géneros de arañas tejedoras orbiculares *Leucauge*, *Argiope*, *Neoscona* y *Tetragnatha* fueron utilizados para el monitoreo del 2011.

4.2 Monitoreo de la Comunidad de arañas tejedoras orbiculares

4.2.1 Densidad y abundancia de arañas

La complejidad estructural afectó significativamente a la densidad de arañas por parcela y también a la abundancia de arañas que se establecieron en las estructuras incorporadas (Tabla 1). La densidad de las arañas por parcela fue significativamente mayor en el tratamiento de las cajas ($F = 5.93$; g.l. = 3,9 $p = 0.01$), un poco más del doble respecto al tratamiento sin estructuras, y 1.62 veces respecto al tratamiento de varas secas de *D. viscosa*; no se registraron diferencias significativas entre los tratamientos de cajas y ramas (Tabla 1, Figura 9).

Se registró una abundancia significativamente mayor de las arañas establecidas en las estructuras incorporadas en el tratamiento de las ramas ($F = 5.36$; g.l. = 2,6 $p = 0.04$), 11.5 veces respecto al tratamiento de las varas y 7.3 veces respecto al tratamiento de las cajas (Tabla 1, Figura 10).

Tabla 1. Valores promedio (\pm e.e.) de densidad de arañas por parcela y de abundancia de arañas establecidas en las estructuras incorporadas. Entre paréntesis se muestra el rango por tratamiento. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Tratamiento			
	Sin estructuras	Varas	Cajas	Ramas
Densidad de las arañas por parcela (ind/m²)	0.10 ^b \pm 0.01 (0-0.33)	0.08 ^b \pm 0.014 (0-0.33)	0.21 ^a \pm 0.02 (0-0.77)	0.19 ^{ab} \pm 0.2 (0-0.66)
Abundancia de arañas establecidas en las estructuras incorporadas		0.06 ^b \pm 0.03 (0-1)	0.09 ^b \pm 0.05 (0-1)	0.75 ^a \pm 0.13 (0-3)

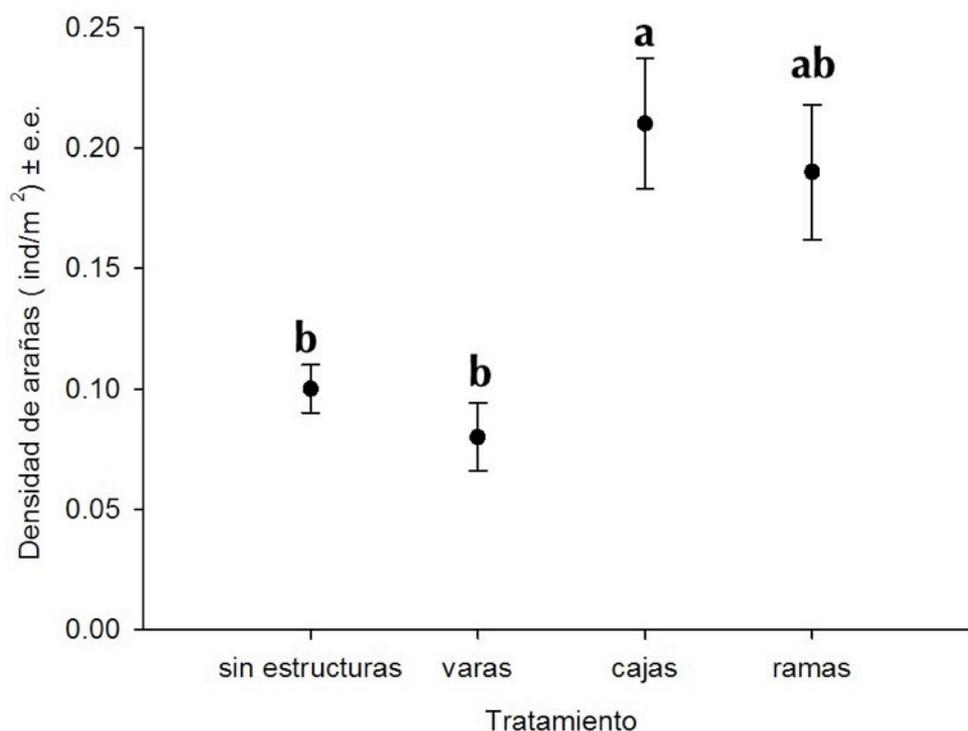


Figura 9. Densidad (\pm e.e.) de las arañas por parcela en cuatro tratamientos de complejidad estructural. Letras distintas denotan diferencias significativas entre tratamientos ($F = 5.93$; g.l. = 3,9 $p = 0.01$).

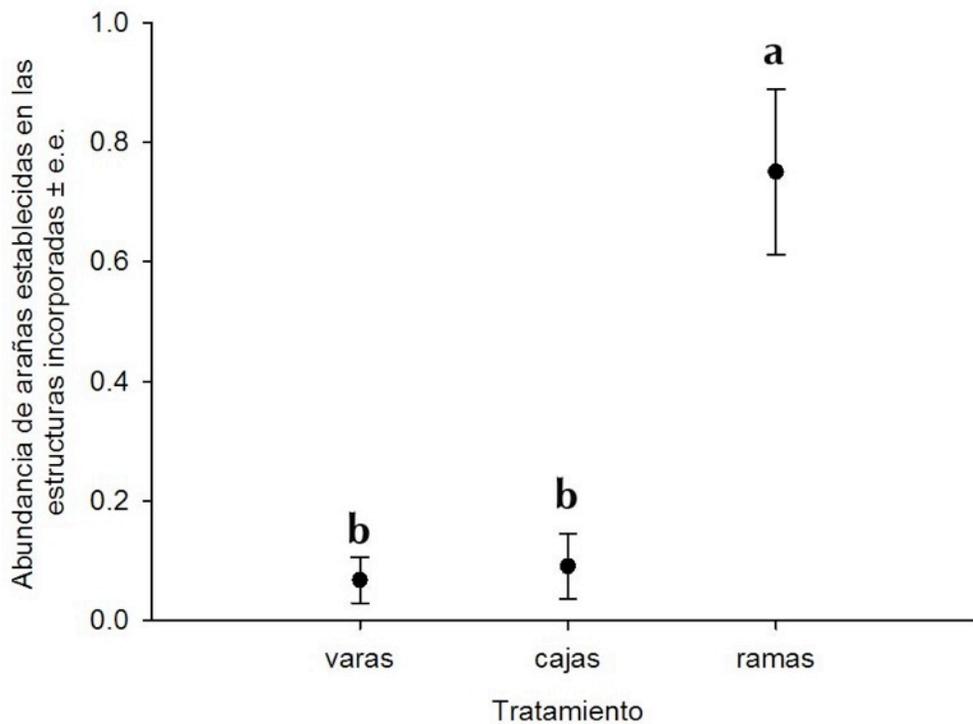


Figura 10. Abundancia (\pm e.e.) de las arañas establecidas en las estructuras incorporadas en tres tratamientos de complejidad estructural. Letras distintas denotan diferencias significativas entre tratamientos ($F = 5.36$; g.l. = 2,6 $p = 0.04$).

A lo largo del monitoreo, de un total de 230 avistamientos, se registró un mayor número de arañas del género *Leucauge* sp. (32.9 %); seguida de *Argiope trifasciata* (31.6%) y en menor número de *Neoscona oaxacensis* (24.7%) y *Tetragnatha orizaba* (10.4%). Sólo se registró un individuo de *Neoscona crucifera* (0.4%).

La prueba de χ^2 mostró que el número de avistamientos para cada especie de araña por parcela no depende de los tratamientos de complejidad estructural ($\chi^2 = 20.52$; g.l. = 12; $p = 0.057$; $N = 229$) (Fig. 11).

