

El Colegio de la Frontera Sur

Diversidad de arañas de la vegetación en un bosque
mesófilo de montaña en Chiapas, México

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestro en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

Julieta Maya Morales

2010

DEDICATORIA

A mis papás

Julieta y Mario

Por todo su amor, ejemplo y constante respaldo a lo largo mi vida.

A Carlos Balboa Aguilar

Por tu amor y tu confianza, por la alegría y el entusiasmo en este tiempo juntos.

A mi hermano

Mario

Por tu apoyo incondicional, el humor y las buenas pláticas que me mantuvieron animada.

AGRADECIMIENTOS

Un muy especial agradecimiento al Dr. Guillermo Ibarra Núñez por aceptarme como estudiante, proveer el material necesario para la realización del trabajo, apoyarme en la captura de arañas, ser un guía en la planeación y escritura de la tesis, así como aumentar y consolidar mi interés en el estudio de estos organismos. Muchas gracias.

Al Colegio de la Frontera Sur por ser parte importante en mi formación académica y profesional.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme la beca de estudio.

Al Dr. Jorge Leonel León Cortés y al Dr. Francisco Infante Martínez por la contribución de ideas en la escritura de la tesis y el tiempo invertido en su revisión.

Al Ing. José Antonio López Méndez, a la Biól. Estela Senties Celma, al M. en C. Eduardo Rafael Chamé Vázquez y a José Álvaro García Ballinas por su apoyo y gran disposición en el campo colectando arañas.

Al M. en C. Benigno Gómez y Gómez, al M. en C. Miguel Ángel Guzmán Díaz y al M. en C. Javier Valle Mora por sus valiosos comentarios al documento de tesis.

A Rosalba Morales Pérez, a la L. I. Beatriz Romero Valadez y la C. P. Carmina Méndez por su ayuda en materia académica y administrativa.

A mis profesores y compañeros de la maestría.

ÍNDICE

	Página
Introducción.....	1
Objetivos.....	5
General.....	5
Específicos.....	5
Material y métodos.....	6
Área de estudio.....	6
Variables ambientales y vegetación.....	7
Recolecta de arañas.....	8
Análisis de las variables ambientales y vegetación.....	10
Identificación de arañas.....	10
Eficiencia de los métodos de muestreo.....	10
Diversidad alfa.....	11
Diversidad beta.....	12
Abundancia y estructura.....	12
Gremios.....	13
Resultados.....	14
Variables ambientales y vegetación.....	14
Arañas: Resultados generales y nuevos registros.....	15
Eficiencia de los métodos de muestreo.....	21
Diversidad alfa.....	22
Diversidad beta.....	30
Abundancia y estructura.....	31
Gremios.....	38
Discusión.....	44
Conclusiones.....	55
Literatura citada.....	56
Anexo 1. Fórmulas empleadas en el análisis de los datos obtenidos.....	65
Anexo 2. Características generales de los gremios de arañas en el sotobosque del volcán Tacaná.....	68

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo principal conocer y analizar la diversidad de arañas del sotobosque en dos hábitats cercanos con diferente grado de perturbación humana en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná, Chiapas. El estudio se realizó, durante seis meses, abarcando las épocas de secas y de lluvias. Para la captura de organismos se aplicaron tres métodos de muestreo: recolecta directa, red y manta de golpeo y trampas de refugio. Los resultados mostraron que la riqueza de especies fue significativamente mayor en el sitio conservado tanto a nivel general como en cada época. La composición de las comunidades de arañas mostró una similitud moderada entre los dos sitios. No se detectaron diferencias en la abundancia entre los sitios cuando se consideró todo el muestreo, pero si cuando se analizó cada época por separado. Aunque la estructura fue muy similar entre las dos comunidades, se detectó una tendencia a mayor equitatividad en el sitio conservado a nivel general y en la época de secas. La época de lluvias tuvo un efecto negativo en la abundancia de arañas en el sitio conservado, particularmente en los gremios de arañas tejedoras de red orbicular y laminar. Las arañas errantes corredoras fueron favorecidas por el hábitat estructuralmente más simple y por la época de lluvias, mientras que las tejedoras de red irregular y laminar fueron más tolerantes a la perturbación.

Palabras clave: Araneae, riqueza, gremios, sotobosque, volcán Tacaná

INTRODUCCIÓN

El bosque mesófilo de montaña o selva mediana siempre verde, se caracteriza por poseer vegetación densa que incluye arbustos, epifitas y helechos (algunos arbóreos) y musgos. Su altura oscila de 15 a 30 m (Miranda, 1975). El ecosistema está definido y limitado por la presencia persistente de nubes y niebla que se condensa sobre la vegetación incrementando la captura de agua aportada por las lluvias, lo cual influye en la ecología, la hidrología y las propiedades del suelo de los bosques mesófilos (Stadtmuller, 1987). Se presentan dentro de un rango amplio de patrones de lluvias anuales y estacionales, de 500 a 6,000 mm al año (Bubb *et al.*, 2004).

Los bosques mesófilos son los ecosistemas con mayor riqueza de especies por unidad de área, además poseen altos niveles de endemismo y constituyen el hábitat de muchas especies en peligro de extinción. En México, los bosques mesófilos contienen cerca de 3,000 especies de plantas del país, de las cuales más del 30% son endémicas (Rzedowski, 1996). Sin embargo, su escasa extensión, la insularidad de muchas de sus comunidades y la alarmante fragmentación y perturbación a las que han sido sometidos lo hacen el tipo de vegetación más amenazado en el país, junto con el bosque tropical perennifolio (Acosta, 2004). Se estima que el bosque mesófilo de montaña constituye el 0.4% del total de la superficie del país. Los estados de Chiapas y Oaxaca son los que tienen las coberturas remanentes más extensas (Challenger, 1998). En Chiapas, estos bosques se encuentran en las serranías del norte y en ambos declives de la Sierra Madre (Rzedowski, 1978; Luna *et al.*, 2001).

Las arañas son artrópodos terrestres cosmopolitas que viven en una amplia variedad de ambientes. Las limitaciones a la presencia de especies son impuestas por condiciones físicas, tales como la temperatura, la humedad, el viento y la intensidad lumínica, así como por factores biológicos como la disponibilidad de alimento, el número de competidores y algunas características de la vegetación (Foelix, 1996). Conforme aumenta la complejidad estructural de la vegetación se incrementa el número de arañas, su riqueza y diversidad. Existe una relación biomasa-abundancia que

sugiere que la biomasa del follaje y la disponibilidad de presas representan indicadores adecuados de la abundancia de arañas (Halaj *et al.*, 1998; Hore y Uniyal, 2008).

Las arañas se alimentan de herbívoros y otros depredadores (Rosenheim *et al.*, 1993), por lo que forman enlaces complejos y reticulados de alimentación a través de las redes tróficas (Polis y Strong, 1996) y actúan como reguladores de poblaciones de insectos (Riechert y Lockley, 1984; Riechert y Bishop, 1990). Además, pueden ejercer una influencia indirecta sobre la tasa de descomposición en el suelo debido a su efecto en poblaciones de colémbolos consumidores de hongos (Wise *et al.*, 1999). Estos rasgos hacen de las arañas un grupo con gran potencial como indicador de la biodiversidad (Cardoso *et al.*, 2004), así como para la caracterización de hábitats, los disturbios que actúan sobre ellos (New, 1999; Chen y Tso, 2004; Shochat *et al.*, 2004) y en procesos de restauración de los mismos (Willet, 2001; Floren y Deeleman, 2005).

Las arañas se pueden agrupar en diferentes gremios, que se definen como conjuntos de especies que utilizan un recurso ambiental común de forma similar. De esta manera, las arañas pueden agruparse en gremios basándose en su conducta depredadora, espacio usado y arquitectura de su red (en aquellas que la construyen) (Uetz *et al.*, 1999). Para ambientes tropicales, Höfer y Brescovit (2001) propusieron una división de arañas en gremios donde la característica ecológica más distintiva es el uso o no de la red, seguido por un segundo paso de clasificación en arañas que viven en el suelo y aquellas activas en estratos más altos, también llamadas aéreas. Ciertas subdivisiones posteriores consideran criterios relativos a hábitos de forrajeo (emboscadoras, acechadoras, cursoriales) y el horario de actividad (diurna o nocturna).

El orden Araneae ocupa el séptimo lugar en diversidad global después de los cinco grandes órdenes de insectos (Coleoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera y Hemiptera) y Acari, en términos de especies descritas o esperadas (Coddington y Levi, 1991). En la actualidad se registran 41,719 especies de arañas a nivel mundial pertenecientes a 109 familias y 3802 géneros (Platnick, 2010). Para México se habían

registrado 2,506 especies (Jiménez, 1996) y para Chiapas 464 especies distribuidas en 56 familias y 281 géneros (García, 2009).

Se han llevado a cabo diversos estudios sobre la diversidad y la abundancia de arañas de la vegetación en diferentes países como Perú (Silva y Coddington, 1996), Estados Unidos (Coddington *et al.*, 1996; Toti *et al.*, 2000), Costa Rica (Yanoviak *et al.*, 2003), Tanzania (Sørensen *et al.*, 2002), Brasil (Álvarez *et al.*, 2004), Malasia (Floren y Deeleman, 2005) y Argentina (Rubio *et al.*, 2008). Para México este tipo de estudios se han llevado a cabo en humedales (Llinas y Jiménez, 2004; Nieto y Jiménez, 2004), bosque de pino y encino (Medina, 2002; González y Herrera, 2004; Ponce *et al.*, 2004), pastizal-sabana (Pérez y de la Cruz, 2005) y selva baja caducifolia (Alvarez, 1999; Durán, 2000; Castelo, 2000; Corcuera *et al.*, 2004).

En el estado de Chiapas, se han realizado diversos trabajos faunísticos de arañas (Álvarez del Toro, 1992); en manglares (Vázquez y Gaviño, 2003; Medina, 2003, 2005; Santos, 2005); en un paisaje fragmentado (Pinkus, 2006; Pinkus *et al.*, 2006a) y en agroecosistemas (Ibarra y García, 1998; Ibarra *et al.*, 2001a, 2001b, 2004; Ibarra y Jiménez, 2003; Pinkus *et al.*, 2006b). En la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná se llevó a cabo un estudio de arañas de suelo (Ibarra y Chamé, 2009).

La variación en la riqueza de especies es un elemento importante en la planeación de la conservación y el manejo de recursos naturales (Coddington *et al.*, 1996). El estudio de la diversidad tiene como interés principal determinar cómo es que la riqueza y la composición varían entre los sitios (Hore y Uniyal, 2008). Los bosques tropicales presentan una alta diversidad de arañas, pero la mayoría de los estudios relacionados han examinado un grupo funcional particular o estrato del hábitat y pocos han tratado el impacto del disturbio humano en la diversidad del orden Araneae (Chen y Tso, 2004).

El presente trabajo se realizó considerando que las arañas presentan altos niveles de diversidad y abundancia y que el bosque mesófilo de montaña es una zona

de altos índices de endemismos de fauna silvestre, por lo que el propósito de este trabajo es evaluar la diversidad específica de las arañas, y conocer cómo cambian la estructura y la composición de las comunidades de arañas en relación a la perturbación del hábitat y la época del año. Desde el punto de vista faunístico y taxonómico este es el primer estudio sistemático de las arañas de la vegetación de un bosque mesófilo de montaña en México.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Estimar los niveles de diversidad específica y de los gremios de arañas del sotobosque en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná, analizando las comunidades de arañas de un sitio conservado y otro perturbado y entre épocas.

Objetivos Específicos

- Determinar la riqueza y la composición de las comunidades de arañas en el bosque mesófilo de montaña.
- Analizar los cambios en la composición y estructura de las comunidades y gremios de arañas en función del tipo de hábitat y la época de muestreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en dos sitios del ejido Talquíán, municipio de Unión Juárez, Chiapas. Los sitios se eligieron por su apariencia de acuerdo a diferentes condiciones de perturbación humana, considerando uno relativamente conservado o perturbado con respecto al otro. El sitio conservado se localiza en las coordenadas $15^{\circ}05'14.8''\text{N}$ y $92^{\circ}05'55''\text{O}$ a una altura de 2,021 msnm y el sitio perturbado en las coordenadas $15^{\circ}05'37.8''\text{N}$ y $92^{\circ}06'05.7''\text{O}$ a una altura de 2,048 msnm (Figura 1). Ambos sitios forman parte de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná y se encuentran separados por una distancia aproximada de 800 m.

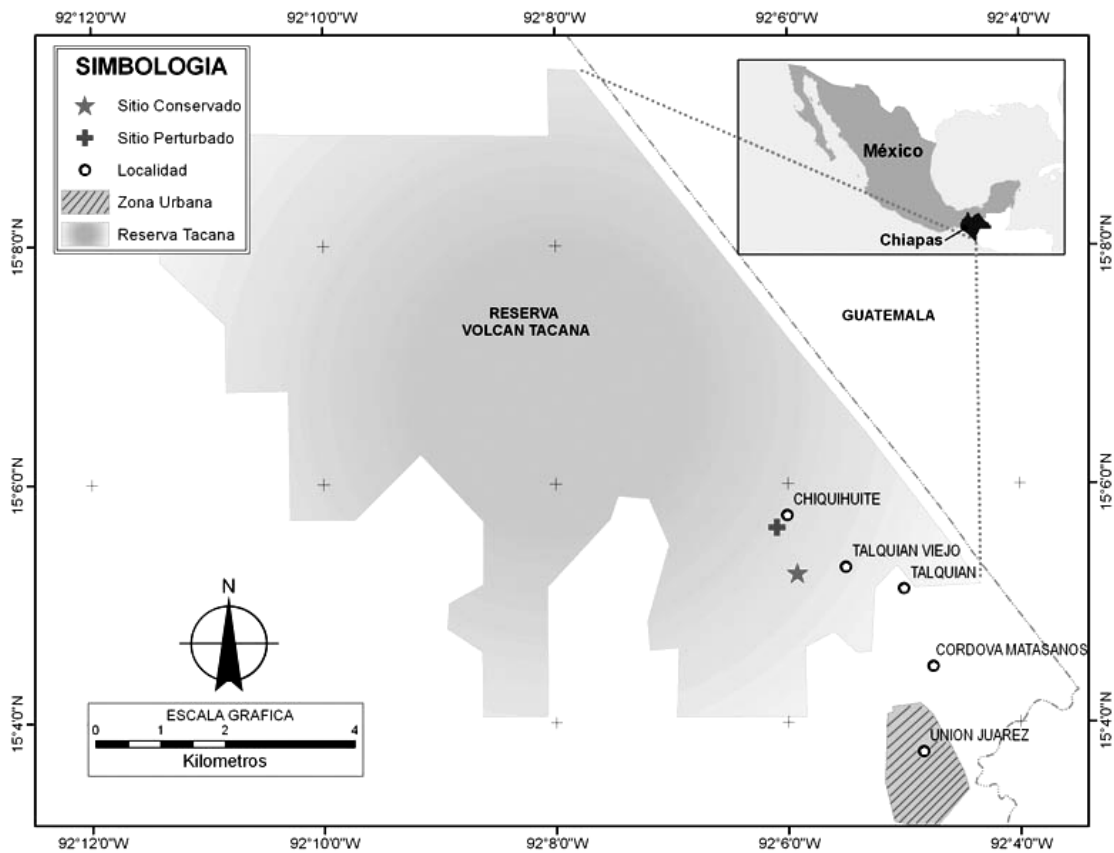


Figura 1. Localización de los sitios conservado y perturbado dentro de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná.

La Reserva pertenece a la región fisiográfica de la Sierra Madre de Chiapas y posee una extensión de 6,378 ha (DOF, 2003), de las cuales el bosque mesófilo de montaña comprende 2,896 ha aproximadamente (CONANP, 2008). Esta formación vegetal presenta generalmente tres estratos arbóreos, aunque a veces también se presentan dos, debajo de los cuales se localiza un sotobosque arbustivo denso. Casi todas las especies arbóreas que la constituyen tienen hojas perennes, de manera que en ninguna época del año se aprecian ejemplares sin follaje. Miranda (1975) señala que en esta región entre los elementos constitutivos del bosque se encuentran especies de *Matudaea*, *Inga*, *Clethra*, *Pithecellobium*, *Ilex*, *Podocarpus*, *Osmanthus*, *Decrela* y *Olmediella*. Presenta un clima de tipo C(m) (w") ig, es decir, templado húmedo con abundantes lluvias en verano y presenta precipitaciones anuales de 4,000 mm con una mayor concentración de mayo a octubre. La temperatura media mensual es de 15.3°C y varía poco a lo largo del año, con el mes más frío de 13°C y el mes más caliente de 17.3°C (INEGI, 1981).

Variables ambientales y vegetación

Se tomaron tres datos de temperatura y humedad relativa por muestreo para cada sitio durante el día. No fue posible registrar los datos del tercer muestreo y del décimo muestreo para el sitio conservado debido a imprevistos con el higrómetro utilizado (marca Extech Instruments) para registrar estas variables.

Para disponer de una referencia de la condición de los sitios conservado y perturbado se llevó a cabo un registro de las siguientes variables: 1) número de árboles (con DB igual o mayor a 5 cm), 2) diámetro basal de los árboles (con DB igual o mayor a 5 cm), 3) número de árboles con huellas visibles de cortes para aprovechamiento humano (con DB igual o mayor a 5 cm) y 4) cobertura del dosel mediante la toma de 30 fotografías a nivel del suelo por transecto (90 en total por sitio). Todos los datos se obtuvieron en un área de 1,800 m² por sitio.

Recolecta de arañas

En total se realizaron 12 muestreos (uno cada dos semanas) en dos periodos de tres meses (seis muestreos por periodo) de enero a marzo y de junio a agosto del 2009. De esta manera se cubrieron las dos estaciones fundamentales de la región: la de secas y la de lluvias. En cada sitio se establecieron tres transectos de muestreo de 50 m de largo cada uno. En cada transecto se aplicó un método de recolecta diferente por muestreo y se establecieron cinco puntos de muestreo (denominados A, B, C, D y E) de 5 m de diámetro separados en su centro por 12 m (Figura 2). Como unidad de muestreo se consideró la combinación de los tres métodos, con los puntos A de cada transecto integrando una muestra, y así sucesivamente para los puntos B, C, D y E, para obtener 60 muestras por sitio entre los 12 muestreos y 30 por cada temporada (secas y lluvias). La recolecta se realizó con la participación de dos a cuatro personas por muestreo.

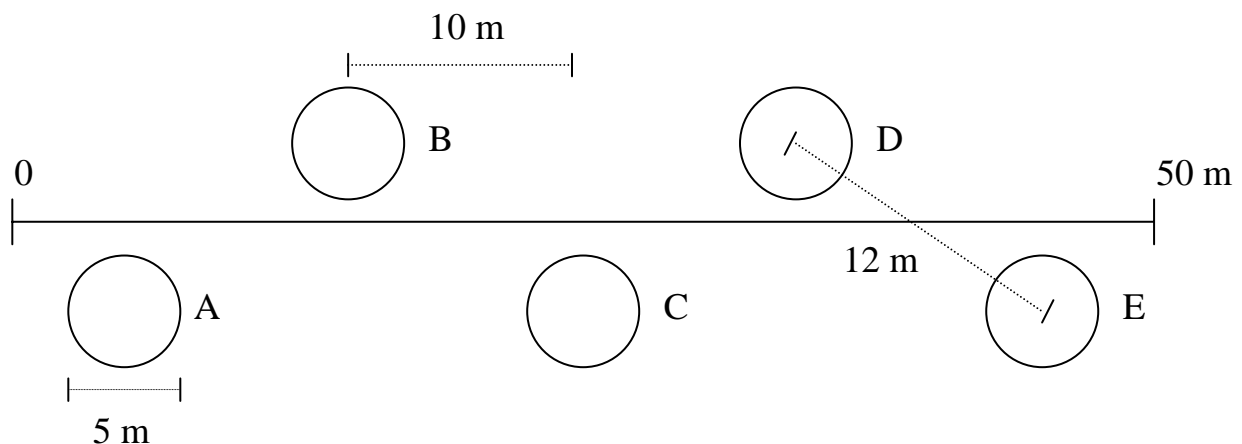


Figura 2. Esquema de la medida y separación de los puntos de muestreo delimitados en cada transecto para la recolecta de arañas del sotobosque.

Los métodos de captura empleados fueron la recolecta directa, la red y la manta de golpeo y las trampas de refugio. Esta combinación de diversas técnicas de muestreo se recomienda para obtener una mejor representación de la comunidad de arañas (Hodge *et al.*, 2007). Los métodos de muestreo se alternaron cada cuatro semanas entre los transectos de cada sitio y se registraron los siguientes datos de recolecta: localidad, sitio, fecha, colectores, transecto, punto de muestreo y método de captura.