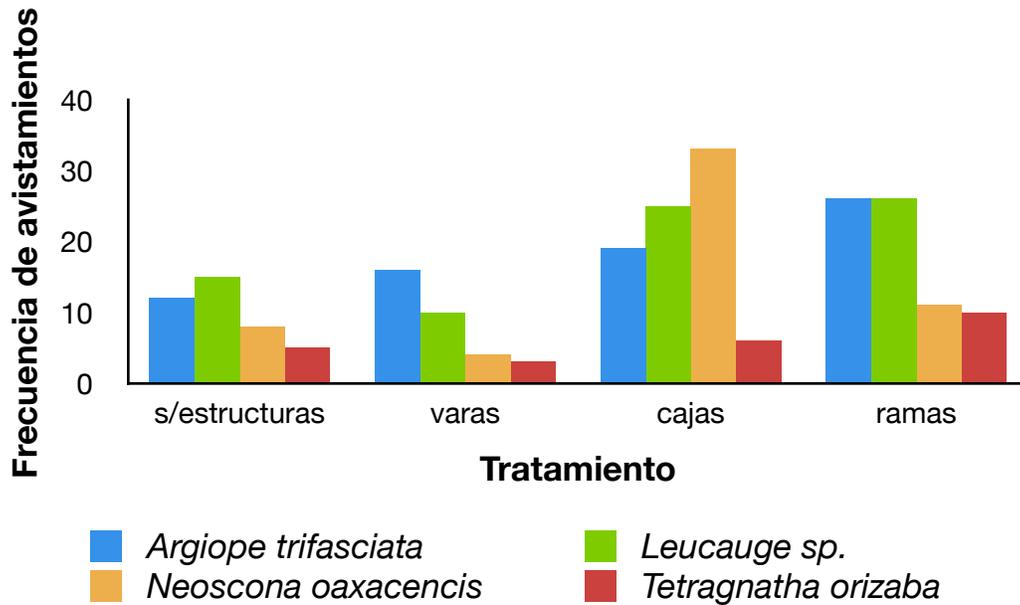


Figura 11. Frecuencias de avistamientos de las especies de arañas tejedoras orbiculares por tratamiento, considerando a todas las arañas en la parcela (N=229).

Asimismo, el número de avistamientos para cada especie de arañas establecidas en las estructuras incorporadas (*i.e.*, que anclaron sus redes a las estructuras) no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 2).

Tabla 2. Valores promedio (\pm e.e.) y resultados del ANOVA de bloques para la abundancia de cada especie de arañas por tratamiento, considerando a las arañas establecidas en los tratamientos de incremento de la complejidad estructural. Entre paréntesis se indican los intervalos de valores. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Especie	Tratamiento			F	g.l.	p
	Varas	Cajas	Ramas			
<i>Argiope trifasciata</i>	0.02 \pm 0.02 ^a (0-1)	0.02 \pm 0.02 ^a (0-1)	0.09 \pm 0.04 ^a (0-1)	0.45	2, 6	0.65
<i>Neoscona oxacencis</i>	0 \pm 0 ^a (0)	0 \pm 0 ^a (0)	0.15 \pm 0.05 ^a (0-1)	2.88	2, 6	0.13
<i>Leucauge sp.</i>	0.02 \pm 0.02 ^a (0-1)	0.02 \pm 0.02 ^a (0-1)	0.38 \pm 0.12 ^a (0-3)	1.67	2, 6	0.26
<i>Tetragnatha orizaba</i>	0 \pm 0 ^a (0)	0.02 \pm 0.02 ^a (0-1)	0.04 \pm 0.02 ^a	1.00	2, 6	0.42

4.2.2 Área de las redes

La complejidad estructural tuvo un efecto marginalmente significativo sobre el área de las redes construidas por las arañas de la parcela ($F = 3.39$; g.l. = 3,9; $p = 0.07$) (Tabla 3). Mientras que el área de las redes construidas por las arañas establecidas en las estructuras incorporadas fue afectada significativamente por la complejidad estructural ($F = 10.4$; g.l. = 2,6; $p=0.01$), siendo mayor en el tratamiento de las ramas de *D. viscosa*, casi 35 veces respecto a los tratamientos de ramas y cajas (Tabla 3, Figura 12).

Tabla 3. Valores promedio (\pm e.e.) del área de las redes construidas por las arañas por parcela y las arañas establecidas en los tratamientos. Entre paréntesis se muestra el rango por tratamiento. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Tratamiento				<i>F</i>	g.l.	<i>p</i>
	Sin estructuras	Varas	Cajas	Ramas			
Área de las redes de las arañas por parcela (cm²)	160.24 \pm 28.21 ^a (0-624.58)	123.8 \pm 26.53 ^a (0-590.81)	361.66 \pm 64.92 ^a (0-2214.4)	430.24 \pm 73.73 ^a (0-1409.39)	3.29	3, 9	0.07
Área de las redes de las arañas establecidas en las estructuras incorporadas (cm²)		7.57 \pm 5.3 ^b (0-180.26)	7.39 \pm 6.3 ^b (0-251.72)	268.12 \pm 56.86 ^a (0-1409.39)	10.40	2, 6	0.01

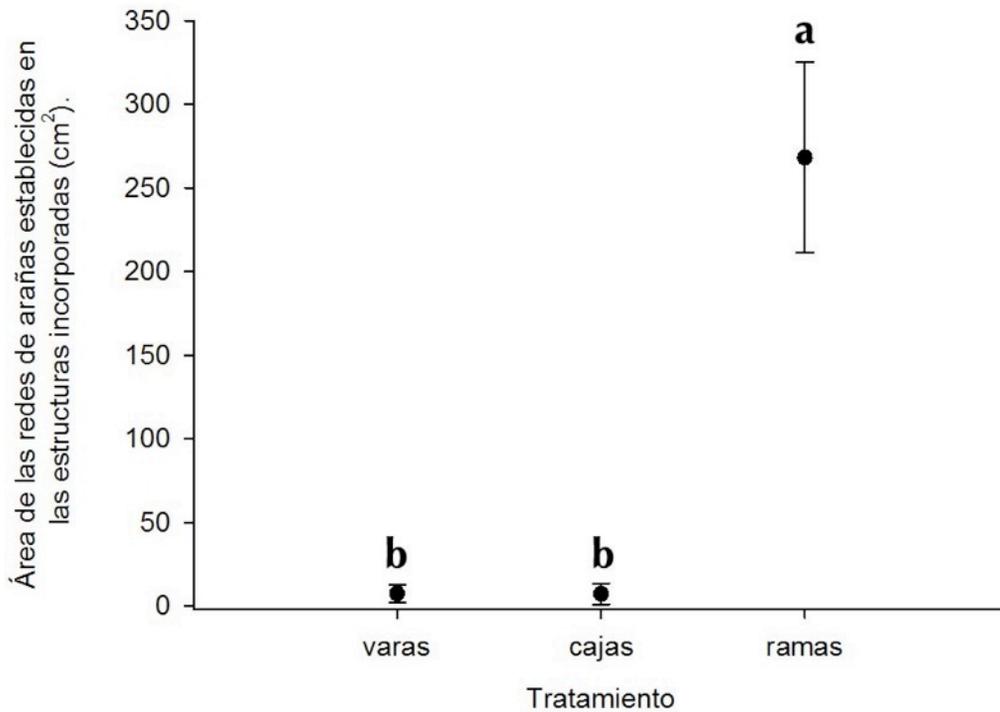


Figura 12. Área (\pm e.e.) de las redes construidas por las arañas establecidas en las estructuras incorporadas, en tres tratamientos de complejidad estructural ($F = 10.4$; g.l. = 2,6; $p = 0.01$). Las letras distintas denotan diferencias significativas entre tratamientos.

4.2.3 Número de presas consumidas por las arañas

El número de presas de las arañas por parcela fue afectado significativamente por la complejidad estructural ($F = 4.14$; g.l. = 3,9; $p = 0.04$); se registró un consumo 3.54 veces mayor en el tratamiento de las ramas de *D. viscosa* respecto al tratamiento sin estructuras, 2.33 veces mayor respecto al tratamiento de las ramas y no se registraron diferencias significativas respecto al tratamiento de cajas (Tabla 4, Fig. 13). El efecto del tratamiento de la complejidad estructural sobre el número de presas por parte de

las arañas establecidas en las estructuras incorporadas fue marginalmente significativo ($F = 4.53$; g.l. = 2,6; $p = 0.06$) (Tabla 4).