- a) La recolecta directa consistió en localizar visualmente y recolectar los especímenes en cada punto de muestreo. Se invirtieron 20 minutos de revisión de la vegetación por punto de muestreo, 10 minutos para revisión de la vegetación alta (de la cintura hacia arriba hasta el alcance máximo del brazo) y 10 minutos para revisión de la vegetación baja (de la cintura hacia abajo) (modificado de Coddington *et al.*, 1991). Para la recolecta se utilizaron aspiradores bucales, atomizadores, pinceles y bolsas de plástico. Se invirtieron un total de 40 horas de búsqueda en el muestreo.

- b) El golpeo consistió en sacudir o golpear la vegetación con red o bastón. El método de red se aplicó a la vegetación baja (30 golpes) y la manta de golpeo consistió en golpear o sacudir con un bastón la vegetación alta colocando abajo una manta blanca de 1 m² para recuperar el material caído (30 golpes). Después de cada tres a seis golpes se procedió a recoger las arañas y la hojarasca caída en la manta y a colocarlas en una bolsa de plástico, para separar los especímenes de la hojarasca al final de cada muestreo. Se invirtieron un total de 7,200 golpes en el muestreo.

- c) Las trampas de refugio se elaboraron con hojas caídas de la vegetación local enrolladas y sujetas por tubos de plástico pequeños (2 cm de largo) de dos tamaños de diámetro (1 y 1.5 cm) que se distribuyeron en la vegetación de cada punto de muestreo. Se colocaron, con dos semanas de anticipación a cada muestreo, 20 trampas (10 por cada tamaño) por punto en los troncos de los árboles y las ramas de los arbustos y las herbáceas a una altura no mayor a 2 m. Aquellas trampas rotas o perdidas fueron reemplazadas después de la revisión. Se consideraron como trampas perdidas aquellas encontradas en el suelo o aún colgadas pero sin hojas. En total se emplearon 2,400 trampas durante todo el muestreo.

Análisis de las variables ambientales y vegetación

Los datos de temperatura y humedad relativa fueron analizados por una prueba de Mann-Whitney para comparar los sitios (Siegel y Castellan, 1988). Para evaluar la condición relativa de perturbación de los dos sitios, se aplicó una prueba *t* de dos muestras para los registros de densidad de árboles y de árboles con corte. Se aplicó la prueba de Mann-Whitney en las medidas de diámetro basal. Para los datos de cobertura se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de diseño anidado para encontrar si existen diferencias entre los sitios y/o los transectos de cada sitio. Dichos análisis se llevaron a cabo mediante el uso del programa estadístico Minitab versión 15.1.1.

Identificación de arañas

Los especímenes recolectados fueron preservados en viales de vidrio con etanol al 80% y depositados en la Colección de Arácnidos del Sureste de México (ECOTAAR), localizada en el Colegio de la Frontera Sur, Unidad Tapachula. Todos los individuos fueron identificados a nivel de familia. Los adultos y la mayoría de los juveniles fueron agrupados en morfoespecies e identificados a nivel de género y/o especie con ayuda de literatura especializada. Algunas morfoespecies no fueron determinadas a especie o género, debido a que únicamente estaban representadas por juveniles o porque corresponden a especies que aún no han sido descritas. Por simplicidad, en lo que sigue el término especie se referirá a morfoespecies tanto determinadas como no determinadas. Se elaboró la lista faunística de las arañas y se reportan las especies que representan nuevos registros para México y el estado de Chiapas.

Eficiencia de los métodos de muestreo

Se obtuvieron los valores de riqueza y abundancia para cada método de muestro así como para cada variante del mismo. Para el método de trampas de refugio, en particular, se obtuvo la proporción de trampas donde se localizó al menos una araña

con el objeto de estimar la eficiencia del método. Las trampas pérdidas se consideraron como trampas no ocupadas.

Diversidad alfa

Se obtuvieron estimaciones de la riqueza total de cada sitio a nivel general y por época, usando el programa EstimateS versión 8.0 (Colwell, 2007), aplicando 100 aleatorizaciones a los datos registrados. Con esta información se puede evaluar que tan completo (“completeness” o integridad de muestreo) resultó el registro de la fauna de arañas, al determinar que porcentaje representa la fauna registrada, con relación a cada una de las estimaciones de riqueza total (Moreno y Halffter, 2000). Con los valores obtenidos de dos estimadores de riqueza no paramétricos Chao 1 y ACE (ambos se basan en la cuantificación de especies raras) (Magurran, 2004) se construyeron curvas de acumulación de especies, para comparar la densidad de especies (Gotelli y Colwell, 2001) entre los dos sitios (las fórmulas de estos estimadores se encuentran en el Anexo 1). Chao 1 es frecuentemente utilizado como referencia para arañas en otros estudios (Sørensen, 2003; Coddington *et al.*, 2009). Se calculó la proporción de “singletons” y la intensidad de muestreo (número de individuos por especie) por sitio como otras herramientas para evaluar que tan completo es un muestreo (Coddington *et al.*, 1991).

Se construyeron curvas de rarefacción, usando el programa EcoSim versión 7.0 (Gotelli y Entsminger, 2004) con sus correspondientes límites de confianza del 95%, para comparar los valores de riqueza al mismo nivel de individuos recolectados. También se utilizaron los índices de Shannon-Wiener (H') y Simpson (D), debido a su diferente sensibilidad a los dos componentes de la diversidad alfa. El índice de Shannon-Wiener es más sensible a las especies poco comunes, y el índice de Simpson es sensible a los cambios en la abundancia de las especies más comunes y se utilizó en la forma $1/D$ como medida de diversidad. Se aplicó la prueba t de Hutcheson para detectar diferencias entre los valores del índice de Shannon-Wiener (Magurran, 2004) (las fórmulas de estos índices se encuentran en el Anexo 1).

Diversidad beta

Para analizar las diferencias entre sitios se emplearon los valores clásicos del coeficiente de similitud cualitativo de Sørensen (I_S), ya que relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios (Moreno, 2001) y del coeficiente de similitud de Jaccard (I_J). Asimismo se emplearon dos coeficientes de similitud cuantitativos: Bray-Curtis (C_N) y Morisita-Horn (C_{MH}) (Magurran, 2004). Un resultado de 1 indica que las dos muestras son idénticas mientras que 0 indica que las muestras no tienen especies en común y por lo tanto constituyen dos conjuntos totalmente diferentes. Dichos índices se emplearon también para las comparaciones entre los dos sitios por época y entre épocas de cada sitio (las fórmulas de estos coeficientes se encuentran en el Anexo 1).

Abundancia y estructura

Se analizaron los datos de abundancia total y la proporción de adultos entre sitios mediante pruebas X^2 . Los datos de familia y las 20 especies más abundantes de los dos sitios a nivel general y por época se analizaron mediante pruebas X^2 con tablas de contingencia utilizando el programa estadístico JMP versión 4.0. Para aquellos casos donde el 20% o más de los valores esperados fueron menores que cinco se consideró el valor G o prueba de la razón de verosimilitud.

Para analizar la estructura de las comunidades se construyeron curvas de rango-abundancia y se aplicó la prueba de Kolmogorov-Smirnov de dos muestras comparando los valores de rango de abundancia de las especies de arañas de cada uno de los sitios a nivel general y por época (Magurran, 2004). Se usó el método de Olmstead y Tukey (Sokal y Rohlf, 1981) para categorizar las especies por medio de gráficas con líneas divisorias representando la media del porcentaje de frecuencia en el eje de las abscisas y una abundancia mayor al 2% del total en el eje de las ordenadas para determinar cuatro cuadrantes en los cuales las especies pueden dividirse en dominantes (alta frecuencia y alta abundancia), constantes (alta frecuencia y baja abundancia),

temporales (alta abundancia y baja frecuencia) y raras (baja frecuencia y baja abundancia). De acuerdo con Toti *et al.* (2000) y Chen y Tso (2004), las especies de arañas dominantes en una comunidad presentan una abundancia igual o mayor a 2% del total. De esta manera se ubica a las especies en categorías con base a los criterios ya descritos y permite comparar el número de especies por categoría y detectar cambios de categoría entre sitios en especies particulares.

Gremios

Se construyó una clasificación para las arañas del sotobosque agrupándolas en gremios según las características ecológicas de las familias capturadas y los datos observados en el campo. Los criterios para asignar las familias de arañas a los diferentes gremios se basaron en las propuestas de Uetz *et al.* (1999) y Höffer y Brescovit (2001). El principal criterio de clasificación es el uso o no de la red, aquellas que la construyen para atrapar a sus presas (tejedoras) y aquellas que no construyen y en su lugar buscan activamente su alimento (errantes). Dentro del primer grupo se consideraron tres diferentes tipos de redes: orbiculares, irregulares y laminares. En las arañas errantes la división considera si son cursoriales (corredoras) o si acechan o emboscan a sus presas.

Se obtuvo la riqueza de especies y la abundancia relativa de cada gremio por cada sitio, así como la determinación de su similitud con los índices ya mencionados. Se llevaron a cabo pruebas X^2 con tablas de contingencia para saber si existen diferencias en la distribución de los individuos por sitio, a nivel general y por época.

RESULTADOS

Variables ambientales y vegetación

No existen diferencias significativas entre los sitios tanto en la temperatura ($W = 898$; $P = 0.83$) como en la humedad relativa ($W = 854$; $P = 0.41$). Al comparar la variación de los valores más altos y más bajos de temperatura para cada sitio se observa que el sitio conservado presentó una tendencia a una mayor estabilidad que el perturbado, particularmente durante la época de secas (Figura 3). En la humedad relativa se observó una mayor variación en el sitio conservado en comparación con el sitio perturbado, particularmente en la época de secas (Figura 4).

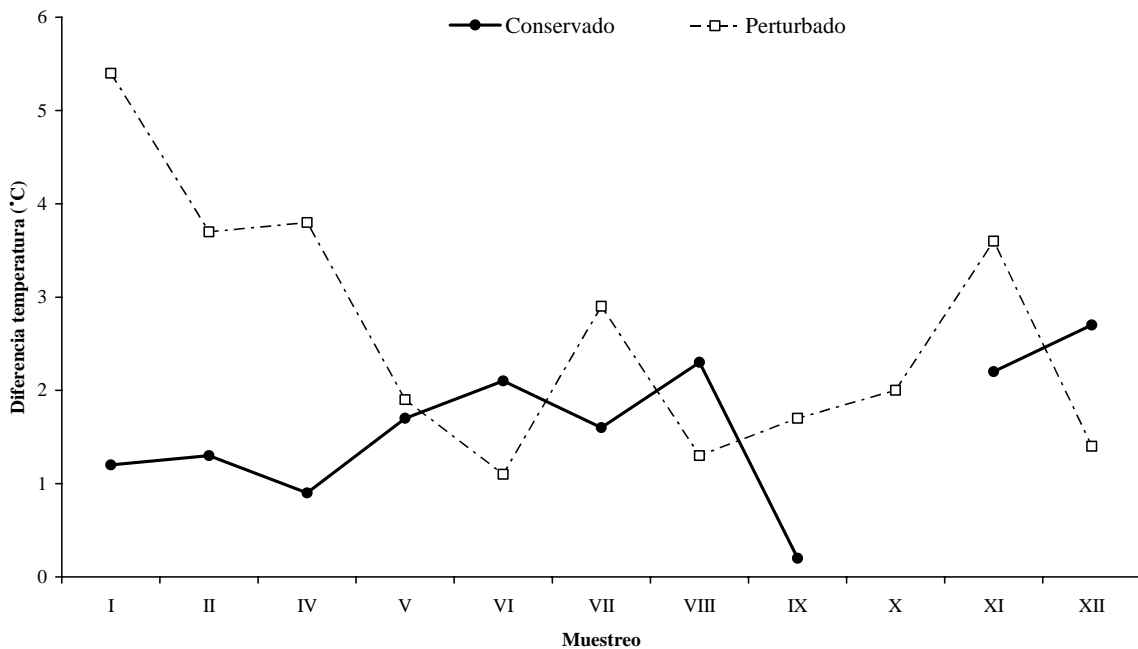


Figura 3. Variación de la temperatura (diferencia entre el valor más alto y el más bajo del muestreo correspondiente) durante el día de muestreo en cada sitio.

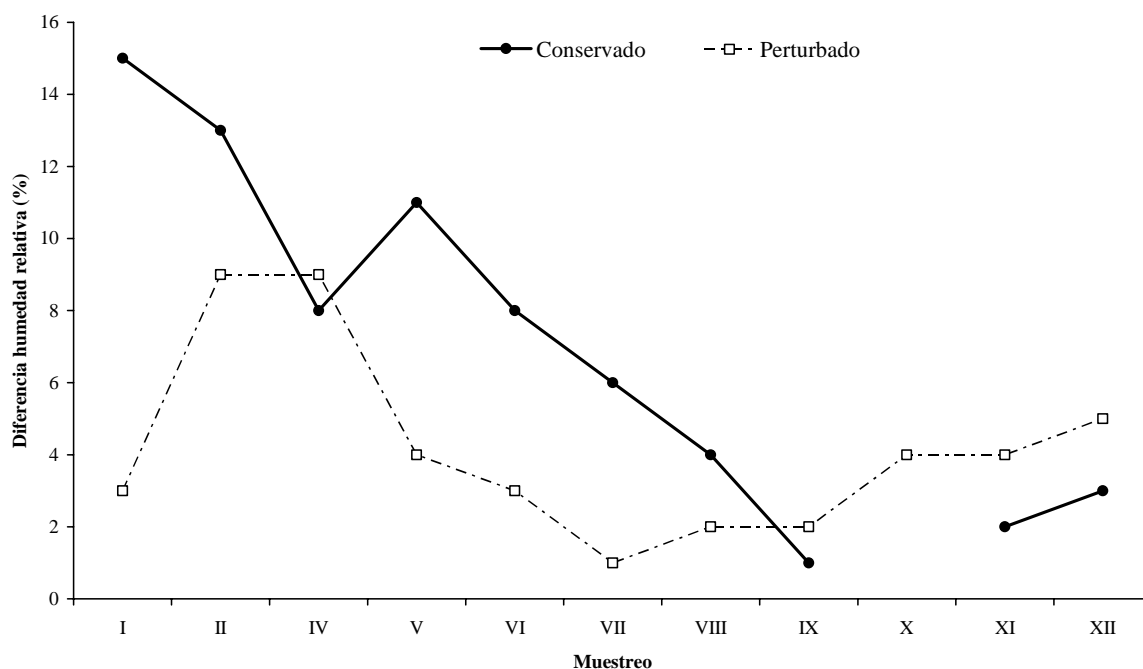


Figura 4. Variación de la humedad relativa (diferencia entre el valor más alto y el más bajo del muestreo correspondiente) durante el día de muestreo en cada sitio.

Los sitios conservado y perturbado no presentaron diferencias significativas para el número de árboles ($t = 0.53$; $gl = 3$; $P = 0.32$) ni para los valores del diámetro basal ($W = 43856$; $P = 0.43$), pero sí para el número de árboles con corte ($t = -3.86$; $gl = 3$; $P = 0.03$) y para la cobertura del dosel ($F = 44.20$; $gl = 1$; $P = 0.003$) (Tabla 1).

Tabla 1. Variables registradas para la vegetación en los sitios de muestreo de la Reserva Volcán Tacaná.

	Conservado	Perturbado
No. de árboles	219	189
No. de árboles con corte	28	103
Diámetro basal (promedio)	21.37	19.92
Cobertura (%) (promedio)	87.30	72.78

Arañas: Resultados generales y nuevos registros

Se recolectaron un total de 8,370 organismos de los cuales 1,208 fueron adultos (618 hembras y 590 machos) y 7,162 juveniles pertenecientes a 22 familias (Tabla 2). Tres

de las familias estuvieron representadas sólo por juveniles (Ctenidae, Scytodidae y Selenopidae).

En total, las familias con mayor riqueza de especies fueron Theridiidae con 23, Linyphiidae y Araneidae con 15 cada una, Anyphaenidae con 13, y Salticidae y Tetragnathidae con ocho cada una. A nivel genérico, Theridiidae fue la más diversa con 15 géneros, seguida de Linyphiidae con 10, Salticidae con siete, Araneidae con seis y Tetragnathidae con cinco (Figura 5).

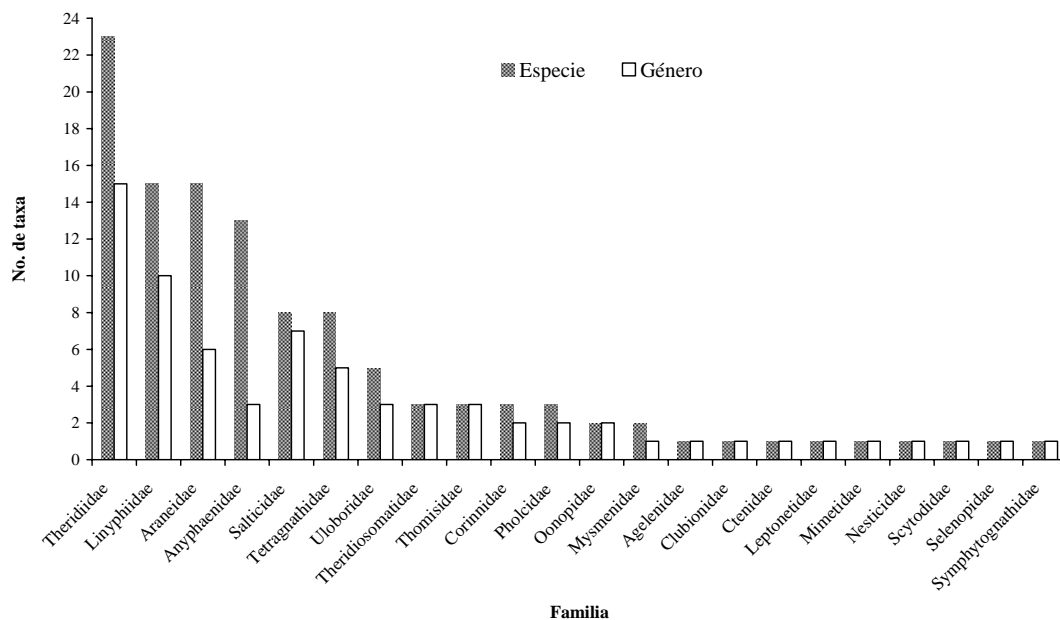


Figura 5. Número de especies y géneros por familia de arañas del sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná. Cada barra incluye el total de los dos sitios estudiados.

Los géneros más ricos fueron *Anyphaena* (Anyphaenidae) con 10 especies, *Theridion* (Theridiidae) con cinco especies, *Ocrepeira* (Araneidae) y *Linyphia* (Linyphiidae) con cuatro especies cada una, y *Cyclosa* (Araneidae), *Chrysometa* (Tetragnathidae) y *Philoponella* (Uloboridae) con tres especies cada una.

Del total de individuos, 623 (7%) no pudieron asignarse a una especie, por lo que sólo se tomaron en cuenta para la cuantificación del número total y no en los análisis de diversidad y estructura. La exclusión de dichas arañas obedece a que pertenecen a

géneros que presentan dos o más especies encontradas en el muestreo y, al ser individuos jóvenes, sus características morfológicas no permitieron asignarlos a alguna de ellas.

De esta forma para los siguientes análisis se consideraron únicamente 7,747 individuos pertenecientes a 22 familias, 71 géneros y 112 especies (Tabla 2), de las cuales 91 especies están representadas por adultos. La proporción de especies identificadas a ese nivel fue del 36% (41 de 112).

Las familias más abundantes de todo el muestreo fueron: Theridiidae con el 24% del total, Anyphaenidae con el 23%, Tetragnathidae con el 21% y Linyphiidae con el 15%. Del total de individuos el 14% fueron adultos, destacando las familias Linyphiidae con el 35% del total de adultos, Theridiidae con el 26%, Anyphaenidae con el 9%, Theridiosomatidae con el 7% y Tetragnathidae con el 6%. De las familias con más de 50 individuos sólo Linyphiidae, Salticidae y Pholcidae presentan más de 30% de adultos (Figura 6).

De las especies encontradas, ocho especies son nuevos registros para México: *Rualena simplex* (F. O. P.-Cambridge, 1902) (Agelenidae) se ha reportado para Guatemala, *Josa nigrifrons* (Simon, 1897) (Anyphaenidae) y *Philoponella tingens* (Chamberlin e Ivie, 1936) (Uloboridae) tienen registro en Sudamérica y Costa Rica, *Tennesseellum formica* (Emerton, 1882) (Linyphiidae) se cita con distribución Neártica, *Phycosoma altum* (Keyserling, 1886) (Theridiidae) y *Tmarus vitusus* Chickering, 1965 (Thomisidae) tienen como registro más al norte del continente Americano a Panamá, *Thymoites puer* (Mello-Leitão, 1941) (Theridiidae) se ha reportado en Brasil y Argentina y *Wamba congener* O. P.-Cambridge, 1896 (Theridiidae) tiene incidencia en el norte y sur del continente (Platnick, 2010).

Tabla 2. Lista y abundancia de especies de arañas recolectadas en sotobosque de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná. Época: S = secas, L = lluvias. Método: D = recolecta directa, G = red y manta de golpeo, R = trampa de refugio. ¹ = nuevo registro para México, ² = nuevo registro para el estado de Chiapas.

Especies por familia	Conservado		Perturbado		Método
	S	L	S	L	
Agelenidae					
¹ <i>Rualena simplex</i> (F. O. P.-Cambridge, 1902)	7	4	4	3	D, G, R
Anyphaenidae					
<i>Anyphaena trifida</i> F. O. P.-Cambridge, 1900	110	125	276	269	D, G, R
<i>Anyphaena</i> sp1	7	2	8	12	G, R
<i>Anyphaena</i> sp2	9	13	4	29	G, R
<i>Anyphaena</i> sp3	114	269	42	195	D, G, R
<i>Anyphaena</i> sp4	0	0	1	0	G
<i>Anyphaena</i> sp5	15	14	18	53	D, G, R
<i>Anyphaena</i> sp6	0	2	0	4	D, G, R
<i>Anyphaena</i> sp7	0	0	0	2	R
<i>Anyphaena</i> sp8	0	0	0	1	G
<i>Anyphaena</i> sp9	0	2	0	0	G
¹ <i>Josa nigrifrons</i> (Simon, 1897)	1	0	30	22	D, G, R
<i>Wulfila</i> sp1	3	0	0	0	G
<i>Wulfila</i> sp2	0	3	0	0	D, G
Araneidae					
<i>Aculepeira</i> sp1	8	2	5	1	D, G
<i>Araneus</i> sp1	0	5	25	36	D, G
<i>Araneus</i> sp2	15	2	7	0	D, G
<i>Cyclosa</i> sp1	0	1	0	0	G
<i>Cyclosa</i> sp2	1	1	1	2	D, G
<i>Cyclosa</i> sp3	0	0	1	0	D
² <i>Mangora ixtapan</i> Levi, 2005	0	0	0	2	G
<i>Mangora</i> sp1	68	17	2	0	D, G, R
<i>Micrathena lenca</i> Levi, 1985	55	14	0	1	D, G, R
<i>Micrathena margerita</i> Levi, 1985	9	2	3	0	D, G
<i>Ocrepeira rufa</i> (O. P.-Cambridge, 1889)	6	13	13	18	D, G, R
<i>Ocrepeira subrufa</i> (F. O. P.-Cambridge, 1904)	1	1	0	0	D, G
<i>Ocrepeira</i> sp1	0	0	1	2	D, G
<i>Ocrepeira</i> sp2	0	0	0	1	G
Araneidae sp1	0	4	0	7	D, G
Clubionidae					
<i>Elaver</i> sp1	15	18	4	15	D, G, R
Corinnidae					
<i>Megalostrata raptor</i> (L. Koch, 1866)	5	2	0	26	G, R
<i>Trachelas</i> sp1	27	25	25	52	D, G, R
<i>Trachelas</i> sp2	50	25	12	31	D, G, R
Ctenidae					
<i>Ctenus</i> sp1	1	0	0	0	R
Leptonetidae					
<i>Archoleptoneta</i> sp1	1	0	0	0	D
Linyphiidae					
<i>Ceratinopsis</i> sp1	7	12	2	0	D, G
<i>Fissiscapus</i> sp1	0	1	1	0	G, R

Especies por familia	Conservado		Perturbado		Método
	S	L	S	L	
<i>Jalapyphantes cuernavaca</i> Gertsch y Davis, 1946	49	68	42	228	D, G, R
<i>Linyphia linguatula</i> (F. O. P.-Cambridge, 1902)	0	0	0	26	D, G
² <i>Linyphia nigrita</i> (F. O. P.-Cambridge, 1902)	5	1	14	82	D, G, R
<i>Linyphia</i> sp1	10	0	11	0	D, G
<i>Linyphia</i> sp2	2	8	15	90	D, G, R
<i>Meioneta</i> sp1	0	0	1	4	D, G, R
<i>Meioneta</i> sp2	0	2	0	0	D, G
<i>Mermessus</i> sp1	0	1	0	0	D
² <i>Selenyphantes longispinosus</i> (O. P.-Cambridge, 1896)	56	20	79	27	D, G
¹ <i>Tennesseellum formica</i> (Emerton, 1882)	0	0	0	1	G
<i>Walckenaeria</i> sp1	1	0	0	1	D, G
Erigoninae sp1	292	25	14	3	D, G, R
Linyphiidae sp1	0	1	0	5	D, G
Mimetidae					
<i>Mimetus</i> sp1	8	11	0	0	G
Mysmenidae					
<i>Calodipoena stathamae</i> (Gertsch, 1960)	1	0	0	0	D
<i>Calodipoena</i> sp1	1	7	0	2	D, G
Nesticidae					
<i>Gaucelmus augustinus</i> Keyserling, 1884	1	0	1	0	G
Oonopidae					
² <i>Dysderina plena</i> O. P.-Cambridge, 1894	1	0	0	0	G
Gamasomorphinae sp1	0	0	0	1	G
Pholcidae					
<i>Metagonia asintal</i> Gertsch, 1971	28	25	3	5	D, G
<i>Modisimus</i> sp1	0	1	0	0	G
Pholcidae sp1	1	3	0	1	D
Salticidae					
<i>Lyssomanes</i> sp1	21	7	19	6	D, G
<i>Naphrys</i> sp1	1	2	1	7	G, R
<i>Paramarpissa</i> sp1	8	3	2	0	D, G
<i>Zygoballus tibialis</i> F. O. P.-Cambridge, 1901	2	1	0	0	D, G, R
Euophryinae sp1	2	1	1	4	G
Euophryinae sp2	10	12	0	1	G
Salticidae sp1	0	0	4	0	G
Salticidae sp2	3	1	1	1	G
Scytodidae					
<i>Scytodes</i> sp1	0	1	0	0	G
Selenopidae					
<i>Selenops</i> sp1	1	2	0	1	G
Symphytognathidae					
<i>Symphytognatha</i> sp1	3	1	0	0	D, G
Tetragnathidae					
<i>Chrysometa</i> sp1	45	14	107	75	D, G
<i>Chrysometa</i> sp2	8	9	34	51	D, G, R
<i>Chrysometa</i> sp3	12	10	22	32	D, G, R
<i>Cyrtognatha</i> sp1	109	102	23	23	D, G, R
<i>Glenognatha spherella</i> Chamberlin e Ivie, 1936	0	0	1	2	G
² <i>Leucauge simplex</i> F. O. P.-Cambridge, 1903	377	3	311	4	D, G, R

Especies por familia	Conservado		Perturbado		Método
	S	L	S	L	
<i>Leucauge</i> sp1	0	1	0	0	D
<i>Tetragnatha</i> sp1	1	1	3	8	D, G
Theridiidae					
<i>Ameridion</i> sp1	40	20	21	40	D, G, R
<i>Ameridion</i> sp2	0	1	0	0	G
<i>Anelosimus jucundus</i> O. P.-Cambridge, 1896	3	0	21	1	D, G
<i>Chrosiothes goodnighorum</i> (Levi, 1954)	1	1	2	3	G
<i>Dipoena</i> sp1	2	0	0	0	G
<i>Exalbidion dotanum</i> (Banks, 1914)	37	5	12	4	D, G, R
<i>Exalbidion</i> sp1	3	1	18	7	D, G
<i>Faiditus</i> sp1	21	17	0	7	D, G
<i>Hentziectypus florens</i> (O. P.-Cambridge, 1896)	30	20	44	51	D, G, R
<i>Phoroncidia triunfo</i> Levi, 1964	2	3	2	0	D, G
¹ <i>Phycosoma altum</i> (Keyserling, 1886)	0	5	1	2	D, G
<i>Spintharus flavidus</i> Hentz, 1850	0	0	0	1	G
<i>Theridion adjacens</i> (O. P.-Cambridge, 1896)	3	2	31	35	D, G
<i>Theridion evexum</i> Keyserling, 1884	277	195	363	205	D, G, R
<i>Theridion trepidum</i> O. P.-Cambridge, 1898	0	0	0	2	G
<i>Theridion</i> sp1	1	0	0	0	G
<i>Theridion</i> sp2	1	1	0	0	D
¹ <i>Thymoites puer</i> (Mello-Leitão, 1941)	1	0	0	0	G
<i>Thymoites</i> sp1	86	45	9	6	D, G
<i>Tidarren haemorrhoidale</i> (Bertkau, 1880)	0	0	2	6	D
¹ <i>Wamba congener</i> O. P.-Cambridge, 1896	3	1	0	0	G
<i>Wirada</i> sp1	0	0	1	0	D
Theridiidae sp1	58	40	83	49	D, G, R
Theridiosomatidae					
<i>Epeirotypus</i> sp1	97	181	6	9	D, G, R
<i>Theridiosoma davisii</i> Archer, 1953	72	19	4	2	D, G, R
<i>Wendilgarda mexicana</i> Keyserling, 1886	3	3	81	21	D, G, R
Thomisidae					
² <i>Misumenoides annulipes</i> (O. P.-Cambridge, 1891)	0	0	4	1	D, G
¹ <i>Tmarus vitus</i> Chickering, 1965	21	5	22	6	D, G
Thomisidae sp1	1	0	0	0	G
Uloboridae					
<i>Miagrammopes</i> sp1	1	0	0	0	G
<i>Philoponella signatella</i> (Chamberlin e Ivie, 1936)	11	2	0	0	D, G
¹ <i>Philoponella tingens</i> (Chamberlin e Ivie, 1936)	3	14	0	2	D, G
<i>Philoponella</i> sp1	7	3	0	1	D, G, R
<i>Uloborus campestratus</i> Simon, 1893	1	1	2	0	D, G
Total	2380	1508	1923	1936	

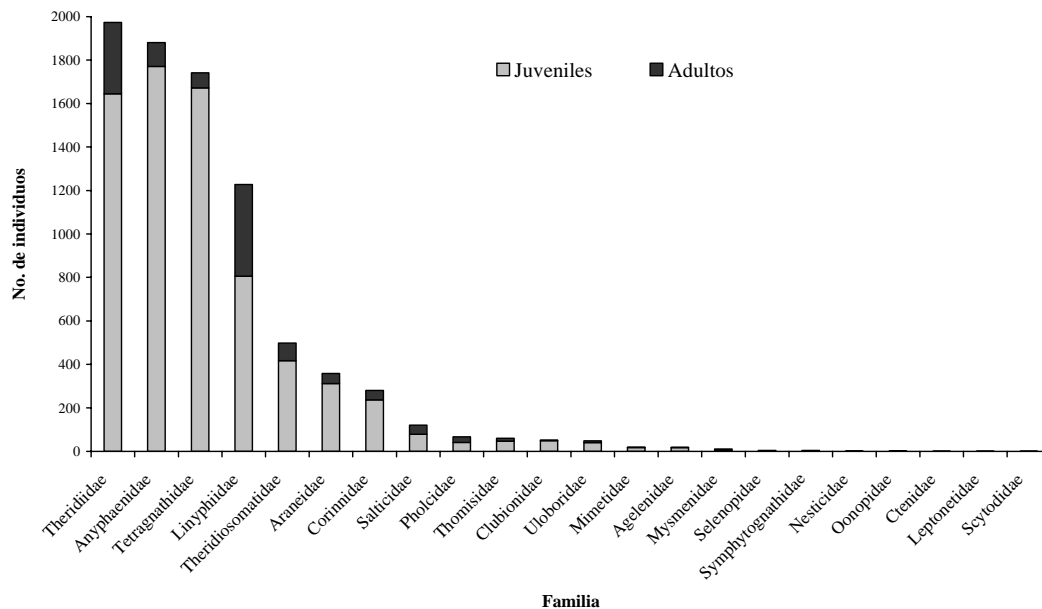


Figura 6. Abundancia total y proporción de adultos por familia de arañas en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

Seis especies son nuevos registros para el estado de Chiapas(García, 2009): *Mangora ixtapan* Levi, 2005 (Araneidae) se ha registrado en Michoacán, *Linyphia nigrita* (F. O. P.-Cambridge, 1902) (Linyphiidae) en Hidalgo, *Selenyphantes longispinosus* (O. P.-Cambridge, 1896) (Linyphiidae) en Veracruz, *Dysderina plena* O. P.-Cambridge, 1894 (Oonopidae) y *Leucauge simplex* F. O. P.-Cambridge, 1903 (Tetragnathidae) en Tabasco y *Misumenoides annulipes* (O. P.-Cambridge, 1891) (Thomisidae) en Jalisco.

Eficiencia de los métodos de muestreo

El método de golpeo capturó al mayor número de individuos, mientras que el método de trampas de refugio fue el menos eficiente. Para cada método, sus respectivos submétodos obtuvieron valores similares entre sí, excepto en el de golpeo donde la manta recuperó más del doble que la red, representando además cerca de la mitad del total de ejemplares recuperados (Tabla 3). Theridiidae y *Theridion evexum* Keyserling, 1884 fueron la familia y la especie más abundantes respectivamente con el método de recolecta directa, mientras que Anyphaenidae y *Anyphaena trifida* F. O. P.-Cambridge,

1900 lo fueron en los métodos de golpeo y trampas de refugio. La recolecta directa registró nueve especies exclusivas, mientras que por el método de golpeo se recolectaron 29 especies de forma única, incluyendo los únicos individuos de las familias Mimetidae, Nesticidae, Oonopidae, Scytodidae y Selenopidae. Dos especies fueron recolectadas de forma exclusiva por las trampas de refugio y fue el único método que registró adultos de *Rualena simplex* y *Megalostrata raptor* (L. Koch, 1866) (Tabla 2).

Tabla 3. Número de individuos y especies de arañas por método y submétodo de muestreo, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

	No. de individuos	Porcentaje de individuos	No. de especies	Porcentaje de especies
Directa	2265	29	76	68
Baja	1170	15	60	54
Alta	1095	14	61	55
Golpeo	5008	65	101	91
Red	1401	18	76	68
Manta	3607	47	87	78
Trampas	474	6	38	40
Chicas	258	3	28	25
Grandes	216	3	34	30
Total	7747	100	112	100

Respecto a la efectividad numérica de las trampas de refugio, de 2,400 trampas sólo el 19% registraron arañas, el 67% se encontraron vacías y 14% no se localizaron al momento de la recolecta. Las trampas chicas capturaron el 54% del total de este método con 28 especies mientras que las trampas grandes el 46% con 34 especies. No obstante, las trampas grandes presentaron una mayor proporción de adultos (24%) con respecto a las trampas chicas (15%).

Diversidad alfa

De las 112 especies, 94 se presentaron en el sitio conservado y 86 en el perturbado (Tabla 4). En ambas épocas se registró un mayor número de familias, géneros y especies para el sitio conservado en comparación con el perturbado (Figura 7 y Tabla 4).

Los valores del índice de Shannon-Wiener difieren significativamente entre los sitios para los datos en conjunto ($t = 2.39$; $gl = 7742$; $P = 0.02$) y para la época de secas ($t = 6.23$; $gl = 3981$; $P = 0.001$), no así para la época de lluvias ($t = -1.72$; $gl = 3015$; $P > 0.05$) (Tabla 4). Así mismo el índice de Simpson muestra que el sitio conservado presenta una menor dominancia de especies en comparación con el perturbado a nivel general y en la época de secas, situación que se invierte para la época de lluvias.

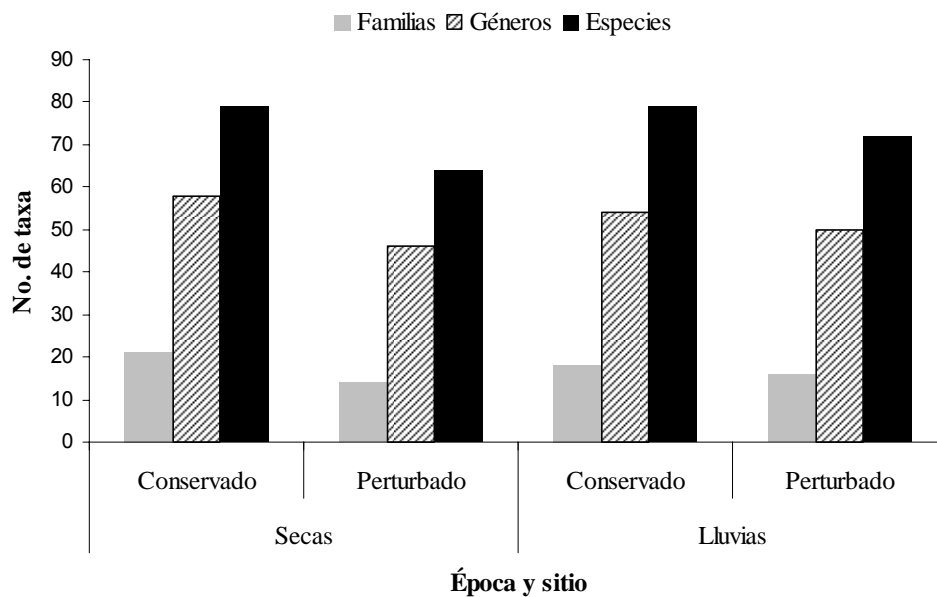


Figura 7. Número de familias, géneros y especies de arañas por sitio en cada época, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

Los valores estimados de riqueza de especies (Chao 1) muestran que en el sitio conservado y en el perturbado al menos 16% y 10% más especies respectivamente, esperan ser colectadas en comparación con las observadas. Los estimadores sugieren que la riqueza de especies pudiera ser de 103 a 122 para el sitio conservado y 94 a 111 especies para el sitio perturbado (Tabla 5).

Tabla 4. Índices de diversidad α de especies de arañas por sitio, época y sitio-época, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

		Riqueza de especies	Índice de Shannon-Wiener	Índice de Simpson
Total	Conservado	94	3.30	17.05
	Perturbado	86	3.23	14.98
Secas	Conservado	79	3.20	14.50
	Perturbado	64	2.95	10.60
Lluvias	Conservado	79	3.12	12.42
	Perturbado	72	3.20	15.12

Tabla 5. Valores de la riqueza de especies de arañas estimadas e integridad de inventario para cada sitio. La proporción de la riqueza observada con relación a la estimada con Chao 1 representa la integridad del inventario.

	Conservado	Perturbado	Total
No. de individuos	3888	3859	7747
Especies observadas	94	86	112
Número de "singletons"	19 (20%)	16 (19%)	22 (20%)
Número de "doubletons"	10 (11%)	11 (13%)	11 (10%)
ACE	111.84	98.45	133.05
Chao 1	112.05	96	134
Chao 2	110.67	98.54	138.18
Jackknife 1	113.67	103.70	135.80
Jackknife 2	121.60	110.65	148.67
Bootstrap	103.28	94.32	122.58
ICE	112.23	100.43	135.40
Integridad de inventario (%)	84	90	84

La comparación entre los valores estimados con ACE muestra que hay una diferencia de 14 especies entre sitios. Para el sitio conservado el estimador no muestra un comportamiento asintótico y quedaron 18 especies por registrar (84% de integridad) y para el sitio perturbado el estimador sí llega a la asintota y quedaron 12 especies por registrar (88% de integridad). Con el estimador Chao 1 se muestra que hay una diferencia de 16 especies estimadas entre los sitios. Para el sitio conservado el estimador no llega a la asintota y quedaron 18 especies por registrar (84% de integridad) y para el sitio perturbado el estimador sí llega a la asintota y quedaron 10 especies por registrar (90% de integridad) (Figura 8).

Durante la época de secas el muestreo en el sitio conservado se quedó a 22 especies de completarse (78% de integridad) con ACE y a 44 especies (64%) con Chao

1. Ninguno de los estimadores llega a la asíntota. Para el sitio perturbado el muestreo quedó a 12 especies de completarse (84% de integridad) con ACE y a 10 especies (87% de integridad) con Chao 1, llegando a la asíntota con ambos estimadores (Figura 9a) con lo que se aprecia que el número final de especies observadas del sitio conservado excede a cualquiera de los dos estimados para el sitio perturbado.