Tabla 4. Valores promedio (\pm e.e.) del número de presas de las arañas por parcela y las arañas establecidas en las estructuras incorporadas en los tratamientos de complejidad estructural. Entre paréntesis se muestra el intervalo por tratamiento. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Tratamiento			
	Sin estructuras	Varas	Cajas	Ramas
No. de presas de las arañas por parcela (ind/m²)	0.050 \pm 0.01 ^b (0-0.33)	0.07 \pm 0.02 ^b (0-0.66)	0.17 \pm 0.03 ^{ab} (0-1)	0.25.27 \pm 0.05 ^a (0-1.1)
No. de presas de las arañas establecidas en las estructuras incorporadas		0.11 \pm 0.09 ^a (0-4)	0.04 \pm 0.03 ^a (0-1)	1.34 \pm 0.33 ^a (0-9)

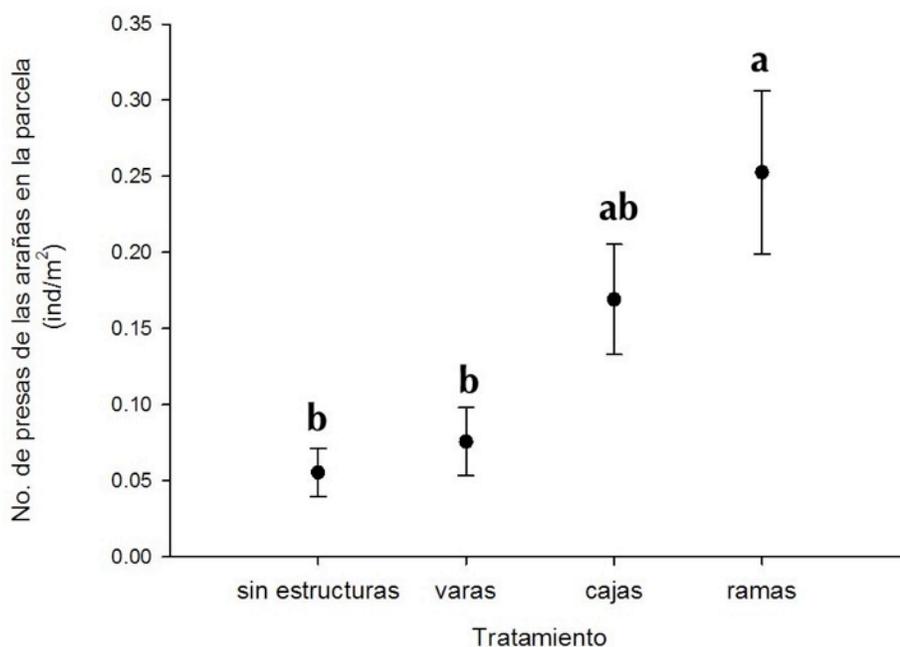


Figura 13. Número de presas (\pm e.e.) de las arañas por parcela en cuatro tratamientos de complejidad estructural. Las letras distintas denotan diferencias significativas entre tratamientos ($F = 4.14$; g.l. = 3,9; $p = 0.04$)

4.3 Comunidad de Artrópodos asociada a *Pennisetum clandestinum*

Se registró un total de 6,620 artrópodos asociados a *Pennisetum clandestinum*, los cuales pertenecen a nueve órdenes taxonómicos: Araneae, Coleoptera, Diptera, Hemiptera (incluye Homoptera), Hymenoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Orthoptera y Psocoptera. De estos organismos, se identificaron 66 morfoespecies (véase Anexo 2 para un listado detallado); siendo el cicadélido *Chlorogonalia losoplanensis* (Hemiptera) el más abundante con el 81% de aportación proporcional (Figuras 14 y 15), seguido de ninfas de Cicadellidae (Hemiptera) que representaron el 11%; el resto de morfoespecies representaron menos de 5% de la aportación proporcional (Figura 14).

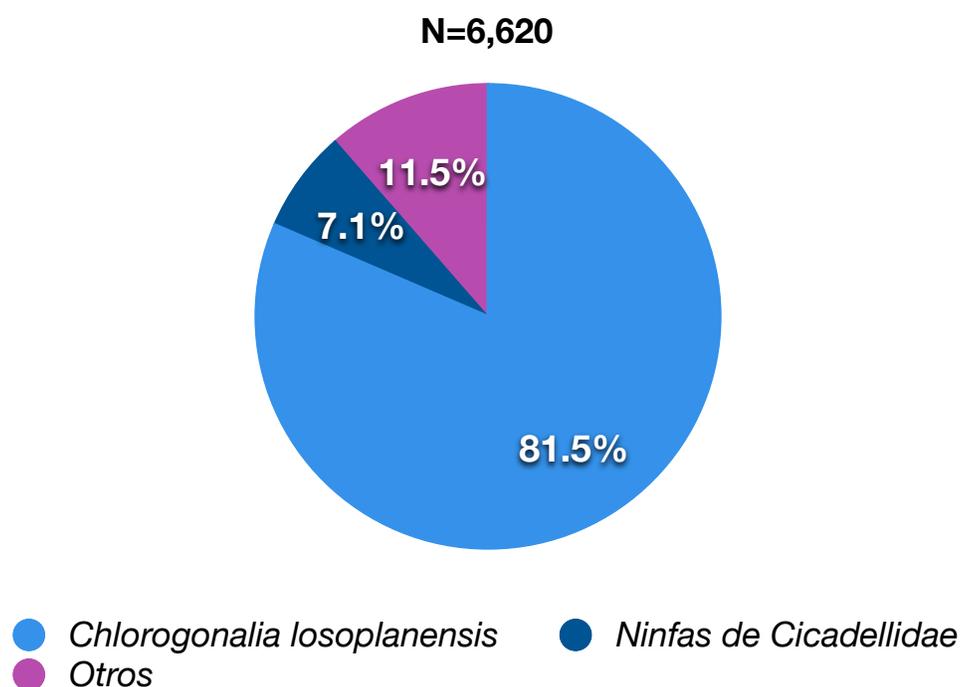


Figura 14. Aportación proporcional de las morfoespecies de artrópodos asociadas a *Pennisetum clandestinum*. Las morfoespecies con menos del 5% de aportación proporcional se agruparon en la categoría otros. $N = 6,620$.



Figura 15. Morfología externa de *Chlorogonalia losoplanensis*. Fotografía de Olivia Tabares-Mendoza.

El ANOVA de bloques mostró que no existen diferencias significativas entre los tratamientos de complejidad estructural para la Riqueza y Abundancia de artrópodos (Tabla 5).

Tabla 5. Valores promedio y resultados del ANOVA de bloques para la riqueza y abundancia de los artrópodos asociados a *Pennisetum clandestinum*, bajo cuatro tratamientos de complejidad estructural. Entre paréntesis se muestra el rango por tratamiento. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Tratamiento				F	g.l.	p
	Sin estructuras	Varas	Cajas	Ramas			
Riqueza de artrópodos	12.75 ± 2.21 ^a (8-17)	15 ± 3.75 ^a (8-23)	13.75 ± 1.88 ^a (11-19)	18.5 ± 1.19 ^a (18-22)	1.23	3, 9	0.35
Abundancia de artrópodos	298.25 ± 97.45 ^a (165-588)	342.5 ± 149.7 ^a (81-715)	442.5 ± 206.67 ^a (84-857)	571.75 ± 171.4 ^a (140-979)	1.05	3, 9	0.41

En cuanto a la diversidad obtenida con el índice de Shannon-Wiener (H') (Tabla 5), las pruebas de t modificada mostraron que los tratamientos de varas ($H' = 0.52$) y ramas ($H' = 0.51$) fueron significativamente mayores que los tratamientos de las cajas ($H' = 0.32$) y sin estructuras ($H' = 0.28$) (Tabla 6).

Tabla 6. Pruebas de t modificada para comparar la Diversidad (H') de los diferentes tratamientos de complejidad estructural. Entre paréntesis se indica el valor de diversidad de Shannon-Wiener.

Comparación	t	g.l.	p
Varas (0.52) vs. Ramas (0.51)	0.06	>1000	0.47
Varas (0.52) vs. Cajas (0.32)	8.36	>1000	< 0.001
Varas (0.52) vs. Sin estructuras (0.28)	9.05	>1000	< 0.001
Ramas (0.51) vs. Cajas (0.32)	8.09	>1000	< 0.001
Ramas (0.51) vs. Sin estructuras (0.28)	8.80	>1000	< 0.001
Cajas (0.32) vs. Sin estructuras (0.28)	1.50	>1000	0.07

No hubo un efecto de la complejidad estructural sobre la biomasa (peso seco) de la comunidad de artrópodos ($F = 1.19$; g.l. = 3,9; $p = 0.36$) y sobre la biomasa de los artrópodos herbívoros ($F = 0.73$; g.l. = 3,9; $p = 0.55$) (Tabla 7). En contraste, se registró un efecto de la complejidad estructural sobre la biomasa de las arañas ($F=4.40$; g.l.= 3,9; $p=0.03$) (Tabla 7), siendo el tratamiento de ramas seis veces mayor que los otros tres tratamientos (Tabla 7, Fig. 16).

Tabla 7. Valores promedio de la biomasa (\pm e.e.) de todos los artrópodos, las arañas y los herbívoros asociados a *Pennisetum clandestinum*; bajo cuatro tratamientos de complejidad estructural. Las letras distintas representan los resultados de la prueba de Fisher LSD de comparación múltiple.