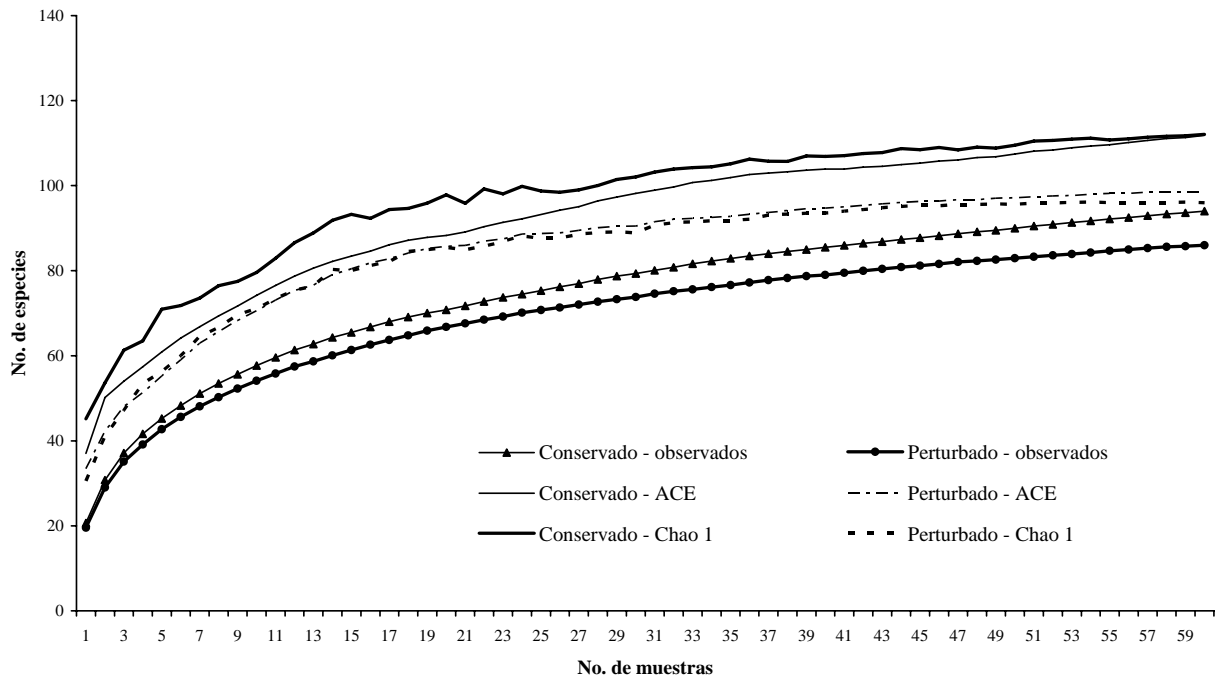


Figura 8. Curvas de acumulación de las especies de arañas observadas en los sitios conservado y perturbado con los valores estimados de ACE y Chao 1, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

En la época de lluvias el sitio conservado se quedó a 24 especies (77% de integridad) con ACE y a 18 especies (81% de integridad) con Chao 1 para completar el registro de riqueza de especies. Sin embargo, ambos estimadores llegan a la asíntota. Para el sitio perturbado el muestreo fue completo en un 86% (a 12 especies por registrar) con ACE y un 88% (a 10 especies) con Chao 1 sin que ambos estimadores lleguen a la asíntota (Figura 9b).

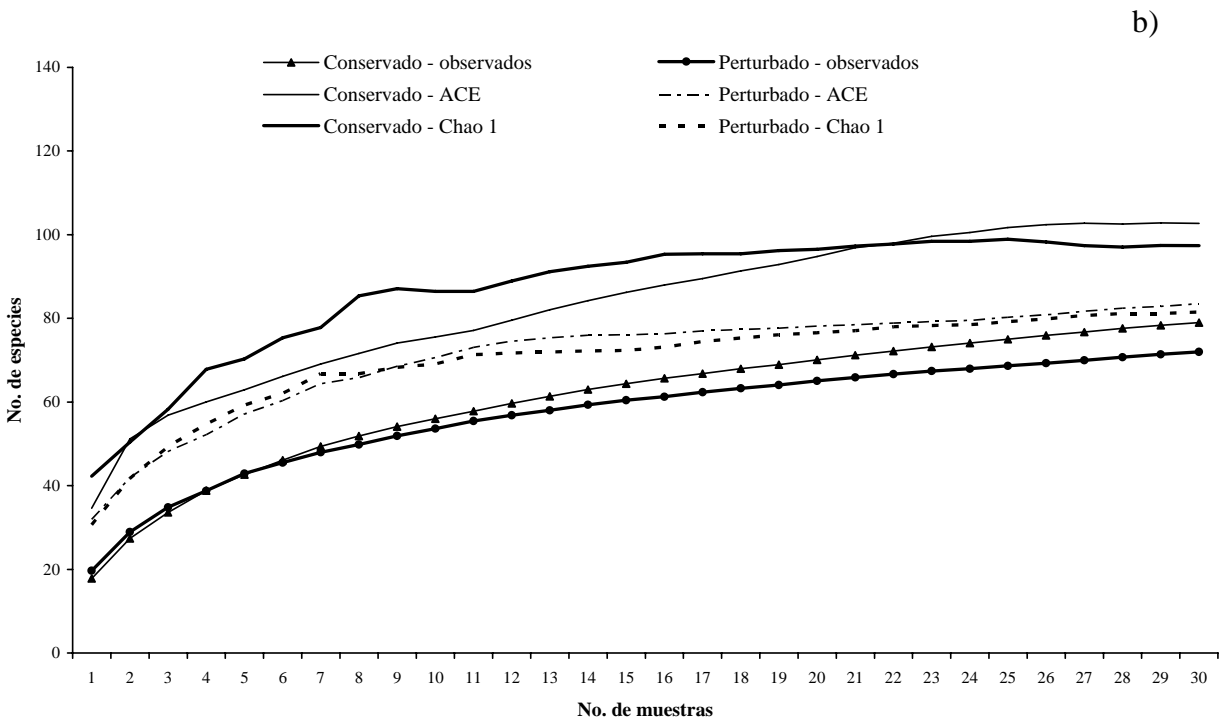
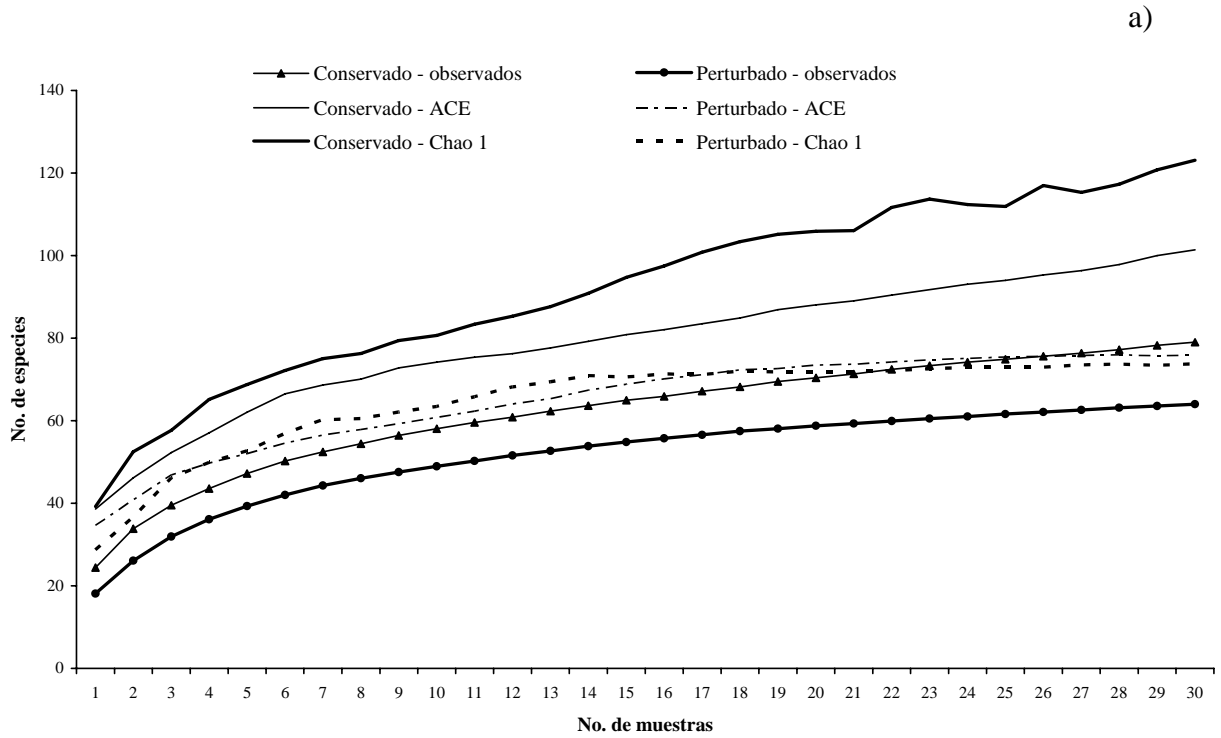


Figura 9. Curvas de acumulación de las especies de arañas observadas y estimadas por ACE y Chao 1 de los dos sitios en a) época de secas y b) época de lluvias, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

La intensidad de muestreo indica que para el sitio conservado la relación número de individuos por especie es de 41:1 y para el perturbado de 45:1, mientras que al considerar sólo los adultos la relación cambia a 10:1 para el conservado y 8:1 para el perturbado.

Las curvas de rarefacción por sitio indican que a un nivel comparable de individuos el sitio conservado registró una significativa mayor riqueza de arañas (Figura 10). Al comparar los dos sitios por época se muestra que tanto en secas (Figura 11a) como en lluvias (Figura 11b) el sitio conservado presenta una significativa mayor riqueza de especies.

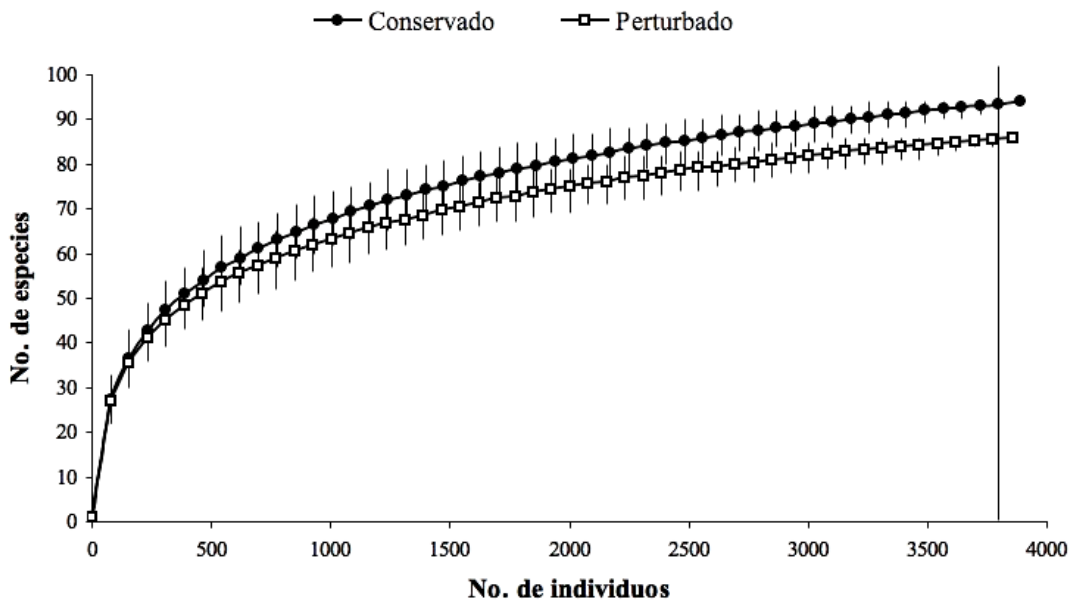


Figura 10. Curvas de rarefacción basadas en individuos (\pm intervalos de confianza del 95%) para los sitios conservado y perturbado. La línea vertical indica la riqueza de especies a la cual los dos sitios fueron comparados.

Al comparar la riqueza de especies de cada sitio por época, mediante curvas de rarefacción, se observa que en la época de lluvias se presenta una mayor riqueza tanto en el sitio conservado (Figura 12a) como en el sitio perturbado (Figura 12b).

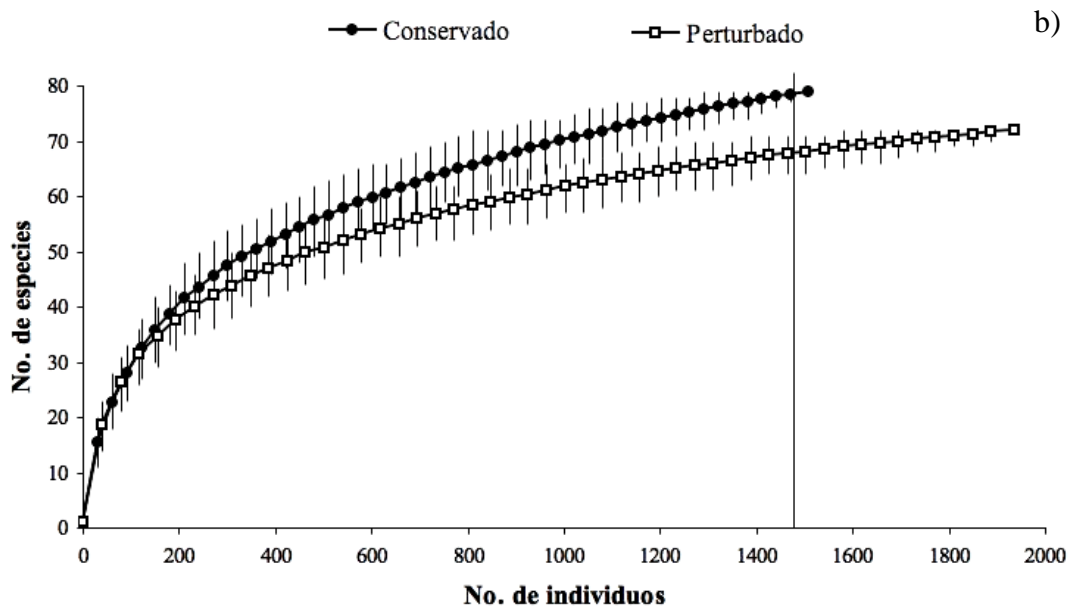
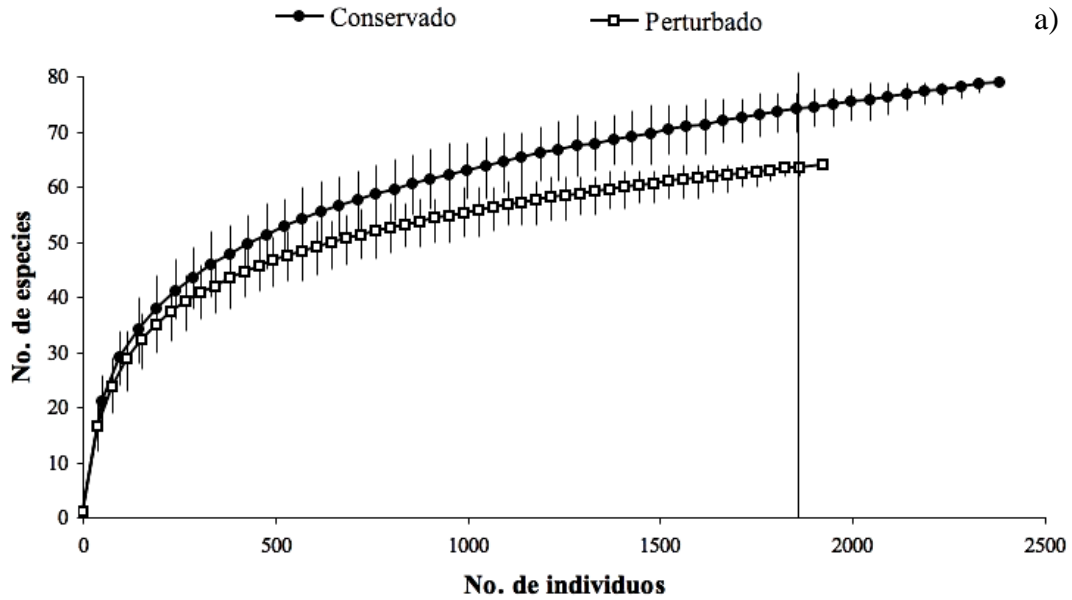


Figura 11. Curvas de rarefacción basadas en individuos (\pm intervalos de confianza del 95%) para los sitios conservado y perturbado en a) época de secas y b) época de lluvias. La línea vertical indica la riqueza de especies a la cual los dos sitios fueron comparados.

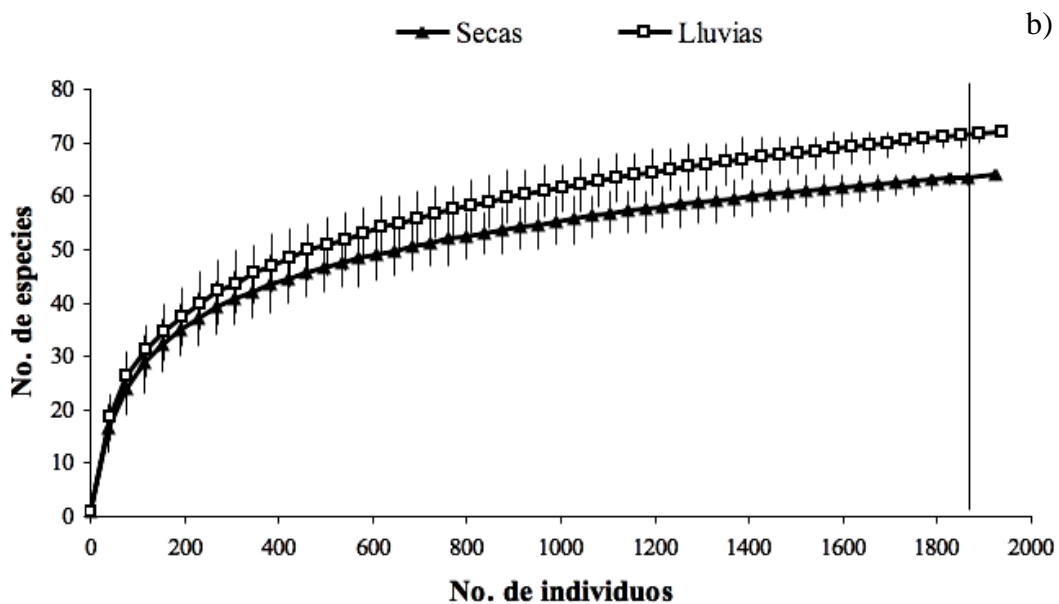
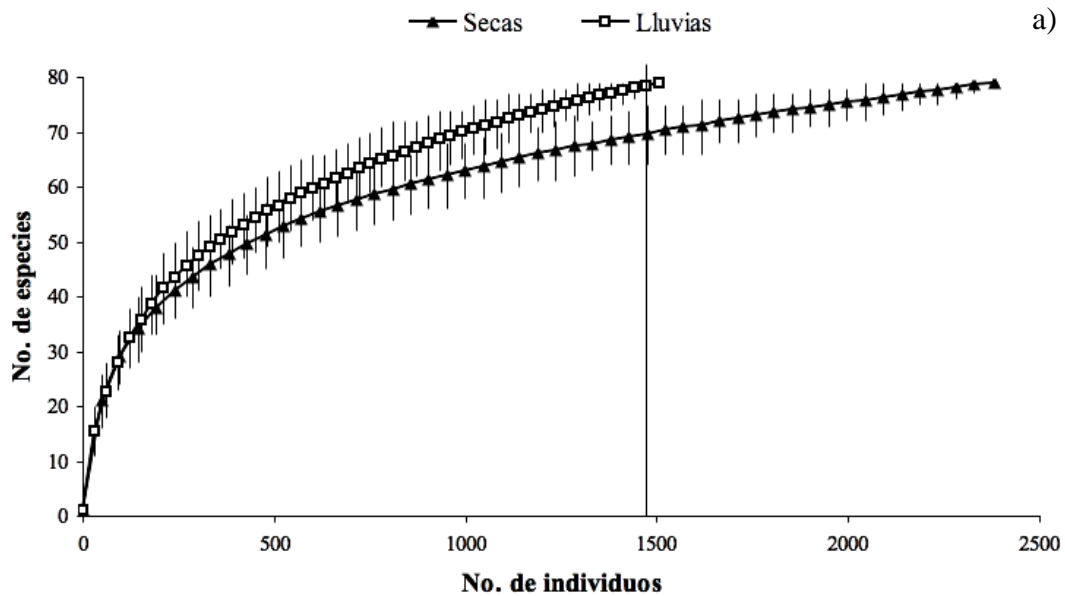


Figura 12. Curvas de rarefacción basadas en individuos (\pm intervalos de confianza del 95%) para las épocas de secas y lluvias en a) sitio conservado y b) sitio perturbado. La línea vertical indica la riqueza de especies a la cual las dos épocas fueron comparadas.