	Tratamiento				F	g.l.	p
	Sin estructuras	Varas	Cajas	Ramas			
Biomasa de artrópodos (g)	1.43 \pm 0.6 ^a (0.14-2.92)	2.18 \pm 0.72 ^a (1.06-4.26)	2.01 \pm 0.86 ^a (0.5-4.16)	2.90 \pm 0.9 ^a (0.9-4.9)	1.19	3, 9	0.36
Biomasa de arañas (g)	0.01 \pm 0.00 ^b (0-0.035)	0.03 \pm 0.01 ^b (0-0.06)	0.02 \pm 0.00 ^b (0-0.04)	0.14 \pm 0.05 ^a (0-0.28)	4.40	3, 9	0.03
Biomasa de herbívoros (g)	1.29 \pm 0.52 ^a (0.10-2.52)	2.02 \pm 0.64 ^a (1.65-3.86)	1.81 \pm 0.78 ^a (0.50-4.01)	2.38 \pm 0.73 ^a (0.92-4.18)	0.73	3, 9	0.55

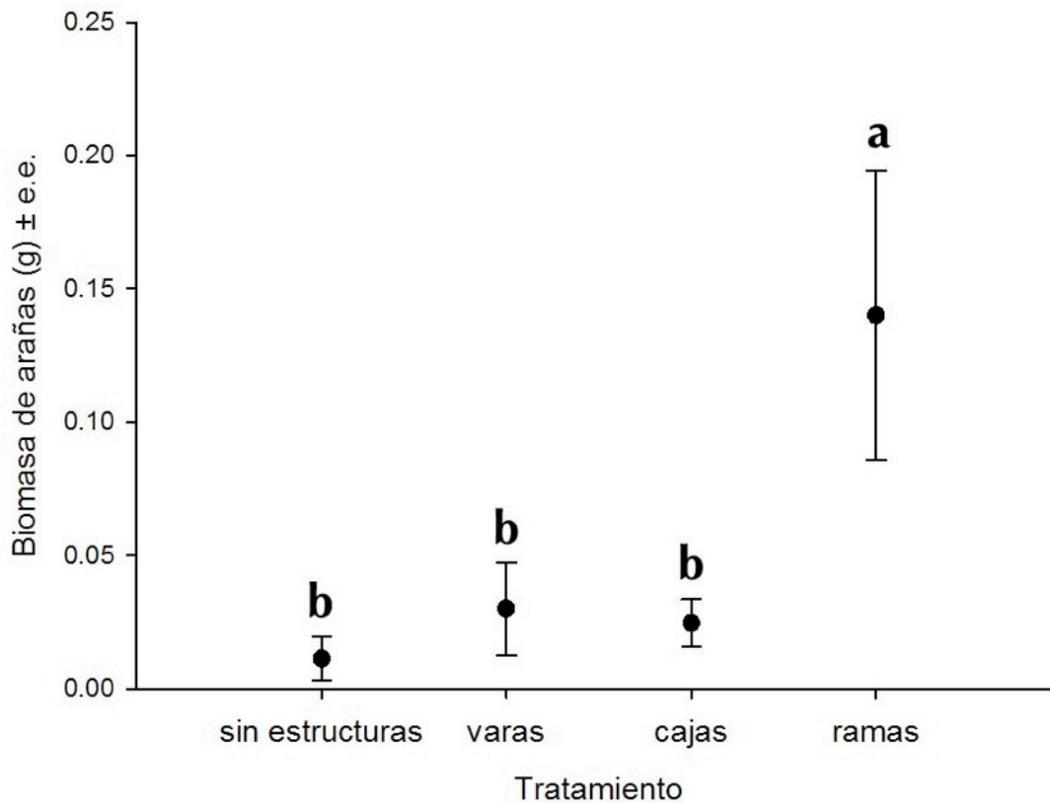


Figura 16. Biomasa promedio de las arañas en cuatro tratamientos de complejidad estructural: Sin estructuras, Varas secas de *Dodonaea viscosa*, Cajas y Ramas de *D. viscosa*.

4.4 Biomasa y daño foliar de *Pennisetum clandestinum* La biomasa promedio por parcela de *Pennisetum clandestinum* fue de 4.6 kg. El análisis de varianza de bloques para la biomasa (peso seco) de *P. clandestinum* mostró que no hubo un efecto de la complejidad estructural ($F = 0.88$; g.l. = 3, 9; $p = 0.48$). Asimismo, no hubo un efecto significativo de la complejidad estructural sobre el daño foliar porcentual registrado en el pasto para las tres colectas efectuadas y para el análisis en el que se consideró a todas las colectas (Tablas 8 y 9).

Tabla 8. Valores promedio del daño foliar porcentual (\pm e.e.) en *Pennisetum clandestinum*. Entre paréntesis se muestra el rango por tratamiento. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

	Tratamiento			
	Sin estructuras	Varas	Cajas	Ramas
Daño foliar en <i>P. clandestinum</i> (% de área foliar dañada) primera colecta	1.36% \pm 0.36 ^a (0-12.87%)	0.95 % \pm 0.34 ^a (0-13.12%)	1.17 % \pm 0.38 ^a (0-13.92%)	0.77% \pm 0.18 ^a (0-4.39%)
Daño foliar en <i>P. clandestinum</i> (% de área foliar dañada) segunda colecta	0.81% \pm 0.16 ^a (0-4.49%)	0.98% \pm 0.26 ^a (0-8.45%)	0.67% \pm 0.12 ^a (0-3.34%)	0.40% \pm 0.09 ^a (0-3.18%)
Daño foliar en <i>P. clandestinum</i> (% de área foliar dañada) tercera colecta	1.03% \pm 0.36 ^a (0-14.5%)	1.13% \pm 0.26 ^a (0-6.9%)	0.57% \pm 0.07 ^a (0-6.9%)	1.90 % \pm 0.38 ^a (0-10.5%)
Daño foliar en <i>P. clandestinum</i> (% de área foliar dañada) todas las colectas	1.06% \pm 0.31 ^a (0-14.5%)	1.02% \pm 0.29 ^a (0-6.91%)	0.80% \pm 0.24 ^a (0-13.92%)	1.12% \pm 0.26 ^a (0-10.5%)

Tabla 9. Resultados del ANOVA de bloques para el daño foliar en *Pennisetum clandestinum* bajo cuatro tratamientos de complejidad estructural en las tres colectas realizadas (29 de agosto, 4 de octubre y 24 de octubre de 2011) y considerando a todas las colectas.

Variable dependiente	Fuente de variación	F	g.l.	p
Daño foliar en <i>P. clandestinum</i> (% de área foliar dañada) primera colecta	complejidad	0.63	3, 9	0.61
Daño foliar en <i>P. clandestinum</i> (% de área foliar dañada) segunda colecta	complejidad	0.72	3, 9	0.54
Daño foliar en <i>P. clandestinum</i> (% de área foliar dañada) tercera colecta	complejidad	0.93	3, 9	0.46
Daño foliar en <i>P. clandestinum</i> (% de área foliar dañada) todas las colectas	complejidad	0.57	3, 9	0.64

V. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En este estudio se encontró que la complejidad estructural afectó a la densidad, abundancia, tamaño de las redes y biomasa de las arañas tejedoras orbiculares (*i.e.*, los consumidores secundarios). Asimismo afectó al número de presas consumidas por ellas (*i.e.*, consumidores primarios) y a la diversidad de la comunidad de artrópodos asociada a *P. clandestinum*. Sin embargo, la complejidad estructural no afectó a la estructura de la comunidad de artrópodos asociada a *Pennisetum clandestinum* en términos de riqueza y abundancia, ni en su biomasa. Tampoco tuvo efecto sobre la biomasa y daño foliar en *P. clandestinum* (productor primario).

5.1 Efecto de la complejidad estructural sobre las arañas tejedoras orbiculares

Tanto las arañas tejedoras orbiculares presentes en toda la parcela como las que utilizaron a las estructuras incorporadas para anclar sus redes fueron afectadas por la complejidad estructural. Los resultados obtenidos para la densidad (Tabla 1, Fig. 10) y abundancia (Tabla 1, Fig. 11) corroboran lo encontrado en numerosos estudios resumidos en el meta-análisis de Langelloto y Denno (2004), en los que se observó una mayor agregación de artrópodos depredadores (entre ellos arañas tejedoras) en los hábitats estructuralmente más complejos, respecto a otros más simples.

Se han sugerido varias causas subyacentes a este patrón, entre ellas una mayor eficiencia en el forrajeo de los artrópodos depredadores (Langelloto y Denno, 2004), que en el caso particular de las arañas tejedoras puede ocurrir debido a que una mayor complejidad estructural provee un mayor número de puntos de anclaje para la construcción de la red (MacNett y Rypstra, 2000). Esto fue evaluado en un

experimento similar a este estudio en el que se utilizó a la araña *Argiope trifasciata* y donde también se incorporaron estructuras con diferente grado de complejidad. Los resultados obtenidos mostraron un mayor establecimiento en las estructuras complejas (con un mayor número de partes) respecto a las estructuras más simples, así como una mayor proporción de radios de la red anclados a estas (MacNett y Rypstra, 2000).