Diversidad beta

En el sitio conservado 26 especies fueron exclusivas (28%) mientras 18 lo fueron para el perturbado (21%). En la época de secas 19 especies fueron exclusivas para el sitio conservado y siete para el perturbado. En la época de lluvias 12 especies fueron exclusivas para el sitio conservado y ocho para el perturbado. Los índices de similitud cualitativos (Sørensen y Jaccard) muestran tendencias similares entre sí. El valor de similitud entre los sitios a nivel de todo el muestreo se reduce ligeramente cuando se comparan por separado cada una de las épocas, con valores iguales para las dos épocas. Cuando se compara el efecto de la época de muestreo, el sitio conservado obtiene valores notoriamente más altos que el sitio perturbado. Los índices de similitud cuantitativos (Bray-Curtis y Morisita-Horn) muestran tendencias diferentes entre sí. Ambos índices muestran una notable mayor similitud entre sitios en secas que en lluvias, pero al considerar todo el muestreo el de Bray-Curtis presenta un valor ligeramente menor al de la época seca, mientras que el de Morisita-Horn no presenta cambios con respecto al valor de esa misma época. En las comparaciones de época para cada sitio, el valor de Bray-Curtis para conservado es igual que el de perturbado, pero el índice de Morisita-Horn es mayor para el sitio perturbado (Tabla 6).

Tabla 6. Índices de diversidad β (similitud) entre sitios, sitios por época y épocas de cada sitio en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

	Índices cualitativos		Índices cuantitativos	
	Sørensen	Jaccard	Bray-Curtis	Morisita-Horn
Conservado / Perturbado	0.76	0.61	0.58	0.76
Conservado-Secas / Perturbado-Secas	0.73	0.57	0.59	0.76
Conservado-Lluvias / Perturbado-Lluvias	0.73	0.57	0.55	0.73
Conservado-Secas / Conservado-Lluvias	0.81	0.68	0.59	0.58
Perturbado-Secas / Perturbado-Lluvias	0.74	0.58	0.59	0.66

Abundancia y estructura

De los sitios conservado y perturbado se recolectaron 3,888 y 3,859 individuos respectivamente. Sin embargo, en el sitio conservado se obtuvieron más individuos en la época de secas que en la de lluvias ($\chi^2 = 101.62$; $gl = 1$; $P < 0.0001$) (Tabla 7).

Tabla 7. Abundancia total de arañas por sitio y época en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

	Conservado	Perturbado	Total
Secas	2380	1923	4303
Lluvias	1508	1936	3444
Total	3888	3859	7747

La distribución de los individuos de las familias mostró diferencias significativas entre los sitios a nivel general ($G = 346.8$; $gl = 21$; $P < 0.0001$) y para cada una de las épocas: secas ($G = 255.4$; $gl = 20$; $P < 0.0001$) y lluvias ($G = 387.66$; $gl = 18$; $P < 0.0001$). Diecisiete familias se comparten entre los sitios. Ctenidae, Leptonetidae, Mimetidae, Scytodidae y Symphytognathidae tienen presencia única en el sitio conservado (Figura 13).

La proporción de adultos es significativamente mayor en el sitio conservado (18%) que en el perturbado (13%) ($\chi^2 = 28.84$; $gl = 1$; $P < 0.0001$), situación que se presenta en la época de secas (18% para el conservado y 7% para el perturbado) ($\chi^2 = 115.6$; $gl = 1$; $P < 0.0001$). Sin embargo, en la época de lluvias no existen diferencias entre los sitios (17% para el conservado y 20% para el perturbado) ($\chi^2 = 3.05$; $gl = 1$; $P = 0.08$). La relación de adultos-juveniles de cada familia por sitio muestra que la proporción de adultos de la familia Linyphiidae disminuye del sitio conservado al perturbado ($\chi^2 = 122.29$; $gl = 1$; $P < 0.0001$), al igual que Araneidae ($\chi^2 = 8.68$; $gl = 1$; $P = 0.003$), mientras que las familias que tienen mayor proporción de adultos en el sitio perturbado con respecto al conservado son Corinnidae ($\chi^2 = 8.1$; $gl = 1$; $P = 0.004$), Tetragnathidae ($\chi^2 = 13.36$; $gl = 1$; $P < 0.0001$) y Theridiosomatidae ($\chi^2 = 15.52$; $gl = 1$; $P < 0.001$).

En ambos sitios la especie más abundante fue *Theridion evexum* (12% del total en conservado y 15% en perturbado). En el sitio conservado le siguieron *Anyphaena* sp3 (10%), *Leucauge simplex* (10%), Erigoninae sp1 (Linyphiidae) (8%) y *Epeirotypus* sp1 (Theridiosomatidae) (7%). En el sitio perturbado la especie dominante fue seguida de *Anyphaena trifida* (14%), *L. simplex* (8%), *Jalapyphantes cuernavaca* Gertsch y Davis, 1946 (7%) y *Anyphaena* sp3 (6%). Se observa una distribución de abundancias más equitativa entre las especies del sitio conservado en comparación con las del perturbado (Figura 14). De las 20 especies más abundantes de cada sitio durante todo el muestreo se observa que se comparten 11 especies (las cuales varían en abundancia).

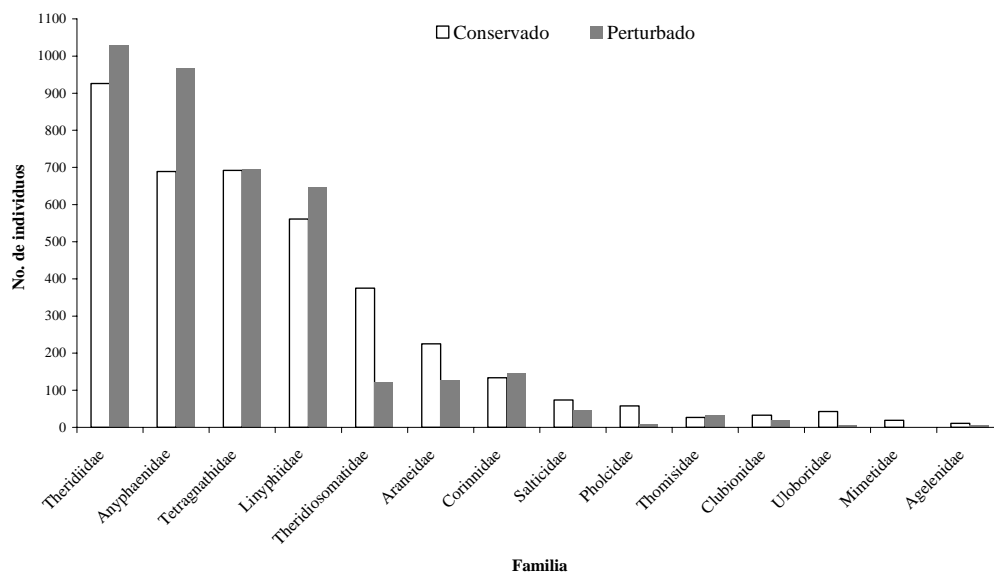


Figura 13. Número de individuos por sitio de las familias de arañas más abundantes (≥ 10 individuos por sitio) en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

Considerando las 20 especies más abundantes del muestreo en su conjunto, existen diferencias en la distribución de los individuos por sitio ($\chi^2 = 1324.65$; $gl = 19$; $P < 0.0001$), algunas especies presentan más del doble de individuos en el sitio perturbado en comparación con el conservado como *Anyphaena trifida*, *Jalapyphantes cuernavaca*, *Chrysometa* sp1, *Linyphia* sp2, *Wendilgarda mexicana* Keyserling, 1886, *Linyphia nigrita* y *Chrysometa* sp2, mientras que otras especies registran más del doble de organismos en el conservado en comparación con el perturbado como Erigoninae sp1, *Epeirotypus* sp1, *Cyrtognatha* sp1 y *Thymoites* sp1 (Figura 15).

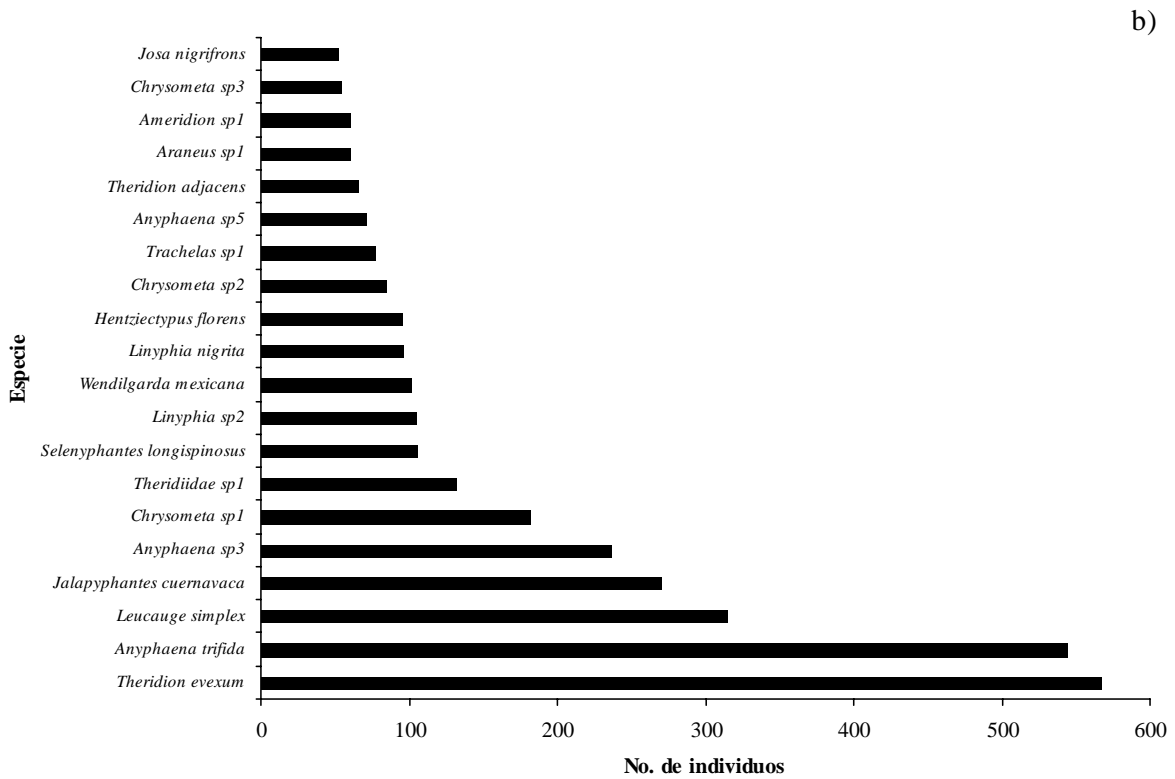
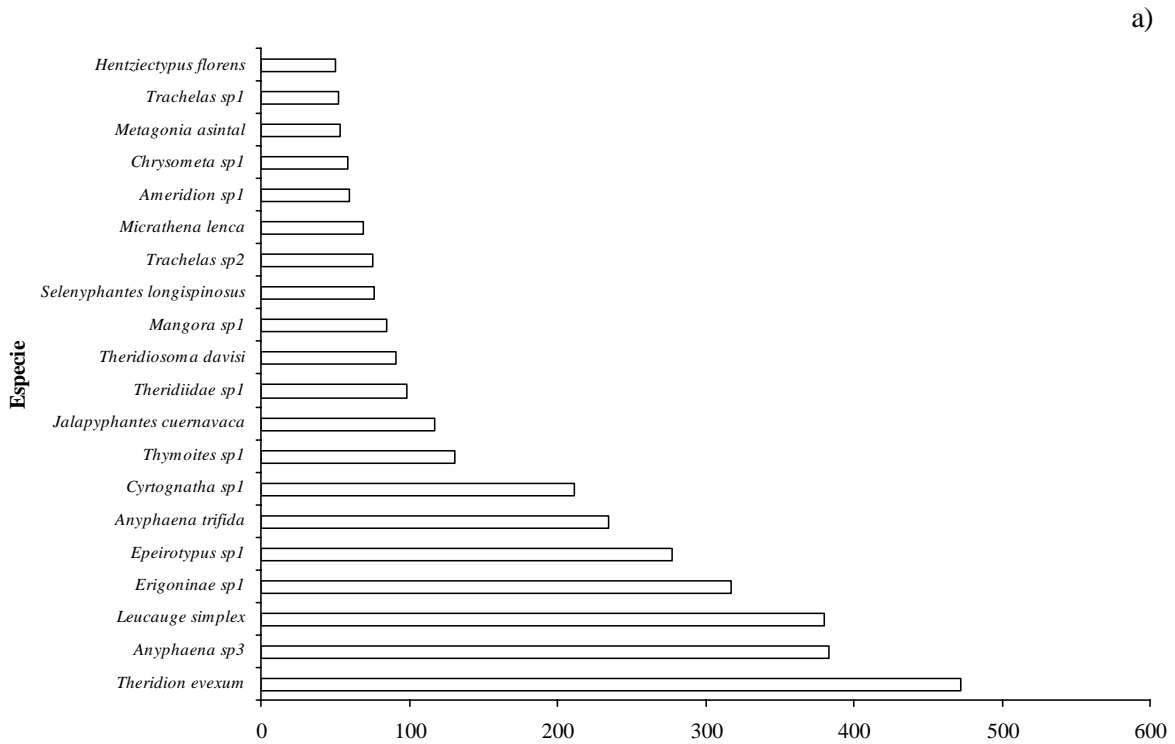


Figura 14. Comparación de las especies de arañas más abundantes entre a) sitio conservado y b) sitio perturbado, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

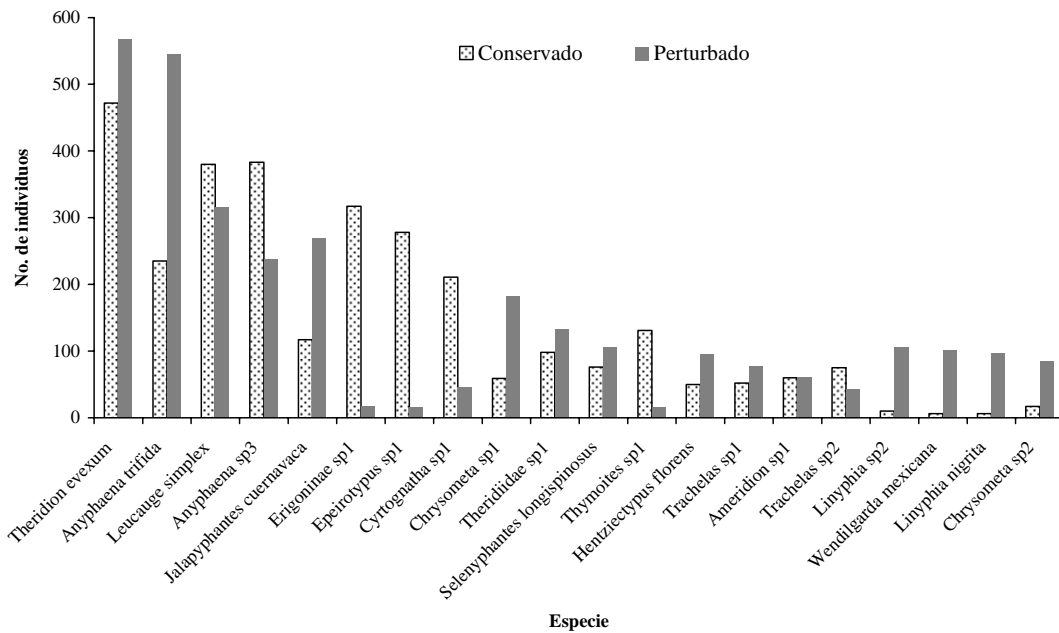


Figura 15. Número de individuos por sitio de las especies de arañas más abundantes de todo el muestreo, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

Dentro de las 20 especies más abundantes por época en cada sitio existen diferencias en la distribución de los individuos en secas ($X^2 = 842.95$; $gl = 19$; $P < 0.0001$) donde el sitio conservado presenta nueve especies que superan en más del doble su abundancia con respecto al perturbado, como es el caso de *Erigoninae sp1*, *Anyphaena sp3* y *Cyrtognatha sp1* (Figura 16a), y en lluvias ($X^2 = 635.45$; $gl = 19$; $P < 0.0001$) donde 12 especies en el sitio perturbado superan en más del doble a su abundancia en el conservado, como son *Anyphaena trifida*, *Jalapyphantes cuernavaca* y *Linyphia sp2* (Figura 16b).

Las curvas de rango-abundancia muestran que, a nivel general, los valores de abundancia relativa de los dos sitios no son diferentes (Kolmogorov-Smirnov $D = 553.83$; $P > 0.05$) debido a que las especies, de acuerdo a su rango, presentan proporciones similares en la abundancia relativa (Figura 17). Dicho patrón se mantiene en las comparaciones entre los dos sitios por época de secas ($D = 527.26$; $P > 0.05$) y lluvias ($D = 404.83$; $P > 0.05$). Sin embargo, al comparar los dos sitios, en la época de secas, la especie más dominante del sitio perturbado presenta mayor abundancia que

la especie más dominante del sitio conservado, mientras que en la época de lluvias se invierte esta relación.

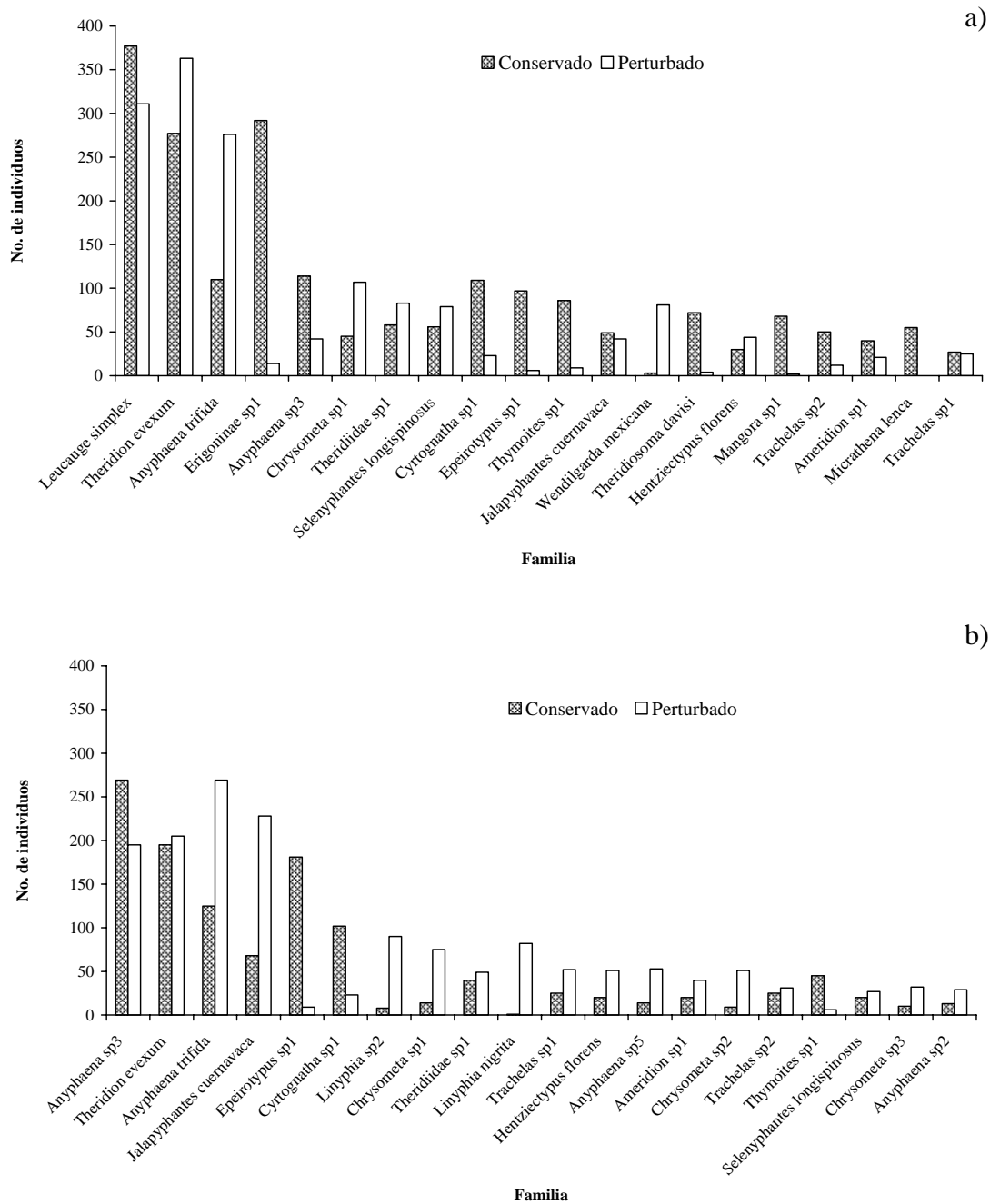


Figura 16. Número de individuos por sitio de las especies de arañas más abundantes en a) época de secas y b) época de lluvias, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