Aunque la proporción de radios de la red anclados a las estructuras no fue cuantificada en este trabajo, probablemente el tratamiento de ramas secas de *D. viscosa* proporcione mayor cantidad de puntos para el anclaje de las redes, lo que podría estar determinando la preferencia de las arañas establecidas en este tratamiento.

Respecto a las arañas presentes en las parcelas, independientemente de que estuvieran establecidas en las estructuras incorporadas, el tratamiento de las cajas de madera presentó mayores valores de densidad. Carter y Rypstra (1995) registraron los mismos resultados al utilizar cajas de madera para aumentar la densidad de las arañas *Archeearanea trepidatorium* (Theriididae) en cultivos de soya, con la consecuente disminución de las presas y también un menor daño foliar. Sin embargo, la especie *A. trepidatorium* no teje telas orbiculares como las arañas de este estudio, sino de tipo irregular y aprovechando ángulos (Hoffman, 1993; Ubick *et al.*, 2005) por lo que las cajas de madera les permitieron establecerse y cazar.

A pesar de tratarse de hábitos de caza distintos de las arañas que están asociadas a *P. clandestinum*, en este estudio se utilizaron los huacales con el fin de

probar su efectividad en otro sistema y con otro tipo de arañas; resultando efectivo en términos de abundancia a pesar de que las arañas tejedoras orbiculares no se establecieron en los huacales. Es posible que este tratamiento funcione como refugio para arañas con otro tipo de estrategia de caza, como las arañas furtivas; por ejemplo las del género *Pardosa* que también es abundante en los pastos de la REPSA (Ibarra-Nuñez, 1979, obs. pers).

No se encontró una preferencia de establecimiento de las especies de arañas tejedoras orbiculares (*Leucauge sp.*, *Argiope trifasciata*, *Neoscona oaxacensis* y *Tetragnatha orizaba*) en alguno de los tratamientos utilizados, tanto al considerar a todas las arañas en la parcela (Figura 12) como a las establecidas en las estructuras incorporadas (Tabla 3). Estos resultados señalan que las condiciones que determinan el establecimiento de estas especies de arañas son independientes de la complejidad estructural utilizada en este estudio. En contraste con los resultados obtenidos para todo el gremio.

En cuanto al mayor tamaño de las redes registrado en el tratamiento de ramas secas de *Dodonaea viscosa* (Tabla 3) este podría haber sido influido por un mayor número de puntos de anclaje proporcionados por esta estructura (McNett y Rypstra, 2000). Si bien, Tso (1999) discute que el tamaño de las redes es un atributo sumamente plástico y modificable en función de la disponibilidad de las presas, más que de los potenciales sitios de anclaje para la red. El mismo autor sugiere que para determinar el área de captura es necesario considerar no solo los diámetros de la red si no también los radios, los interradios y la longitud del hilo, por lo que dichas variables deben considerarse en estudios posteriores respecto al tamaño de las redes.

La biomasa de arañas fue significativamente mayor en el tratamiento de complejidad de ramas secas de *D. viscosa*, probablemente debido a un mayor consumo de presas por parte de las arañas en este tratamiento (lo que se observó en este estudio). Esto coincide con la teoría de las fuerzas ascendentes que señala que la abundancia y biomasa de los niveles tróficos superiores depende de factores provenientes de los niveles tróficos basales, tales como la disponibilidad de las presas y la concentración de nutrientes (Begon *et al.*, 2006).

El consumo de presas diferencial pudo deberse a una mayor eficiencia de caza promovida por el mayor número de sitios de anclaje que proveen las estructuras (MacNett y Rypstra, 2000).

Lo obtenido en el estudio para el consumo de presas corrobora lo encontrado por Carter y Rypstra (1995) en experimentos de aumento de complejidad estructural. En dichos experimentos se encontró un mayor consumo de fitófagos debido a un mayor establecimiento de arañas por parcela a causa de la presencia de estructuras que incrementaron la complejidad estructural. Tanto los resultados del presente estudio como los obtenidos por Carter y Rypstra (1995) apoyan la hipótesis de una mejor eficiencia en el forrajeo debida a la complejidad estructural.

Es importante considerar que la cantidad de presas consumidas por una araña es dependiente del tamaño de la misma (Kessler, 1971), por lo que si las arañas de mayor tamaño se establecieron en una parcela, esto podría estar determinando un mayor consumo de presas. Aunque en el experimento se introdujo el mismo número de arañas por especie en cada parcela, no se controló el tamaño de éstas y pudo variar dentro de la especie, a pesar de que se capturaron organismos de tallas

similares y se procuró la misma proporción de machos y hembras para todas las parcelas (las hembras tienen mayor talla), por tanto es posible que esta variable afectase los resultados obtenidos.

5.2 Efecto de la complejidad estructural sobre la comunidad de artrópodos asociada a *Pennisetum clandestinum*

La estructura de la comunidad de artrópodos se vio afectada por la complejidad estructural en términos de la diversidad. Se encontró el patrón registrado para muchas comunidades animales (Tews *et al.*, 2004) que consiste en un incremento de la diversidad conforme aumenta la complejidad estructural debido a que esta provee una mayor cantidad de microhábitats, un rango microclimático más amplio y una mayor cantidad de refugios contra los depredadores, con lo que más especies pueden establecerse y coexistir (MacArthur y Wilson, 1967; Tews *et al.*, 2004; Begon *et al.*, 2006; Schowalter, 2011). Esta relación se ha observado en comunidades de artrópodos asociadas a bosques secos, matorrales (Gardner *et al.* 1995) y pastizales en diferentes latitudes (Borges y Brown, 2001; Gardner *et al.* 1995, Siemann, 1998 Young y Gordon, 1998).

Sin embargo esto no se encontró un efecto de la complejidad estructural para la riqueza y abundancia, contrario al patrón ampliamente documentado, en el que ambas variables aumentan al incrementarse la heterogeneidad espacial, especialmente en casos en los que hay aumento de complejidad estructural (e.g., Roberts y Ormond, 1987; Tonn y Magnuson, 1982; Attrill *et al.*, 2000; Halaj, *et al.* 2000; Ribas *et al.*, 2003.). Esto puede deberse a que los tratamientos de complejidad

estructural que se utilizaron no incrementaron los recursos alimenticios lo suficiente para que se manifestara en la abundancia de la comunidad o la variedad de microhábitats disponibles para que se reflejara en la riqueza de especies.

En particular, la abundancia y riqueza de los artrópodos asociados a pastizales dependen de las características físicas del ambiente (temperatura y humedad entre otras), concentración de recursos, la cantidad de depredadores y el tipo de manejo del pastizal (Borges y Brown, 2001).

Es importante mencionar que en este estudio se registró por primera vez la dominancia en los pastizales del cicadelido *Chlorogonalia losoplanensis* Schröder 1959. (Hemiptera: Cicadellidae) (Figuras 17 y 18), que sólo había sido registrado en la REPSA en el listado de Mariño-Perez *et al.* (2012). Si bien ya se había registrado la abundancia de cicadelidos en los pastizales de *P. clandestinum* de la REPSA y el consumo de este por parte de *Neoscona oaxacensis* (Martínez-Jasso, 2002), no se conocía la identidad taxonómica de estos. Este trabajo aporta nueva información sobre su historia natural al señalar al pastizal de *P. clandestinum* como un recurso muy importante para estos insectos, y colocarlos como las principales presas de las comunidades de arañas tejedoras orbiculares asociadas al pasto.

Además de la complejidad estructural, muchos otros factores pueden afectar la estructura de las comunidades. De acuerdo a Schowalter (2011), éstos pueden dividirse en cuatro grupos: (1) el área del hábitat y la complejidad del mismo; (2) la estabilidad del hábitat, que incluye la cantidad e intensidad de los disturbios así como el estado sucesional ; (3) las condiciones y recursos del hábitat, en el que se incluyen las condiciones físicas del medio, como la temperatura, humedad y

precipitación, así como la agregación de los recursos y (4) los factores relacionados a interacciones bióticas entre las que se incluyen la competencia y depredación, la existencia de especies clave e interacciones multitróficas. Por lo que es importante considerar a todas estas fuentes de variación al analizar los cambios en la estructura de las comunidades.