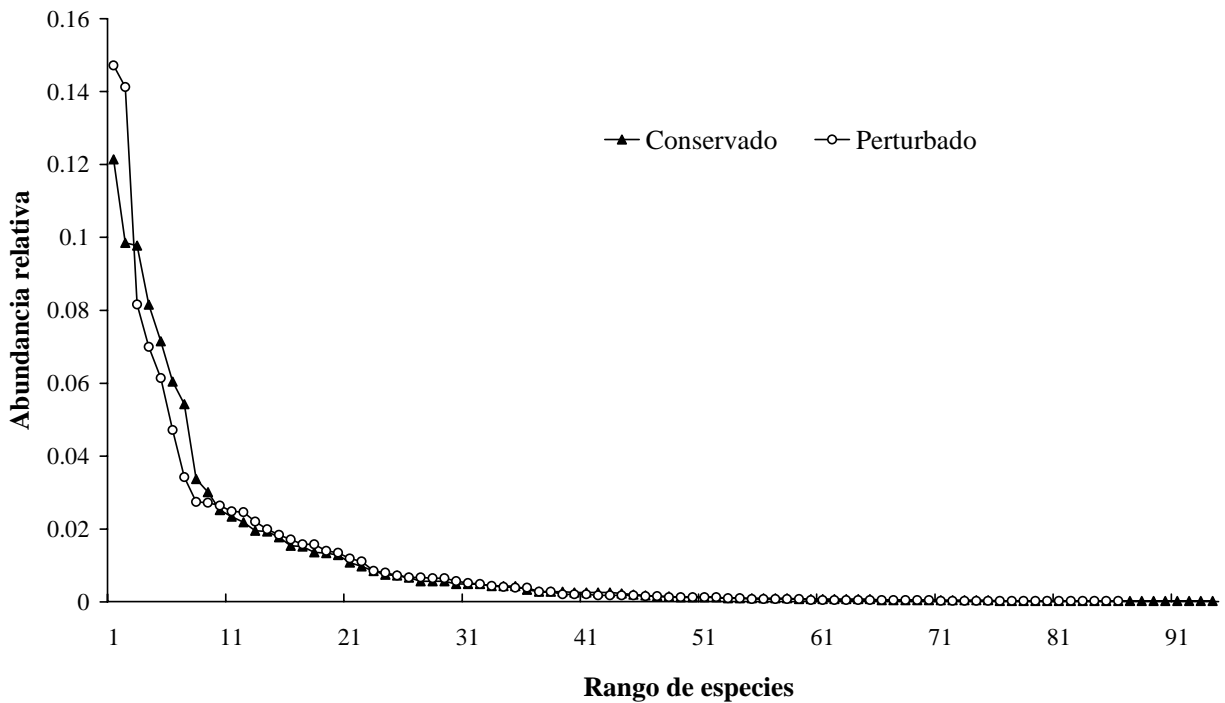
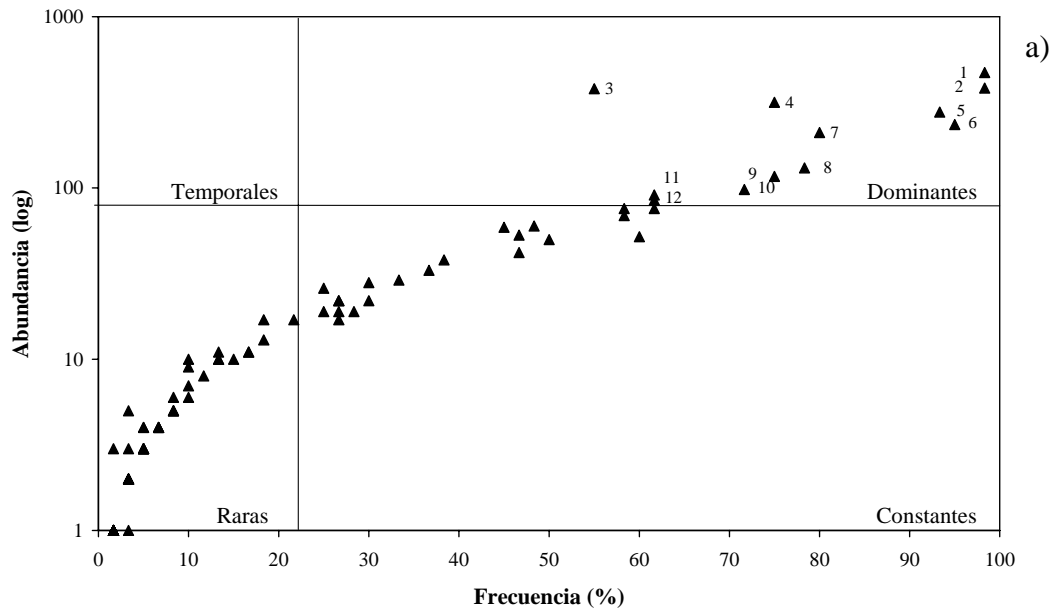


Figura 17. Gráficas de rango-abundancia de las especies de arañas por sitio, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

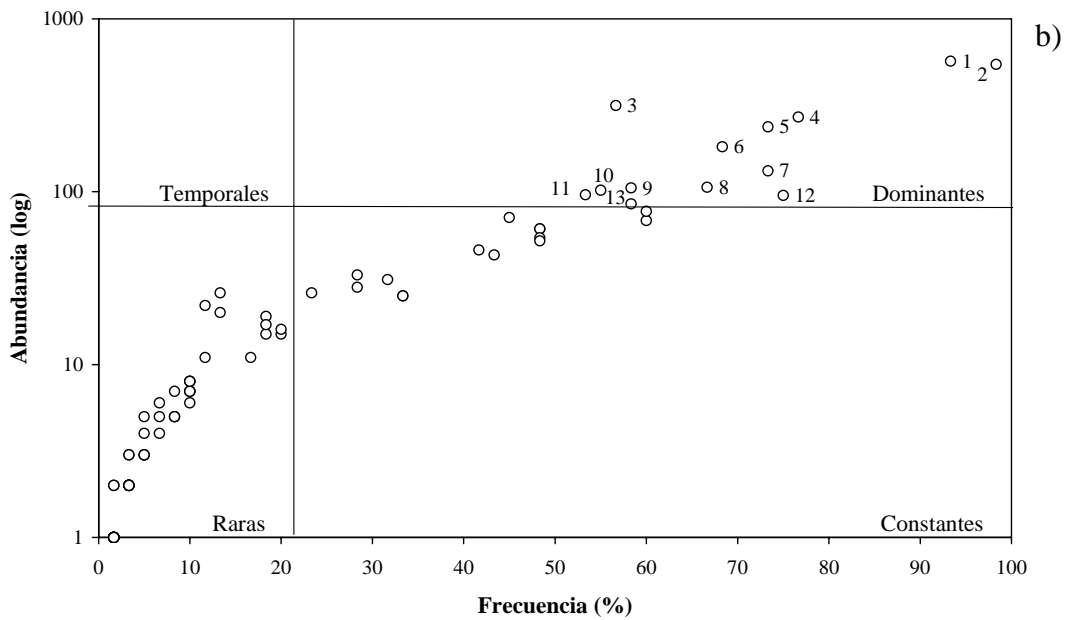
En la categorización ecológica de las especies de acuerdo a su abundancia y frecuencia se observa que para el sitio conservado existen 12 especies dominantes (13% del total), 20 especies constantes (21%) y 62 especies raras (66%) (Figura 18a) mientras que para el sitio perturbado se registran 13 dominantes (15%), 13 constantes (15%) y 60 raras (70%) (Figura 18b), así el sitio perturbado incrementa ligeramente sus proporciones de dominantes y raras, a costa de una disminución en la proporción de especies de la categoría constantes, lo que parece indicar una estructura diferente para las comunidades de los dos sitios. Además, las gráficas destacan que el grupo de dominantes está encabezado por solo dos especies en perturbado (*Theridion evexum* y *Anyphaena trifida*) mientras que en conservado lo encabezan cuatro especies (*T. evexum*, *Anyphaena* sp3, *Epeirotypus* sp1 y *A. trifida*).



- 1 *Theridion evexum*
- 2 *Anyphaena trifida*
- 3 *Leucauge simplex*
- 4 Erigoninae sp1

- 5 *Epeirotypus* sp1
- 6 *Anyphaena trifida*
- 7 *Cyrtognatha* sp1
- 8 *Thymoites* sp1

- 9 *Jalapyphantes cuernavaca*
- 10 Theridiidae sp1
- 11 *Theridiosoma davisii*
- 12 *Mangora* sp1



- 1 *Theridion evexum*
- 2 *Anyphaena trifida*
- 3 *Leucauge simplex*
- 4 *Jalapyphantes cuernavaca*
- 5 *Anyphaena* sp3

- 6 *Chrysometa* sp1
- 7 Theridiidae sp1
- 8 *Selenyphantes longispinosus*
- 9 *Linyphia* sp2
- 10 *Wendilgarda mexicana*

- 11 *Linyphia nigrita*
- 12 *Hentziectypus florens*
- 13 *Chrysometa* sp2

Figura 18. Categorización ecológica de las arañas del sotobosque en a) sitio conservado y b) sitio perturbado, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

Gremios

La clasificación de arañas por gremios muestra cinco conjuntos distintos de familias de acuerdo a la forma en que atrapan a sus presas: 1) tejedoras de red (sedentarias), 1a) orbicular, 1b) laminar y 1c) irregular, y 2) errantes, 2a) corredoras y 2b) acechadoras/emboscadoras (Figura 19). Las características de los gremios se describen en el Anexo 2.

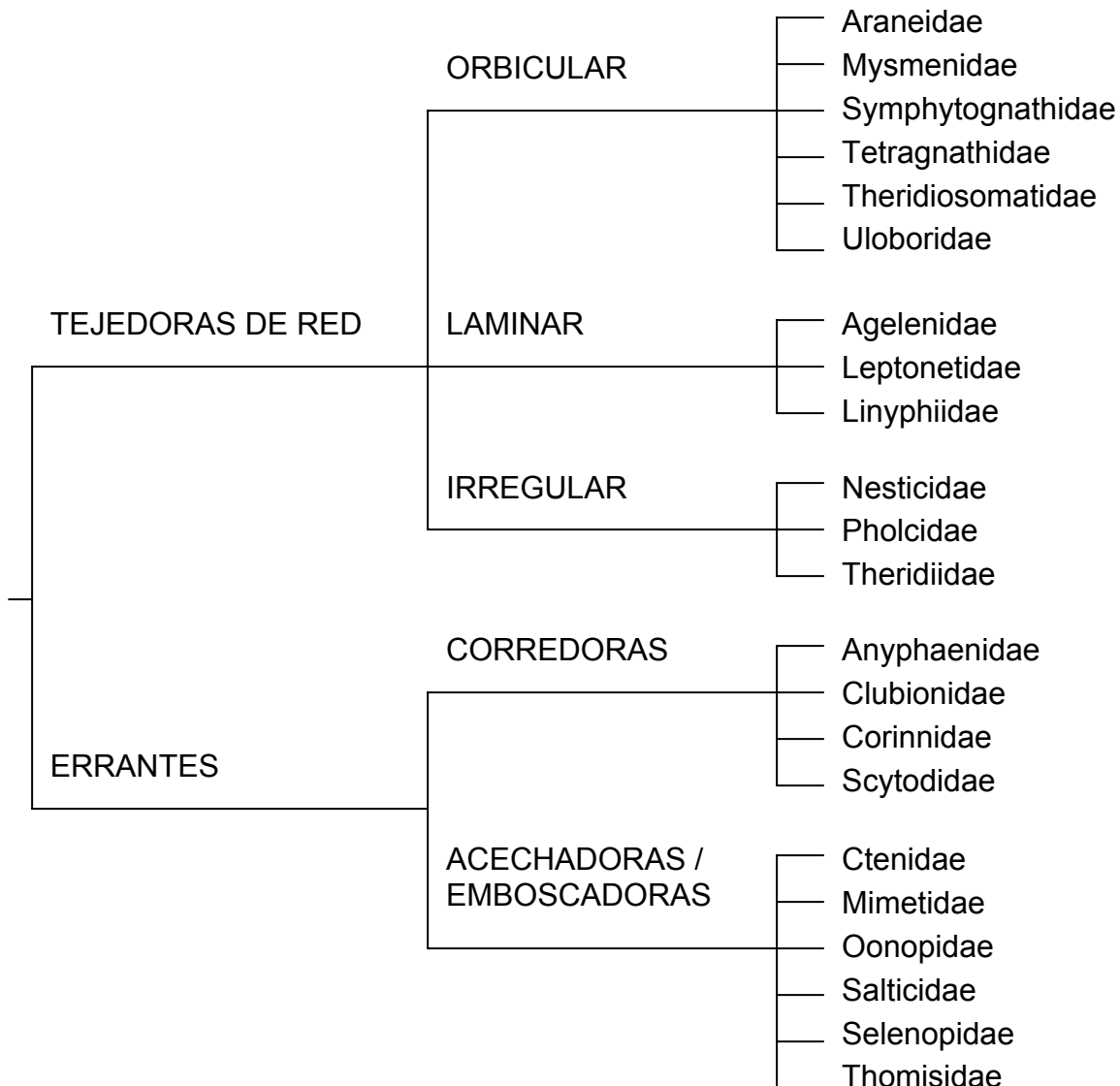


Figura 19. Clasificación de gremios para las familias de arañas en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

Los gremios presentaron números similares (entre sitios) de riqueza de familias, géneros y especies a nivel general (Figura 20) y por época (Figura 21) ya que no existen diferencias significativas entre los sitios en todas las comparaciones ($P > 0.05$).

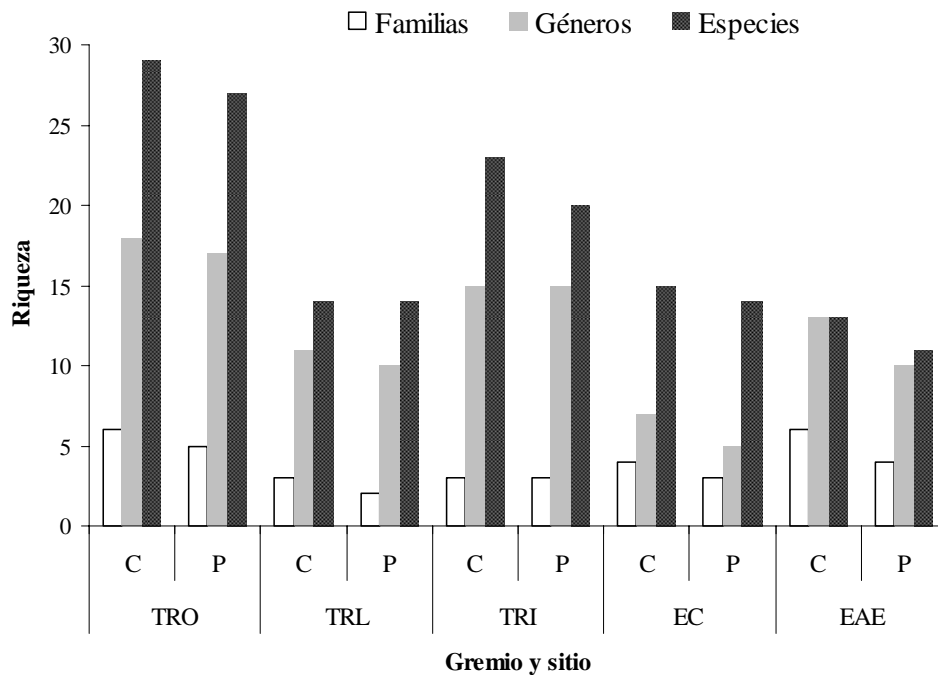


Figura 20. Riqueza de familias, géneros y especies por gremio en cada sitio. Gremio: TRO = tejedoras de red orbicular, TRL = tejedoras de red laminar, TRI = tejedoras de red irregular, EC = errantes corredoras, EAE = errantes acechadoras/emboscadoras. Sitio: C = conservado, P = perturbado.

La distribución de los individuos de los gremios mostró diferencias considerables entre los sitios ($\chi^2 = 120.69$; $gl = 4$; $P < 0.0001$). En el sitio conservado dominan las tejedoras de red orbicular seguidas de las tejedoras de red irregular y errantes corredoras. Para el sitio perturbado dominan las errantes corredoras seguidas de las tejedoras de red irregular y las tejedoras de red orbicular (Figura 22).

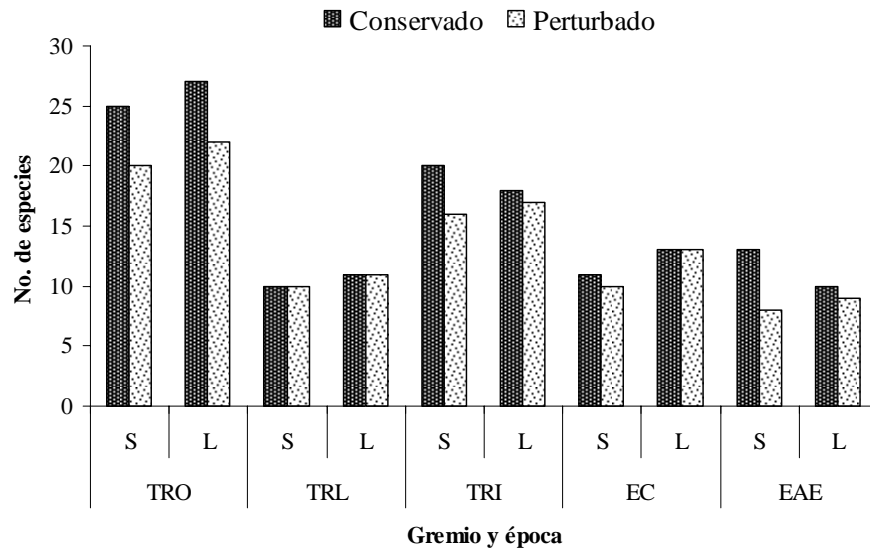


Figura 21. Número de especies de cada gremio por época en cada sitio. Época: S = secas, L = lluvias. Gremio: TRO = tejedoras de red orbicular, TRL = tejedoras de red laminar, TRI = tejedoras de red irregular, EC = errantes corredoras, EAE = errantes acechadoras/emboscadoras. Sitio: C = conservado, P = perturbado.

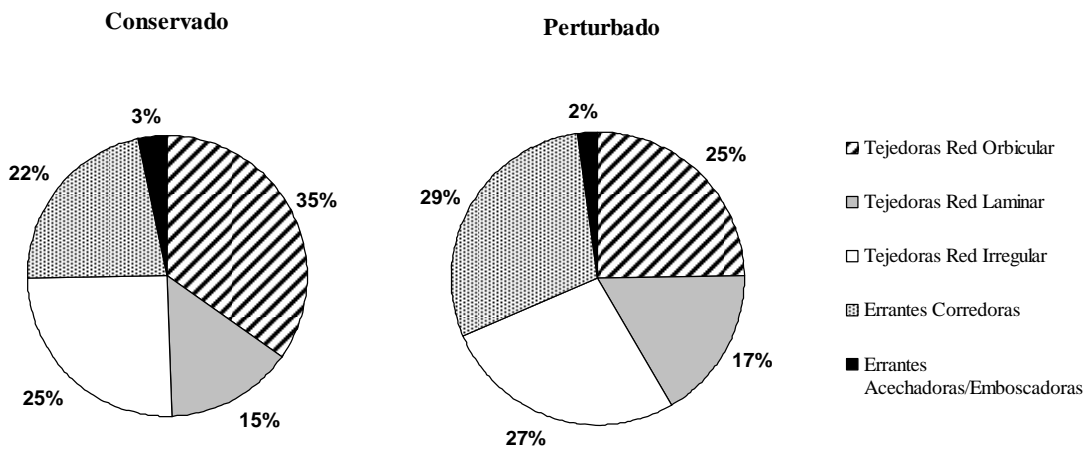


Figura 22. Proporción de la abundancia de gremios de arañas por sitio, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

En el sitio conservado la abundancia global de arañas se vio afectada por la estacionalidad y no así en el sitio perturbado. Sin embargo, en ambos sitios se registró un cambio en la abundancia de acuerdo a su gremio. Temporalmente la distribución de los individuos de los gremios mostró diferencias tanto para la época de secas ($\chi^2 =$

106.84; $gl = 4$; $P < 0.0001$) como para la época de lluvias ($X^2 = 189.75$; $gl = 4$; $P < 0.0001$). Además, existe una relación de la abundancia de los gremios con respecto a la época tanto en el sitio conservado ($X^2 = 211.56$; $gl = 4$; $P < 0.0001$) como en el perturbado secas ($X^2 = 372$; $gl = 4$; $P < 0.0001$) por lo que se observa un notorio incremento de las errantes corredoras a costa de los otros gremios, sobre todo de los gremios de tejedoras, con la excepción de las tejedoras de red laminar en el sitio perturbado, cuya abundancia se incrementa en lluvias (Figura 23).