5.3 Efecto de la complejidad estructural sobre la biomasa y daño foliar en

Pennisetum clandestinum

Se esperaba un efecto de las fuerzas descendentes en este sistema, a manera de cascada trófica, al aumentar la complejidad estructural, lo que aumentaría el establecimiento de arañas y la regulación de los herbívoros por parte de éstas, con la consecuencia de una mayor biomasa de pasto y un menor daño foliar en el mismo. Sin embargo, no se registró una cascada trófica al no haber efectos significativos de los tratamientos de incremento de la complejidad estructural sobre la biomasa y daño foliar en *P. clandestinum*.

La biomasa de *P. clandestinum* pudo no ser afectada por la disminución de herbívoros dado que el consumo total de presas por parte de las arañas fue de 219 individuos (mayoritariamente *Chlorogonalia losoplanensis*; el herbívoro dominante con el 81% de aportación proporcional de toda la comunidad de artrópodos). Es posible que dicho número no representara una reducción suficiente de la presión de los fitófagos sobre el pasto, considerando que *C. losoplanensis* tuvo una abundancia final de 5394 individuos (Anexo 2). Si bien hay que tomar en cuenta que el

monitoreo no ocurrió diariamente, por lo que podrían no haberse registrado la totalidad de presas capturadas.

Tanto para la biomasa de plantas como para el daño foliar, creemos que el tipo de herbívoro mayoritario en el sistema (masticador, chupador, minador, frugívoro, etc.) resultó determinante en la evaluación del daño producido por el mismo (Schowalter, 2011). El método que se utilizó para estimar la herbivoría está sesgado a hacia un tipo particular de herbívoro: los masticadores (Schowalter, 2011), que consumen gran parte de los tejidos foliares y no fueron los herbívoros mayoritarios en los pastizales inducidos de la REPSA; sino que fueron los chupadores o succionadores cicadellidos. Probablemente una cuantificación del daño foliar que considere a varios tipos de herbívoros, entre ellos a los succionadores, (por ejemplo contando la cantidad de punciones que estos producen) además de área faltante en las hojas por la acción de los masticadores; arroje resultados diferentes a los obtenidos en este estudio.

Por otra parte, los efectos de la herbivoría sobre la biomasa vegetal dependen tanto del tipo de herbívoro, como de la intensidad del consumo, así como su frecuencia y capacidad de respuesta de la planta ante los ataques (Schowalter, 2006). Además de esto, la biomasa vegetal está determinada por factores abióticos como la luz, la temperatura, los nutrientes y la humedad (Gurevitch *et al.*, 2006) por lo que la biomasa vegetal es una variable afectada por muchos factores además del consumo por herbívoros. En particular, los insectos herbívoros en pastizales naturales reducen la biomasa en promedio en un 13% (Coupé y Cahill, 2003) en contraste con el nivel de daño observado en los agroecosistemas donde la biomasa puede ser reducida a

valores mayores del 70% (Schowalter, 2011). Esto se debe a la especificidad de las plagas sobre un tipo particular de cultivo y a que dichos efectos suelen darse en “brotes” de la plaga (Schowalter, 2011), por lo que el daño reducido obtenido puede deberse a una baja especificidad por parte de los herbívoros.

Otro motivo por el que la biomasa de *P. clandestinum* pudo no ser afectada por la disminución de herbívoros puede ser explicado con la hipótesis de la optimización por parte de los herbívoros, que sugiere que la productividad vegetal aumenta a bajos niveles de herbivoría, ya que son activados mecanismos de compensación por parte de la planta como una mayor tasa fotosintética, activación de meristemas, relocalización de almacenes de sustancias entre otros, como respuesta al ataque por herbívoros (Gurevitch, 2006; Schowalter, 2011).

Considerando lo anterior, existe un gran número de variables además de la complejidad estructural, que pudieron influir en la biomasa y daño foliar del pasto; por lo que no se observó la cascada trófica esperada para un sistema sencillo [con pocas especies de plantas o productores primarios, una delimitación muy marcada con su entorno (discretos) y homogéneo al interior (Polis *et al.*, 2000)] como el pastizal en el que se realizó el estudio. Es importante mencionar que aún existe controversia sobre si existen las cascadas tróficas a nivel comunidad en los ecosistemas terrestres, además sólo se han planteado como posibles en los agroecosistemas (Polis *et al.*, 2000). Los resultados de este estudio apoyarían la hipótesis de que las cascadas a nivel comunidad no ocurren en los ecosistemas terrestres, sin embargo es necesario considerar el poco tiempo de experimentación y

otros factores relacionados a los experimentos de campo para realmente para extraer conclusiones en ese sentido.

5.4 Limitaciones y perspectivas

El presente trabajo es un experimento de campo, por lo que tiene limitaciones inherentes a este tipo de estudios, tales como una baja replicación debido a la logística implicada (Langelloto y Denno, 2004) y que sus resultados están circunscritos al sitio y periodo de tiempo para el que fue realizado (Underwood, 2009). Debido a esto, no se pueden extraer conclusiones generales de los procesos ecológicos únicamente basándose en los resultados de este trabajo (Underwood, 2009). Sin embargo al igual que otros experimentos puede ser integrado en una síntesis meta-analítica que revele tendencias sobre el comportamiento de los diferentes niveles tróficos y la complejidad estructural, como la elaborada por Langelloto y Denno (2004).

Considerando los resultados obtenidos (mayor densidad, abundancia, biomasa y tamaño de las redes de las arañas establecidas en el tratamiento de complejidad de varas secas de *Dodonaea viscosa*), creo que un experimento utilizando únicamente este tratamiento podría arrojar resultados interesantes. En dicho experimento incrementaría la cantidad de estructuras por parcela al igual que el número de parcelas tanto para obtener estadísticos más sólidos (debido al mayor tamaño de muestra), con la finalidad de observar si bajo estas condiciones es posible observar un efecto de cascada trófica sobre los productores primarios de este sistema.

Como se mencionó anteriormente, los estudios multitróficos en comunidades de artrópodos tienen enfoques tanto de estudio básico de las interacciones, como

aplicaciones en el desarrollo del marco teórico del control biológico de plagas. Las arañas representan más de la mitad de los depredadores en los agroecosistemas (Young y Edwards 1990) por lo que comprender qué características del ambiente promueven su agregación es importante para entender a las redes tróficas de las que son parte y así maximizar su potencial como agentes de control biológico (Rypstra y Carter *al.*, 1999).

Por las razones anteriores sería importante probar el tratamiento que en este estudio incrementó la abundancia de arañas y la cantidad de presas consumidas (ramas de *D. viscosa*), en un cultivo (utilizando una planta con características similares a *D. viscosa* presente naturalmente en el sistema, con el fin de no introducir elementos ajenos al mismo) y determinar si este tratamiento repercute en la disminución del daño foliar en el mismo. De ser así, dicha estrategia puede ser propuesta como método de control biológico por conservación (que consiste en implementar estrategias en los campos agrícolas para que funcionen como hábitats para los depredadores nativos; Van Driesche y Bellows, 1996) para así hacer prácticas agrícolas más sustentables.

5.5 Conclusiones

La complejidad estructural afectó a la densidad, abundancia, tamaño de las redes y el número de presas capturadas de las arañas tejedoras orbiculares, al igual que a la diversidad de la comunidad de artrópodos asociada a *P. clandestinum*. El tratamiento con mayor impacto sobre estas variables fue el de las ramas secas de *D. viscosa*. Por otro lado, no se observaron cambios en la estructura de la comunidad de artrópodos en su riqueza y abundancia como consecuencia del aumento de la complejidad estructural, y tampoco se registró un efecto de cascada trófica sobre el pasto *P. clandestinum* en cuanto a su biomasa y daño foliar.

LITERATURA CITADA

- Álvarez-Padilla, F y G.Hormiga.2011. Morphological and phylogenetic atlas of the orb-weaving spider family Tetragnathidae (Araneae:Araneoidea). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 162: 713-879.
- Atauri, J. y J. de Lucio.2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape ecology*, 16: 147-159.
- Atlegrim, O. 1989. Exclusion of birds from bilberry stands: impact on insect larval density and damage to bilberry. *Oecologia*, 79: 136–139.
- Attrill, M., J. A. Strong y A. Rowden. 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity? *Ecography*, 23:114-121
- Arim, M. y P. Marquet. 2004. Intraguild predation: a widespread interaction related to species biology. *Ecology Letters*, 7: 557-564.
- Begon, M., C. Townsend y J. Harper. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. Blackwell Publishing. Oxford, UK.
- Borges, P. y V.K. Brown. 2001. Phytophagous insects and web building spiders in relation to pasture vegetation complexity. *Ecography*, 24: 68-82.
- Borror, D. J., C. A. Triplehorn, y N.F. Johnson. 1989. An Introduction to the Study of Insects. Saunders College Publishing. Philadelphia, USA.
- Butler, C. y J. Trumble. 2008. Effects of pollutants on bottom-up and top-down processes in insect-plant interactions. *Environmental pollution*, 156: 1-10.
- Carter, P. y A. Rypstra. 1995. Top-down effects in soybean agroecosystems, spider density affects herbivorous damage. *Oikos*, 72: 433-439.
- Castellanos-Vargas, I. 2001. Ecología de la oviposición de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae) en la Reserva del Pedregal de San Ángel, México, D.F. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. México.
- Castellanos-Vargas, I. y Cano-Santana Z. 2009. Historia Natural y ecología de *Sphenarium purpurascens* (Orthoptera: Pyrgomorphidae). En: Lot, A. y Cano-Santana, Z. 2009. *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel*. UNAM
- Castillo-Argüero, S., G. Montes-Cartas, M. A. Romero-Romero, Y. Martínez-Orea, P. Guadarrama-Chávez, I. Sánchez-Gallén y O. Nuñez-Castillo. 2004. Dinámica y conservación de la flora del matorral xerófilo de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (D.F., México). *Boletín de la Sociedad Botánica Mexicana*, 74: 51-75.
- Chase, J.M.1996.Abiotic controls of trophic cascades in a simple grassland food chain. *Oikos*, 77: 495-506.

- CONABIO. 2011. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. <<http://www.conabio.gob.mx/invasoras>> Consultado el 20 de septiembre de 2011.
- Costamagna, A. y D. Landis. 2006. Predators Exert Top-Down Control of Soybean Aphid across a Gradient of Agricultural Management Systems. *Ecological applications*, 16: 1619-1628.
- Coupe, M. y J. Cahill. 2003. Effects of insects on primary production in temperate herbaceous communities: a meta-analysis. *Ecological Entomology*, 28: 511-521.
- DeBach, P. y D. Rosen. 1991. *Biological control by Natural Enemies*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Dyer, L.A., y D.K. Letourneau. 1999. Relative strengths of top-down and bottom-up forces in a tropical forest community. *Oecologia*, 119: 265-274.
- Finke, D. y R. Denno. 2006. Spatial Refuge from Intraguild Predation: Implications for Prey Suppression and Trophic Cascades. *Oecologia*, 149: 265-275.
- Fulkerson, W.J., K. Slack, D.W. Hennesy y G.M. Hough. 1998. Nutrients in ryegrass (*Lolium spp*) white clover (*Trifolium repens*) and kikuyu (*Pennisetum clandestinum*) pastures in relation to season and stage of regrowth in a subtropical environment. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 38: 227-240.
- Gardner, S., M. Cabido, G. Valladares y S. Díaz. 1995. The influence of habitat structure in arthropod diversity in argentine semi-arid Chaco forest. *Journal of Vegetation Science*, 6: 349-356.
- GrassBase. 2008. *Pennisetum clandestinum*. The Online World Grass Flora. Royal Botanic Gardens, Kew. <<http://www.kew.org/data/grasses-db/www/imp07750.htm>> Consultado el 7 de marzo de 2011.
- Gurevitch, J., S. Scheiner y G. Fox 2006. *Ecology of Plants*. Sinauer , Massachusetts, USA.
- Halaj, J., D.W. Ross y A.R. Moldenke. 2000. Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos*, 90: 139-152.
- Halaj, J. y D.H. Wise. 2001. Terrestrial trophic cascades: how much do they trickle? *The American Naturalist*, 157 :262-281
- Hoffman, A. 1993. *El maravilloso mundo de los arácnidos*. La ciencia para todos, Fondo de Cultura Económica, México D.F.
- Huyrn, D.A. 1998. Ecosystem level evidence for top-down and bottom up control of production in a grassland stream system. *Oecologia*, 115: 173-183.
- Ibarra, G. y J.A. López. 1993. Los artrópodos asociados a cafetos es un cafetal mixto del Soconusco, Chiapas. Variedad y Abundancia. *Folia Entomológica mexicana* 3: 145-150.

- Ibarra-Nuñez, G. 1979. Las arañas Labidognatha de la parte norte del pedregal de San Ángel. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Kessler, A. 1971. Relation between egg production and food consumption in species of the genus *Pardosa* (Lycosidae: Araneae) under conditions of food abundance and food shortage. *Oecologia*, 8:93-109.
- Langelloto, G. y R. Denno. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecología*, 139: 1-10.
- Letourneau, D.K., y L.A. Dyer. 1998. Density patterns of Piper ant-plants and associated arthropods: top-predator trophic cascades in a terrestrial system? *Biotropica*, 30: 162–169.
- Levi, H. 1968. *Argiope trifasciata*. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*. Harvard University. 136: 340-343.
- MacArthur, R.H. y E.O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- MacNett, B.J. y L. Rypstra. 2000. Habitat Selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. *Ecological Entomology*, 25:423-432.
- Mariño-Pérez R., I. Pacheco-Rueda y C. Dietrich. 2012. Listado preliminar Auchenorrhyncha (Insecta:Hemiptera) de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Distrito Federal, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28: 280-286.
- Martínez-Jasso, C. 2002. Ecología e historia natural de *Neoscona oxacensis* (Araneae: Araneidae) en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, México: Selección de hábitat y análisis poblacional. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM.
- McCoy, E. y S. Bell. 1991. *Habitat structure: the physical arrangements of objects in space*. Chapman and Hall. London, UK.
- McLaren, B.E. y R.O. Peterson. 1994 Wolves, moose, and treerings on Isle Royale. *Science*, 266: 1555–1558.
- Oksanen, L. 1992. Evolution of exploitation ecosystems. I. Predation, foraging ecology and population dynamics of herbivores. *Evolutionary Ecology*, 6:15-33.
- Ott, L. y M. Longnecker. 2010. *Introduction to Statistical Methods and Data Analysis*. Brooks/Cole Cengage learning. California, USA.
- Pace, M., J. Cole, S. Carpenter y J. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 483–488
- Paine, R. T. 1980. Food webs: linkage, interaction strength, and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology*, 49:667–685.

- Perdomo-Roldán, F. y J. Mondragón-Pichardo. 2004. Malezas de México-*Pennisetum clandestinum* < <http://www.conabio.gob.mx/malezasdemexico/poaceae/pennisetum-clandestinum/fichas/ficha.htm>> Consultado el 6 de marzo de 2011.
- Platnick N.I. 2009. The world spider catalog, version 9.5. American Museum of Natural History, <<http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/TETRAGNATHIDAE.html>> Consultado el 23 de agosto de 2011.
- REPSA Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (en línea). 2007. < http://www.cic-ctic.unam.mx:31101/reserva_ecologica>. Consultado el 6 de marzo de 2011.
- Price, P., C. Bouton, P. Gross, B. McPheron, J. Thompson, A. Weis. 1980. Interactions among three trophic levels: influence of plants on interactions between insect herbivores and natural enemies. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 11: 41–65.
- Polis et al., G.A., A.L. Sears, W. Huxel, G.R. Strong, y J. Maron. 2000. When is a trophic cascade a trophic cascade? *Trends in Ecology and Evolution*, 15: 473–475.
- Reichert, S. y L. Bishop. 1990. Prey control by the assemblage of generalist predators: spiders in garden test systems. *Ecology*, 71: 1441-1450.
- Ribas, C.R., J.H. Schoereder, M. Pic y S.M. Soares. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*: 28, 305–3.
- Ríos-Casanova, L. 1993. Análisis espacial y temporal de la comunidad de artrópodos epífitos del Pedregal de San Ángel, D.F. (México) Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Ríos-Casanova, L. y Z. Cano-Santana. 1994. Análisis cuantitativo de los artrópodos epífitos del Pedregal de San Ángel. Pp. 275-282, en: Rojo A. (comp.) Reserva ecológica “El pedregal” de San Ángel: ecología historia natural y manejo. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Roberts, C.M. y R. Ormond. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine ecology progress series*, 41: 1-8.
- Rodríguez, A. y E. Contreras. 1983. Estratificación vertical de arañas en huertos de cítricos en Allende, Nuevo León, México. *Southwestern Entomology*, 18: 51-56.
- Rypstra, A. y P. E. Carter. 1999. Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *The Journal of Arachnology*, 27: 371–377.
- Rzedowski, J. 1954. Vegetación del pedregal de San Ángel. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 8: 59-129.