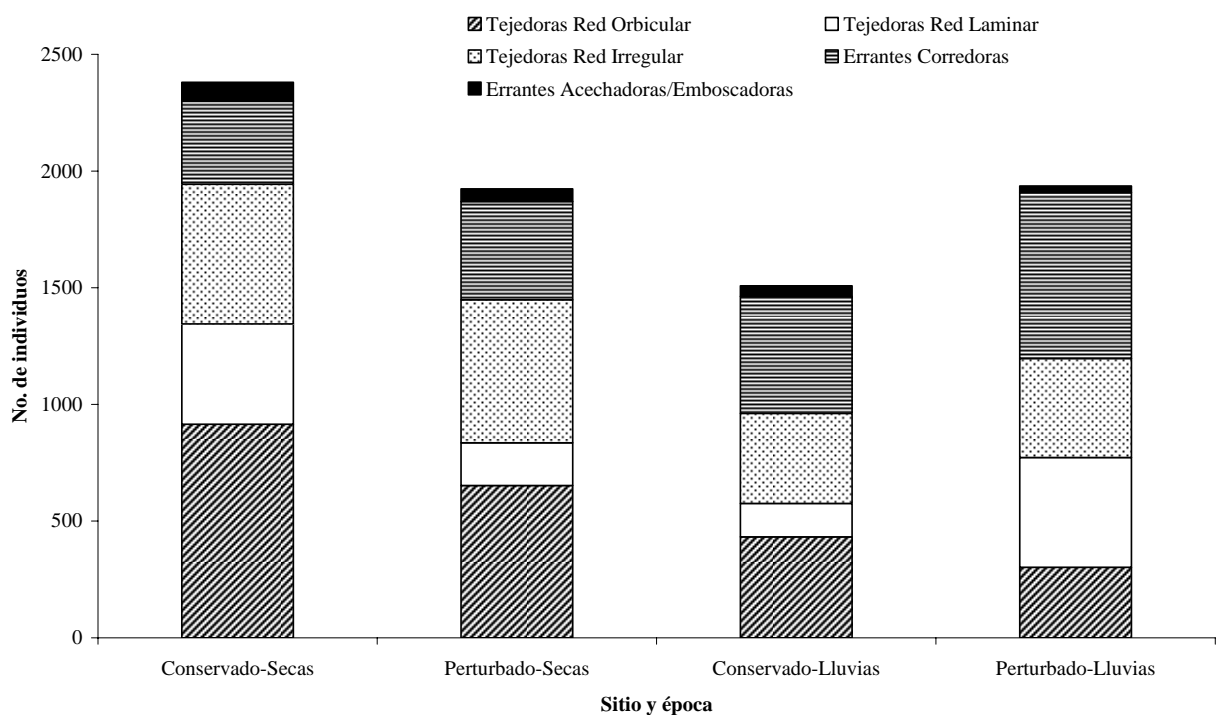


Figura 23. Número de individuos recolectados por gremios, sitio y época, en el sotobosque de la Reserva Volcán Tacaná.

Para todo el período de muestreos, los índices de similitud cualitativos entre los dos sitios, revelan que los gremios con mayores similitudes en su composición de especies fueron tejedoras de red orbicular y tejedoras de red laminar, mientras que las errantes acechadoras-emboscadoras presentaron las mayores diferencias en su composición. Por su parte, los índices de similitud cuantitativos señalan al gremio tejedoras de red irregular como el más similar entre los dos sitios, y a los gremios

tejedoras de red orbicular y tejedoras de red laminar como los que presentan más diferencias en su estructura (Tabla 9).

Tabla 9. Índices de diversidad β (similitud) para cada gremio comparando los sitios a nivel general y por época, así como entre las épocas por sitio. Gremio: TRO = tejedoras de red orbicular, TRL = tejedoras de red laminar, TRI = tejedoras de red irregular, EC = errantes corredoras, EAE = errantes acechadoras/emboscadoras.

		Índices cualitativos		Índices cuantitativos	
		Sørensen	Jaccard	Bray-Curtis	Morisita-Horn
Conservado / Perturbado	TRO	0.79	0.65	0.47	0.69
	TRL	0.79	0.65	0.41	0.41
	TRI	0.74	0.59	0.74	0.95
	EC	0.76	0.61	0.66	0.82
	EAE	0.67	0.50	0.61	0.76
Conservado- Secas / Perturbado- Secas	TRO	0.71	0.55	0.56	0.86
	TRL	0.80	0.67	0.44	0.37
	TRI	0.72	0.57	0.70	0.93
	EC	0.86	0.75	0.57	0.72
	EAE	0.57	0.40	0.67	0.85
Conservado- Lluvias / Perturbado- Lluvias	TRO	0.74	0.58	0.28	0.26
	TRL	0.67	0.47	0.34	0.85
	TRI	0.74	0.59	0.75	0.95
	EC	0.77	0.63	0.69	0.85
	EAE	0.74	0.58	0.47	0.47
Conservado- Secas / Conservado- Lluvias	TRO	0.88	0.79	0.46	0.38
	TRL	0.67	0.50	0.38	0.50
	TRI	0.79	0.65	0.76	0.99
	EC	0.75	0.60	0.74	0.90
	EAE	0.87	0.77	0.61	0.78
Perturbado- Secas / Perturbado- Lluvias	TRO	0.71	0.56	0.49	0.38
	TRL	0.67	0.50	0.32	0.58
	TRI	0.79	0.65	0.72	0.97
	EC	0.78	0.64	0.71	0.84
	EAE	0.71	0.55	0.39	0.72

Estos patrones cambian parcialmente cuando se analizan las dos épocas por separado. En secas los gremios errantes corredoras y tejedoras de red laminar se destacan como los que presenta mayor similitud entre los dos sitios, y el gremio errantes acechadoras-emboscadoras es el menos similar en composición. En lluvias las errantes corredoras continúa como el gremio de composición con mayor similitud, pero ahora seguido de tejedoras de red irregular, y las tejedoras de red laminar presentan la

menor similitud en composición. Los dos índices cuantitativos empleados muestran tendencias diferentes, con algunas coincidencias destacables: tanto en secas como en lluvias el gremio tejedoras de red irregular fue el que mostró la mayor similitud en estructura entre los dos sitios, y el gremio con la menor similitud en secas fue tejedoras de red laminar, mientras que en lluvias fueron las tejedoras de red orbicular. Al comparar las dos épocas en un mismo sitio el gremio de las tejedoras de red laminar presenta la menor similitud en ambos sitios (Tabla 9).

DISCUSIÓN

Diversidad alfa

Las 112 especies detectadas en el sotobosque (91 si se consideran sólo los adultos) representan el 24.14% de la riqueza documentada para Chiapas (García, 2009). El número de especies obtenido supera las registradas en estudios similares como Coddington *et al.* (1996) con 89 especies (sólo adultos), en vegetación baja y suelo de un bosque templado de Norteamérica, Ibarra (1990) con 65 especies, en follaje de cafeto en Chiapas e Ibarra (com. personal) con 94 especies, en follaje de cacao en Chiapas. Sin embargo, queda por debajo de otros como los de Sørensen (2003) con 114 especies en Tanzania y Álvares *et al.* (2004) con 153 en Brasil (ambos estudios registraron sólo adultos en vegetación baja), y Yanoviak *et al.* (2003) con 204 especies en la copa de los árboles de tres sitios en Costa Rica, lo que contribuyó a la detección de un elevado número de especies. En comparación con los estudios mencionados, el número de especies obtenido muestra una alta riqueza tomando en cuenta que se colectó a partir de un solo estrato de la vegetación (no se consideraron arañas de suelo y del dosel), que las áreas de muestreo no fueron tan extensas y que se muestreó durante seis meses. El porcentaje de especies determinadas (36%) muestra que es posible que exista una proporción importante de especies nuevas y por lo tanto un alto grado de endemismo, característico de este tipo de ecosistemas.

Los diferentes estimadores tuvieron un promedio de riqueza esperada del 77 al 91%. De ellos, Chao 1 se emplea como referente para nuestro estudio ya que obtiene estimaciones mínimas (Magurran, 2004), ha sido usado como referente en estudios de diversidad de arañas (Sørensen *et al.*, 2002; Sørensen, 2003; Coddington *et al.*, 2009) y es sugerido para el estudio de comunidades tropicales, debido que funciona mejor cuando la mayoría de la información está concentrada en bajos números de abundancia, por ejemplo cuando la mayoría de las especies en las muestras se observan como “singletons” o “doubletons” (Coddington *et al.*, 1996). Así el nivel de integridad del muestreo ($\geq 84\%$ con Chao 1) fue superior o comparable con otros

estudios intensivos como los de Silva y Coddington (1996), Dobyns (1997), Sørensen *et al.* (2002), Sørensen (2003), Álvares *et al.* (2004) y Coddington *et al.* (2009). Moreno y Halffter (2000), analizando la diversidad de murciélagos, consideran como suficientemente completo o exhaustivo a un muestreo que revele un 90% de especies estimadas. Sin embargo, Cardoso (2009) señala que en el caso de los artrópodos un inventario exhaustivo (90 a 100%) es impráctico debido a que el esfuerzo de muestreo se incrementa enormemente con relación a un inventario extenso (70 a 80%). Hasta ahora ningún trabajo realizado con arañas en regiones tropicales ha logrado un inventario exhaustivo.

Al igual que en otros estudios de comunidades tropicales (Coddington *et al.*, 1991, 1996, 2009; Silva y Coddington, 1996; Sørensen *et al.*, 2002) las curvas de acumulación de especies observadas en ambos sitios no alcanzan la asíntota, característica de artrópodos tropicales (Gotelli y Colwell, 2001), revelando que el muestreo no registró todas las especies. Sin embargo, las curvas de los estimadores para el sitio perturbado sí llegan a la asíntota (tanto general como para cada época, salvo ACE para la época de lluvias), lo que indica que el muestreo en este sitio fue suficiente para estimar la riqueza con precisión (Coddington *et al.*, 2009). Además, este sitio registró porcentajes de integridad más altos que los correspondientes al sitio conservado, lo que apoya a que su inventario se considere más completo.

En regiones tropicales, el porcentaje de “singletons” registrado en diversos estudios de arañas va del 13 al 63%, con un promedio de 37% (Coddington *et al.*, 2009). Sørensen (2003) registró un 32% en bosque mesófilo. Comparado con estos valores, los porcentajes de “singletons” obtenidos para ambos sitios son bajos (20% en conservado y 19% en perturbado), sobre todo considerando que incluyen especies representadas sólo por individuos juveniles, los cuales no son considerados en la mayoría de los trabajos citados. Considerando sólo los adultos el porcentaje de “singletons” es de 27% para el sitio conservado y de 33% para el sitio perturbado, representando un mejor nivel de muestreo que el obtenido por muchos de los estudios de arañas citados en Coddington *et al.* (2009).

Coddington *et al.* (1996) concibieron el índice de intensidad de muestreo proponiendo como adecuada una relación de 10:1. Para sitios con alta diversidad el índice adecuado debe ser no menor a 30:1 (Sørensen *et al.*, 2002; Cardoso *et al.*, 2009). Los resultados de este trabajo superan los valores señalados cuando se incluyen a todos los individuos, aunque al tomar en cuenta sólo adultos, la relación disminuye considerablemente. A mayor índice de intensidad la muestra será más completa, pero la presencia de especies muy abundantes puede inflar el valor del índice sin que necesariamente esto incida en una mayor aproximación a la asíntota en comparación con datos que presenten un índice menor (Toti *et al.*, 2000). Para nuestros datos la mayor relación de número de individuos por especie del sitio perturbado coincide con el alcance de la asíntota por la curva de acumulación de los estimadores.

La diferencia en la riqueza de especies entre los sitios, como lo muestran las curvas de rarefacción, se registró aún cuando los sitios son cercanos lo cual facilitaría la recolonización del sitio perturbado. En contraste, Chen y Tso (2004), cuyas áreas de estudio no fueron contiguas, no encontraron diferencia en la riqueza de especies entre sitios con diferente nivel de perturbación. Al parecer en nuestro estudio, la ausencia de ciertas especies en un sitio se debe más a la falta de sustentabilidad del hábitat que a una limitación en su capacidad de dispersión (Samu *et al.*, 1999). En este sentido las diferencias en riqueza pueden estar relacionadas con los efectos ocasionados por las diferencias en la intensidad de aprovechamiento de los dos sitios. El sitio conservado tiene una pendiente más pronunciada y se encuentra más alejado de la población más cercana y por lo tanto es menos accesible que el sitio perturbado, donde existen múltiples caminos que cruzan toda el área y existe una mayor movilidad de personas y animales domésticos (caballos, vacas, cerdos y gallinas). Esto provoca un distinto nivel del uso de la vegetación y aprovechamiento de los troncos de los árboles lo cual afecta la integridad de la estructura y funcionamiento de un remanente de bosque (Williams, 2007). Se considera que el sitio con menor incidencia de árboles con corte posee una mayor complejidad, aún con una densidad similar entre los sitios, debido a que el corte provoca una menor proporción de vegetación en el dosel (ramas que alcancen dicha

altura). La vegetación con mayor exposición a los efectos de la luz, viento y lluvia se ve afectada tanto en la estructura como el microclima y por lo tanto la comunidad de arañas presentes (Ozanne *et al.*, 2000). La diferencia entre los sitios se mantiene en las dos temporadas y coincide con lo observado por Rubio *et al.* (2008), quienes registraron diferencias en riqueza sostenidas la mayor parte del año entre dos sitios de un bosque subtropical seco en Argentina.

Como en el caso de otros estudios de arañas (Silva y Coddington, 1996; Toti *et al.*, 2000; Rubio *et al.*, 2008), en nuestro estudio también fue notorio el efecto del cambio de época sobre la riqueza de especies, en este caso con un incremento significativo en la época de lluvias para los dos sitios. Para el sitio perturbado, este cambio comprendió un mayor recambio de especies entre las dos épocas (en comparación con el sitio conservado), lo que evidencia una mayor sensibilidad de las arañas de este sitio a la estacionalidad.

Existe un mayor número de familias en el sitio conservado, resultado similar al encontrado por Floren y Deeleman (2005). Sin embargo, tres de las familias con presencia exclusiva en el sitio conservado (Ctenidae, Leptonetidae y Scytodidae) están representadas por un individuo por lo que su condición de rareza puede deberse a una variedad de efectos, entre los que se encuentran hábitat, tiempo y método (Coddington *et al.*, 1996), más que a una exclusividad verdadera en el sitio conservado. En un estudio previo de arañas de suelo en los mismos sitios la familia Ctenide se detectó en los dos sitios (Ibarra y Chamé, 2009) por lo que su condición de rareza puede deberse a que son arañas de suelo raramente encontradas en la vegetación. Por otro lado una especie rara puede ocurrir en un sitio, pero puede poseer una historia natural que la hace difícil de coleccionar por un método en particular (Coddington *et al.*, 1996) como es el caso de Leptonetidae que se ubica en lugares poco expuestos.

Theridiidae es la familia más rica en ambos sitios del sotobosque, tanto en número de géneros como de especies, seguida de Linyphiidae y Araneidae. Estos resultados coinciden con los de otros estudios de zonas tropicales, donde Theridiidae

resultó la más diversa (Sørensen *et al.*, 2002; Sørensen, 2004), o junto con Araneidae, entre los dos primeros lugares de riqueza (Ibarra, 1990; Ibarra *et al.*, 1995, 1997, 2004; Silva y Coddington, 1996; Ibarra y García, 1998). Linyphiidae es normalmente rica en especies en hábitats templados (Coddington *et al.*, 1996; Toti *et al.*, 2000) y poco diversa en regiones tropicales bajas, pero algunos estudios sugieren que incrementa su importancia con la altitud (Russell y Stork, 1994; Sørensen, 2004) como ocurre en el presente estudio.

Diversidad beta

Se ha encontrado que la similitud entre comunidades de arañas es baja cuando se comparan hábitats con distinta complejidad estructural (Toti *et al.*, 2000), con distinto tipo de vegetación (aún cuando sean contiguos) (Rubio *et al.*, 2008) o cuando la distancia de separación entre sitios es alta (> 20 km) (Colwell y Coddington, 1994; Sørensen, 2004). En el presente estudio, a pesar de encontrarse muy cerca (800 m) y de corresponder al mismo tipo de vegetación, los sitios no son completamente similares, señalando a estas diferencias como el posible efecto de las diferencias en perturbación sobre la composición y la estructura de las comunidades de arañas. Rubio *et al.* (2008) detectaron que la época influye en el grado de similitud, pues observaron que en la época de secas sus sitios de estudio presentan una menor similitud que en la época de lluvias. En cambio en nuestro estudio no se produce tal efecto, pues no varía sensiblemente la similitud entre sitios en cada época. Al analizar el efecto del cambio de época para cada sitio, se revelan una mayor estabilidad temporal en la composición de especies (con excepción del índice de Morisita-Horn) en el sitio conservado, o una mayor sensibilidad al cambio ambiental en el sitio perturbado.

Abundancia y estructura

Aún cuando no se registraron diferencias entre los totales de abundancia de los dos sitios, sí se observan diferencias significativas entre las proporciones de abundancia de los adultos. Cardoso *et al.* (2009) sugieren que los hábitats estructuralmente más

simples ofrecen una menor protección contra cambios extremos de factores ambientales, lo que redundaría en una menor proporción de adultos. Así se evidencia que las condiciones del sitio conservado favorecen el que una mayor proporción de individuos alcance el estado adulto (para todo el muestreo y para la época de secas), y que las lluvias modifican las condiciones del sitio perturbado, permitiendo equipararlas con las del sitio conservado, pero que este último muestra una mayor estabilidad con una variación mínima entre las dos épocas.

Los cambios opuestos en la abundancia de arañas en los dos sitios parecen indicar que el número de individuos recolectados no solo depende del nivel de perturbación (como se mencionó para el caso de los adultos) sino que también influyen los cambios en las condiciones ambientales de una época a otra. Esto puede ser el resultado de los cambios de especies individuales (aumentos o disminuciones) de una época a otra, pero también puede ser el resultado de un diferente efecto ambiental sobre las condiciones de los dos sitios, los que a su vez afectan el rendimiento de algunos métodos de colecta de una época a otra. En el sitio conservado el método de golpeo tuvo una eficiencia de captura 50% menor en la época de lluvias en comparación con la época de secas, mientras que en el sitio perturbado sólo se presentó una reducción de menos del 3%. Este cambio fue notable particularmente con las muestras obtenidas de manta de golpeo, ya que la cantidad de hojarasca seca recuperada en la época de lluvias en el sitio conservado disminuyó notablemente con respecto a la época de secas del mismo sitio, disminución que no se apreció en el sitio perturbado. La hojarasca seca recuperada por este método, funciona como refugio aéreo para muchas especies de arañas o como soporte de redes para especies pequeñas, en forma similar a la hojarasca del suelo, de manera que la reducción de este material en el sitio conservado implicó una reducción en el número de arañas colectadas. Es posible que la reducción de la hojarasca seca en el sitio conservado esté relacionada con las diferentes condiciones ambientales entre los dos sitios. Aunque se considera que las lluvias humedecieron por igual la hojarasca atrapada entre las ramas de arbustos y árboles, la menor cobertura de follaje del sitio perturbado permitiría una

mayor penetración de rayos solares y de viento que contribuirían a secar la hojarasca húmeda en un mayor grado que en el sitio conservado.

La distribución de la abundancia de ambos sitios corresponde a la detectada en otras áreas tropicales, donde se registra una amplia proporción de especies raras (Coddington *et al.*, 1996, 2009). Aunque los análisis de rango-abundancia no revelaron diferencias en la estructura de las dos comunidades, otros datos indican que en el sitio conservado hay una mayor equitatividad o una estructura diferente al perturbado. La mayor equitatividad que señala el índice de Simpson, concuerda con los resultados de Floren y Deeleman (2005) donde un bosque tropical perturbado presentó alta dominancia en comparación con el bosque conservado. Asimismo, las gráficas de las 20 especies más abundantes de cada sitio, muestran curvas diferentes, con una diferencia más pronunciada entre dominantes y subdominantes para el sitio perturbado. Además, los resultados de la categorización por abundancia y frecuencia muestran por una parte, una mayor proporción de especies constantes en el sitio conservado en comparación con el perturbado, que coincidentemente tuvo el mayor recambio de especies. Así, en conjunto, estas diferencias apuntan a una diferente estructura de las dos comunidades de arañas, posiblemente derivada de las condiciones estructurales y ambientales prevalecientes en cada sitio.