- Rzedowski, G.C. de y J. Rzedowski, 2001. *Flora fanerogámica del Valle de México*. Instituto de Ecología y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Sandrini-Neto L., L. Hostin, P. Lana y F. Pellizzari. 2007. Un nuevo método de análisis digital para la determinación de los niveles de consumo foliar. *Investigaciones Marinas*, 35: 111-116.
- Schmitz, O.J., P. Hämbäck y A. Beckerman. 2000. Trophic cascades in terrestrial systems: A review of the effects of carnivores removal in plants. *The american naturalist*, 155: 141-153.
- Schowalter, T.D. 2011. *Insect Ecology: An ecosystem approach*. Academic Press. Massachusetts, USA.
- Segura-Burciaga, S. 2009. Introducción de especies: la invasión y el control de *Eucalyptus resinifera*. En: Lot, A. y Z. Cano-Santana (Eds.) *Biodiversidad del Ecosistema del Pedregal de San Ángel*. UNAM. Pp. 533-538.
- Siebe, C. 2000. Age and archeological implications of Xitle volcano, southwestern Basin of Mexico-City. *Journal of volcanology and geothermal research*, 104: 45-64.
- Siemann, E. 1998. Experimental Tests of Effects of Plant Productivity and Diversity on Grassland Arthropod Diversity. *Ecology*, 79: 2057-2070.
- Symondson W.O.C, K.D. Sunderland y M.H. Greenstone. 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology*, 47: 561–594.
- Strong, D. R. 1992. Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor control in speciose ecosystems. *Ecology* 73:747–754.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79–92.
- Tonn W.M. y J.J. Magnuson. 1982. Patterns in the species composition and richness of fish assemblages in northern Wisconsin lakes. *Ecology*, 63: 137–154.
- Tscharntke T. y B. Hawkins. 2002. *Multitrophic level interactions*. Cambridge University Press, USA.
- Tso, M.I. 1999. Behavioral Response of *Argiope trifasciata* to recent foraging gain: a manipulative study. *American Midland Naturalist*, 141: 238-246.
- Van Dam, N. y M. Heil. 2011. Multitrophic interactions below and above ground: en route to the next level. *Journal of Ecology*, 99: 77–88.
- Van der Putten, W., L. Vet, J. Harvey y F. Wäckers. 2001. Linking above- and belowground multitrophic interactions of plants, herbivores, pathogens, and their antagonists. *Trends in Ecology and Evolution*, 16:547-554.

- Van Driesche, R. y T. Bellows. 1996. *Biological Control*. Chapman y Hall. Nueva York
- Ubick, D., P. Paquin, P.E. Cushing y V. Roth. 2005. *Spiders of Northamerica: an identification manual*. American Arachnological Society.
- Underwood, A. 2009. Components of design in ecological field experiments. *Annales Zoologici Fennici*, 46: 93-111.
- Wiens, J.A. 2000. Ecological Heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. En: John, E. A. y A. Stewart (eds). *Consecuences of Heterogeneity*. Blackwell Science, Oxford, UK. Pp: 9-31.
- Wise, D.H. 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Young, O.P. y G.B. Edwards. 1990. Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests. *Journal of Arachnology*, 18: 1-27.
- Young D. y J. Gordon. 1998. Distribution and abundance of small insects and arachnids in relation to structural heterogeneity of grazed, indigenous grass. *Ecological Entomology*, 23:253-264,
- Zar, J. 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson, New Jersey,USA.

ANEXO 1-Géneros de arañas asociados a pastizales de *Pennisetum clandestinum* en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel.

Los siguientes géneros de arañas fueron encontrados en pastizales de *Pennisetum clandestinum* de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en septiembre y octubre de 2010.

Género	Familia	Hábito de caza
<i>Anyphaena</i> Sundevall, 1833	Anyphaenidae	Cazador Errante
<i>Argiope</i> Aoudouin, 1826	Araneidae	Tejedor orbicular
<i>Chalcoscirtus</i> Bertkau, 1880	Salticidae	Cazador saltador
<i>Coriarachne</i> Thorell, 1870	Thomisidae	Cazador saltador
<i>Cyclosa</i> Menge, 1866	Araneidae	Tejedor orbicular
<i>Gaucelmus</i> Keyserling, 1884	Nesticidae	Tejedor irregular
<i>Hamataliwa</i> Keyserling, 1887	Oxyopidae	Cazador saltador
<i>Leucauge</i> White, 1841	Tetragnathidae	Tejedor orbicular
<i>Metazygia</i> Cambridge, 1904	Araneidae	Tejedor orbicular
<i>Misumenoides</i> Cambridge, 1900	Thomisidae	Cazador saltador
<i>Misumenops</i> Cambridge, 1900	Thomisidae	Cazador saltador
<i>Neoscona</i> Simon, 1864	Araneidae	Tejedor orbicular
<i>Pardosa</i> Koch, 1847	Lycosidae	Cazador Errante
<i>Peucetia</i> Thorell, 1869	Oxyopidae	Cazador saltador
<i>Tetragnatha</i> Latreille, 1804	Tetragnathidae	Tejedor orbicular

**ANEXO 2-Artrópodos asociados a pastizales de *Pennisetum clandestinum* en la
Reserva del pedregal del San Ángel.**

A continuación se presenta una tabla con las morfoespecies de artrópodos colectadas del 24 de octubre al 28 de octubre de 2011 en los pastizales de *Pennisetum clandestinum* en la REPSA. La identificación taxonómica de los arácnidos se realizó con la ayuda del M. en C. Alejandro Valdéz Mondragón (CNAN, Instituto de Biología, UNAM) y el Biól. Rafael Gabiño (Laboratorio de Acarología, Facultad de Ciencias, UNAM) utilizando la guía de Ubick *et al.*, (2005). Los insectos se identificaron usando a Borror *et al.* (1989) y con la ayuda del Dr. Dmitry Dmitriev (Illinois Natural History Survey) y del M. en C. Iván Castellanos Vargas (Laboratorio de Interacciones y procesos ecológicos, Facultad de Ciencias, UNAM.), en el caso de algunos ejemplares.

Orden	Familia	Morfoespecie	No. individuos
Araneae		Araneae sp.1	1
		Araneae sp.2	1
		juvenil araña	1
	Araneidae	<i>Argiope trifasciata</i>	18
		<i>Neoscona oaxacensis</i>	3
	Tetragnathidae	<i>Tetragnatha orizaba</i>	16
	Thomisidae	<i>Misumenops sp.</i>	3
	<i>Misumenoides sp.</i>	4	
Coleoptera		Coleoptera sp. 1	37
		Larvas de coleoptera	11
	Coccinellidae	Coccinellidae sp. 1	63
Diptera		Diptera sp.1	164
		Diptera sp. 2	71
		Diptera sp. 3	31
		Diptera sp. 4	13
		Diptera sp. 5	48
		Diptera sp. 6	7

Orden	Familia	Morfoespecie	No. individuos
		Diptera sp. 7	4
		Diptera sp. 8	2
		Diptera sp. 9	2
		Diptera sp. 10	17
		Diptera sp.11	4
		Diptera sp.12	3
		Diptera sp.14	7
		Diptera sp.15	1
		Diptera sp.16	1
		Diptera sp.17	1
		Diptera sp.18	2
		Diptera sp.19	1
Hemiptera		Hemiptera 1	56
		Hemiptera 2	1
		Hemiptera 3	3
		Hemiptera 4	2
	Aphidae	Aphidae 1	5
	Cicadellidae	<i>Chlorogonalia losoplanensis</i>	5,394
		Cicadellidae sp.1	15
		Cicadellidae sp. 2	15
		Cicadellidae sp. 3	6
		Cicadellidae sp. 4	1
		Cicadellidae sp.6	2
		Cicadellidae 7	1
		Cicadellidae 8	1
		Cicadellidae 9	1
		ninfas de Cicadellidae	468
	Psyllidae	Psyllidae	3
	Reduviidae	Reduviidae 1	18
Hymenoptera		Hymenoptera 1	2
		Hymenoptera 2	1
	Vespidae	Vespidae sp. 1	5
		Vespidae sp. 2	2
		Vespidae sp. 3	1
		Vespidae sp. 4	1
		Vespidae sp. 5	1
		Vespidae sp. 6	1
		Vespidae sp. 7	1
		Vespidae sp. 8	1
Lepidoptera		Lepidoptera sp. 1	5
		Larvas lepidoptera	4

Orden	Familia	Morfoespecie	No. individuos
Neuroptera	Chrysopidae	Chrysopidae sp.1	3
Orthoptera		Orthoptera 1	36
		Orthoptera 2	4
		Orthoptera 3	1
	Prygomorphidae	<i>Sphenarium purpurascens</i>	19
Psocoptera		Psocoptera 1	1