Considerando las especies más abundantes se observa que la perturbación influye en forma negativa a algunas especies mientras que otras son más tolerantes a los cambios e incluso se ven favorecidas. Dentro del primer grupo las especies más afectadas fueron *Epeirotypus* sp1, *Cyrtognatha* sp1, *Erigoninae* sp1 y *Thymoites* sp1, cuya abundancia disminuyó significativamente del sitio conservado al perturbado, por lo que podrían considerarse como especies sensibles a perturbaciones en el bosque mesófilo del volcán Tacaná.

El aumento o disminución en las poblaciones está relacionado con el ciclo reproductivo y en las regiones tropicales, las arañas pueden presentar ciclos de vida multivoltinos o univoltinos (Lubin, 1978), pero con frecuencia los picos de mayor

abundancia se ubican alrededor de la época con mayor cantidad de recursos (i.e. lluvias). Sin embargo, al contrario de lo observado en otro estudio donde la época de lluvias tiene una influencia positiva en la abundancia debido al incremento de recursos (Robinson *et al.*, 1974), en la vegetación del bosque mesófilo del volcán Tacaná la época de lluvias parece ser un periodo crítico para las arañas del sitio conservado, pues a pesar de que se mantiene la riqueza, la abundancia se reduce. No ocurrió lo mismo en el sitio perturbado donde aumenta la riqueza, pero la abundancia se mantiene en el mismo nivel.

Las familias más abundantes en los dos sitios fueron Theridiidae, Anyphaenidae, Tetragnathidae y Linyphiidae, y casi en el mismo orden de importancia. Theridiidae es con frecuencia una de las más abundantes en bosques tropicales (Russell y Stork, 1994; Yanoviak *et al.*, 2003; Álvares *et al.*, 2004; Sørensen, 2004). Sin embargo, en la mayoría de esos estudios las familias Anyphaenidae, Linyphiidae y Tetragnathidae se encontraron con poca abundancia relativa. Álvares *et al.* (2004) encontraron que Anyphaenidae, fue la más abundante en un bosque con vegetación secundaria, lo que parece indicar una mayor afinidad de esta familia con la vegetación alterada, como en el presente estudio. Sørensen *et al.* (2002) y Yanoviak *et al.* (2003) registraron a Linyphiidae respectivamente como la primera y segunda familia más abundante. Esta familia suele ser abundante cuando existen pocas especies dominantes y su presencia es propiciada por la abundancia de epifitas, musgos y líquenes en el bosque mesófilo de montaña (Sørensen, 2004). Chen y Tso (2004) registran a Tetragnathidae como la más abundante en bosque primario. Aunque todos estos trabajos son de áreas naturales tropicales sólo dos corresponden a bosque mesófilo de montaña (Sørensen *et al.*, 2002; Yanoviak *et al.*, 2003). Los distintos resultados de esos trabajos pueden derivarse de la discrepancia en los estratos estudiados y en los métodos de colecta empleados. A diferencia de este trabajo, varios de esos estudios incluyen los datos de los adultos exclusivamente, y eso pudiera ser otra causa de diferencia. Sin embargo, aún considerando sólo los adultos, Theridiidae y Linyphiidae se ubican respectivamente en primero y segundo lugar de abundancia en perturbado, y a la inversa en conservado. Anyphaenidae se ubica como la tercera más abundante en los dos sitios estudiados, y

Tetragnathidae es cuarta en abundancia en perturbado, pero octava en conservado. Theridiosomatidae está registrada como abundante en bosque mesófilo (Yanoviak *et al.*, 2003) y en nuestro estudio tiene una mayor abundancia de forma significativa en el sitio conservado. Araneidae, Salticidae y Thomisidae son abundantes en el dosel y sotobosque de bosques tropicales bajos (Silva, 1996; Silva y Coddington, 1996; Höfer y Brescovit, 2001; Álvares *et al.*, 2004), en hábitats de borde (Sørensen, 2004) o en áreas más abiertas (Halaj *et al.*, 2000), pero no tienen tal representatividad en este hábitat.

Gremios

Los resultados de este estudio, en cuanto a la riqueza global de los gremios, se aproximan a los de Silva y Coddington (1996) al detectar a las arañas tejedoras orbiculares como las más ricas en especies seguidas de las laminares e irregulares (consideradas en un mismo gremio), las errantes emboscadoras y las cursoriales. En nuestros datos las acechadoras/emboscadoras, a pesar de ser poco abundantes alcanzan una riqueza cercana a las corredoras y las tejedoras laminares. Sin embargo, la similitud en la riqueza de los gremios entre los dos sitios muy posiblemente refleja la similitud cualitativa entre las respectivas composiciones de especies, tanto globales como por épocas. Por el contrario, sí se detectaron diferencias significativas entre los sitios en cuanto a la abundancia de los gremios. En los bosques tropicales bajos, las arañas tejedoras orbiculares y las de redes irregulares parecen ser los grupos dominantes (Silva y Coddington, 1996; Chen y Tso, 2004; Hore y Uniyal, 2008), mientras que las errantes juegan un papel menos importante. Así mismo la abundancia de arañas tejedoras de ambientes tropicales tiene una relación con la abundancia de la vegetación y la actividad de los insectos (Rypstra, 1986). Las especies tejedoras de red orbicular dominan el sotobosque debido a que aprovechan espacios más abiertos de los arbustos en comparación con las arañas del dosel (Chen y Tso, 2004). Tanto Silva y Coddington (1996) como Yanoviak *et al.* (2003) reportaron poco más de 80% de abundancia de tejedoras en sotobosque, mientras que en nuestro estudio se obtuvieron porcentajes de arañas de red de 75% y 69% para los sitios conservado y perturbado

respectivamente, lo que muestra que en las comunidades del área de estudio las especies errantes tienen una mayor presencia a diferencia de otros bosques.

Las tejedoras de red orbicular son el gremio dominante en el sitio conservado, mientras que en el sitio perturbado ocupan el tercer lugar. Esta diferencia muy probablemente está relacionada con las diferencias en la estructura de los dos sitios, una menor cobertura y particularmente una mayor cantidad de marcas de corte detectadas en el sitio perturbado redundan en un menor número de ramas de la vegetación, las cuales a su vez sirven de soporte a las redes de las arañas. En un estudio para determinar la importancia de los sitios de soporte para tres gremios de arañas tejedoras, Rypstra (1983) detectó que las tejedoras de redes orbiculares y las tejedoras de redes irregulares son más sensibles a la disponibilidad de sitios de soporte para sus redes, que las tejedoras de redes laminares. Los resultados obtenidos coinciden con respecto a las tejedoras de redes orbiculares, pero parecen indicar que las especies tejedoras de redes irregulares son menos sensibles a esta variable, pues las tejedoras de redes irregulares ocuparon el segundo lugar en dominancia en ambos sitios. Coincidentemente Tsai *et al.* (2006) consideran que estas últimas pueden soportar un mayor nivel de perturbación, pues encontraron como dominantes a las tejedoras de red orbicular en un bosque primario y a las de red irregular en bosques secundarios.

El gremio de arañas errantes es el gremio más abundante en el sitio perturbado y también lo es en ambos sitios para la época de lluvias. Aún cuando la densidad de arañas en conjunto, arañas tejedoras y arañas errantes, cada una como grupo responden positivamente al incremento de la complejidad estructural (heterogeneidad microespacial) de la vegetación (Langellotto y Denno, 2004), ésta es más determinante en la abundancia de especies tejedoras en comparación con las arañas errantes (Robinson, 1981). Por lo que la dominancia de este gremio en el sitio perturbado para todo el estudio, posiblemente se debe, como lo observaron Chen y Tso (2004), Tsai *et al.* (2006) y Hore y Uniyal (2008), a que la proporción de errantes aumenta (con respecto a los bosques primarios) en los sitios con menor densidad de arbustos,

cobertura del dosel y/o menor complejidad estructural, lo cual da indicios de que ese tipo de perturbaciones favorecen el incremento de este gremio. Sin embargo, nuestros resultados indican que, además de las diferencias estructurales de la vegetación de los dos sitios, las lluvias influyen en la estructura de los gremios de ambos sitios, reduciendo su abundancia, con excepción de las errantes corredoras y de las tejedoras de redes laminares en el sitio perturbado, las cuales presentaron incrementos de abundancia en dicha época, al grado que las errantes corredoras fueron las dominantes en ambos sitios y las tejedoras de redes laminares ocuparon el segundo lugar en el sitio perturbado. La dominancia del gremio de las errantes corredoras está determinada por dos especies del género *Anyphaena*, del cual se conoce muy poco de su biología, por lo que es difícil tener una idea de cómo la lluvia promueve su incremento. La notable disminución en la abundancia de las tejedoras de redes orbiculares en la época de lluvias puede tener relación con dos aspectos, primero el daño directo por la lluvia a la estructura de las redes de este gremio, que normalmente tejen redes más frágiles que las de los otros dos gremios de tejedoras debido a la mayor simplicidad de las mismas (Janetos, 1982); segundo, el incremento de la humedad ambiental podría afectar las capacidades de resistencia, elasticidad o adhesividad de sus redes, o dificultar la fijación de elementos estructurales de dichas redes (Vollrath y Edmonds, 1989; Edmonds y Vollrath, 1992).

De los resultados de este trabajo se desprende que, en el sotobosque del bosque mesófilo de montaña del volcán Tacaná, un mayor grado de perturbaciones antropogénicas provoca una reducción de la riqueza, cambios moderados en la composición de especies, una reducción en la equitatividad y una reducción de las abundancias de los gremios de arañas tejedoras, favoreciendo el incremento del gremio de errantes corredoras. Por su parte los cambios ambientales ocasionados por las lluvias propician un incremento en la riqueza y en las poblaciones de arañas del gremio de errantes corredoras (independientemente de la condición de perturbación), pero reducen la abundancia sólo en uno de los sitios, evidenciando un efecto derivado de una interacción entre ambos tipos de cambios.

CONCLUSIONES

- La diversidad de arañas detectada en el sotobosque del bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná, Chiapas fue de 112 especies pertenecientes a 71 géneros y 22 familias, representando el 24.14% de la riqueza estatal.
- El sitio conservado presentó una mayor riqueza de especies y equitatividad en su comunidad y con las lluvias se incrementó la riqueza en los dos sitios, pero se provocó una disminución en la abundancia del sitio conservado.
- Las arañas tejedoras orbiculares y las errantes corredoras fueron los gremios más abundantes en los sitios conservado y perturbado respectivamente, mientras que las lluvias favorecieron un incremento proporcional de las errantes corredoras, a costa de una reducción de los otros gremios, con excepción de las tejedoras laminares en el sitio perturbado.

LITERATURA CITADA

- Acosta, S. 2004. Afinidades de la flora genérica de algunos bosques mesófilos de montaña de nordeste, centro y sur de México: enfoque fenético. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Botánica* 75: 61-72.
- Álvares, E.S.S., E.O. Machado, C.S. Azevedo y M. De-Maria. 2004. Composition of the spider assemblage in an urban forest reserve in southeastern Brazil and evaluation of a two sampling method protocols of species richness estimates. *Revista Ibérica de Aracnología* 10: 185-194.
- Alvarez, F. 1999. Estudio faunístico de la familia Araneidae (Arachnida: Araneae); en la selva baja caducifolia del municipio de "El Limón", Jalisco, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 87 p.
- Álvarez del Toro, M. 1992. Arañas de Chiapas. Universidad Autónoma de Chiapas, México. Pp. 297.
- Bubb, P., I. May, L. Miles y J. Sayer. 2004. *Cloud Forest agenda*. UNEP-WCMC, Cambridge, Reino Unido. Pp. 32.
- Cardoso, P. 2009. Standardization and optimization of arthropod inventories – the case of Iberian spiders. *Biodiversity and Conservation* 18: 3949-3962.
- Cardoso, P., I. Silva, N.G. de Oliveira y A.R.M. Serrano. 2004. Indicator taxa of spider (Araneae) diversity and their efficiency in conservation. *Biological Conservation* 120: 517-524.
- Cardoso, P., S.S. Henriques, C. Gaspar, L.C. Crespo, R. Carvalho, J.B. Schmidt, P. Sousa y T. Szuts. 2009. Species richness and composition assessment of spiders in a Mediterranean scrubland. *Journal of Insect Conservation* 13: 45-55.
- Castelo, J.L. 2000. Diversidad de Salticidae (Arachnida: Araneae) en una localidad de selva baja caducifolia del sur de Jalisco, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 181 p.
- Challenger, A. 1998. La zona ecológica templada húmeda (bosque mesófilo de montaña). Pp. 443-518. En: Challenger, A. (Ed.), *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres. Pasado, presente y futuro*. CONABIO, Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre A.C.

- Chen, K.C. y I.M. Tso. 2004. Spider diversity on Orchid island, Taiwan: a comparison between habitats receiving different degrees of human disturbance. *Zoological Studies* 43: 598-611.
- Coddington, J.A. y H.W. Levi. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*. 22: 565-592.
- Coddington, J.A., C. Griswold, D. Davila, E. Penaranda y S. Larcher. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical systems. Pp. 44-46. En: Dulley, E. (Ed.), *The Unity of Evolutionary Biology Vol. 1. Proceedings of the Fourth International Congress of Systematics and Evolutionary Biology*. Dioscorides Press, Portland, Oregon, EUA.
- Coddington, J.A., L.H. Young y F.A. Coyle. 1996. Estimating spider species richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. *Journal of Arachnology* 24: 111-128.
- Coddington, J.A., I. Agnarsson, J.A. Miller, M. Kuntner y G. Hormiga. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology* 78: 573-584.
- Colwell, R.K. 2007. EstimateS: Statistical Estimation of Species, Richness and Shared Species from Simples (Software y Guía de Usuario). Versión 8.0. Disponible en <http://www.viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Collwell, R.K. y J.A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London series B-Biological Sciences* 345: 101-118.
- CONANP [Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas]. 2008. Mapa de uso de suelo y vegetación. Departamento de Sistemas y Análisis Geográfico, Región Frontera Sur, Istmo y Pacífico Sur. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Corcuera, P., M.L. Jiménez y G. López. 2004. Comparación en la diversidad de arañas asociadas al follaje en una selva baja caducifolia de Jalisco. *Contactos* 54: 17-26.
- Dobyns, J.R. 1997. Effects of sampling intensity on the collection of spider (Araneae) species and the estimation of spider richness. *Environmental Entomology* 26: 150-162.

- DOF [Diario Oficial de la Federación]. 2003. Decreto por el que se declara área protegida, con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región del Volcán Tacaná, ubicada en los municipios de Tapachula, Cacahoatán y Unión Juárez, en el estado de Chiapas, con una superficie total de 6,378-36-95.86 hectáreas. México, D.F.
- Durán, C.G. 2000. Estudio faunístico de la familia Theridiidae (Arachnida: Araneae); en la selva baja caducifolia del sur de Jalisco (Mpio. El Limón), México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. 112 p.
- Edmonds, D.T. y F. Vollrath. 1992. The contribution of atmospheric water vapour to the formation and efficiency of a spider's capture web. *Proceedings: Biological Sciences* 248: 145-148.
- Floren, A. y C. Deeleman. 2005. Diversity of arboreal spiders in primary and disturbed tropical forests. *Journal of Arachnology* 33: 323-333.
- Foelix, R.F. 1996. *Biology of spiders*. Oxford University Press, EUA. Pp. 330.
- García, M.A. 2009. La araneofauna (Araneae) reciente y fósil de Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 633-646.
- González, C. y M.C. Herrera. 2004. Contribución al conocimiento de la aracnofauna epigeal en bosques de Michoacán, México. Pp. 24-29. En: Romero, J., E.G. Estrada y A. Equihua (Eds.), *Entomología Mexicana Vol. 2*. Sociedad Mexicana de Entomología.
- Gotelli, N.J. y R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Gotelli, N.J. y G.L. Entsminger. 2004. *EcoSim. Null models software for Ecology. Versión 7.0*. Acquired Intelligence Inc. & Kelsey-Bear, Jerico, Vermont. Disponible en: <http://www.garyentsminger.com/ecosim/index>
- Halaj, J., D.W. Ross y A.R. Moldenke. 1998. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in Western Oregon forest canopies. *Journal of Arachnology* 26: 203-220.
- Hodge, S., C.J. Vink, J.C. Banks y M.H. Bowie. 2007. The use of tree-mounted artificial shelters to investigate arboreal spider communities in New Zealand nature reserves. *Journal of Arachnology* 35: 129-136.

- Höfer, H. y A.D. Brescovit. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. *Andrias* 15: 99-119.
- Hore, U. y V.P. Uniyal. 2008. Diversity of spider assemblages in five vegetation types of the Terai Conservation Area, India. *Journal of Arachnology* 36: 251-258.
- Ibarra, G. 1990. Los artrópodos asociados a cafetos en un cafetal mixto del Soconusco, Chiapas, México. I Variedad y abundancia. *Folia Entomológica Mexicana* 79: 207-231.
- Ibarra, G. y D. Chamé. 2009. Las arañas del suelo del bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná, Chiapas: efectos de las perturbaciones antropogénicas. Pp. 47-52. En: Estrada, E.G., A. Equihua, M.P. Chaires, J.A. Acuña, J.R. Padilla y A. Mendoza (Eds.), *Entomología Mexicana Vol. 8*. Sociedad Mexicana de Entomología.
- Ibarra, G. y J.A. García. 1998. Diversidad de tres familias de arañas tejedoras (Araneae: Araneidae, Tetragnathidae, Theridiidae) en cafetales del Soconusco, Chiapas, México. *Folia Entomológica Mexicana* 102: 11-20.
- Ibarra, G. y M.L. Jiménez. 2003. *Mastophora alvareztoroi*. Pp. 359-362. En: Levi, H.W. (Ed.), *The Bolas spiders of the genus Mastophora (Araneae: Araneidae)*. Bulletin of the Museum of Comparative Zoology, Harvard.
- Ibarra, G., A. García y M. Moreno. 1995. La comunidad de artrópodos de dos cafetales con diferentes prácticas agrícolas (orgánico y convencional): el caso de las arañas. *Memorias XXX Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Entomología*. Texcoco, Estado de México. p. 12-13.
- Ibarra, G., A. García y M. Moreno. 1997. Diversidad de arañas tejedoras (Arachnida: Araneae) en los cafetales del Soconusco, Chiapas, México. *Memorias XXXII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Entomología*. Metepec, Puebla. p. 6.
- Ibarra, G., J.A. García, M.L. Jiménez y A. Mazariégos. 2001a. Synonyms of *Frontinella tibialis* (Araneae: Linyphiidae). *Journal of Arachnology* 29: 378-387.
- Ibarra, G., J.A. García, M.A. Moreno, J.A. López y J.P. Lachaud. 2001b. Prey analysis in the diet of some ponerine ants (Hymenoptera: Formicidae) and web-building

- spiders (Araneae) in coffee plantations in Chiapas, Mexico. *Sociobiology* 37: 723-755.
- Ibarra, G., E.B. Moreno, A. Ruiz, M. Trujillo y J.A. García. 2004. Las arañas tejedoras (Araneidae, Tetragnathidae, Theridiidae y Uloboridae) de una plantación de cacao en Chiapas, México. Pp. 38-41. En: Morales, A., M. Ibarra, A. Rivera y S. Stanford (Eds.), *Entomología Mexicana Vol. 3*. Sociedad Mexicana de Entomología.
- INEGI [Instituto Nacional de Estadística y Geografía]. 1981. Carta de climas. Escala 1 : 250 000.
- Janetos, A.C. 1982. Foraging tactics of two guilds of web-spinning spider. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10: 19-27.
- Jiménez, M.L. 1996. Araneae. Pp. 83-101. En: J. Llorente, A.N. García y E. González (Eds.), *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento*. UNAM.
- JMP. Versión 4.0. SAS Institute Inc., Cary, Carolina del Norte, EUA. 1989-2000.
- Langellotto, G.A. y R.F. Denno. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139: 1-10.
- Llinas, J. y M.L. Jiménez. 2004. Arañas de humedales del sur de Baja California, México. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología* 75: 283-302.
- Lubin, Y.D. 1978. Seasonal abundance and diversity of web-building spiders in relation to habitat structure on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Arachnology* 6: 31-51.
- Luna, I., A. Vázquez y E. Velázquez. 2001. México. Pp. 183-229. En: Kapeelle, K. y A.D. Brown (Eds.), *Bosques nublados de Neotrópico, Costa Rica*. INBio.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, EUA. Pp. 256.
- Medina, F.J. 2002. Las arañas y su distribución temporal en un bosque de San Martín Cachihuapan, Municipio de Villa del Carbón, Estado de México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores, Campus Iztacala, UNAM. 129 p.
- Medina, F. 2003. Variación temporal de cuatro familias de arañas errantes en el manglar de la Reserva "La Encrucijada" en Chiapas, México. Pp. 24-29. En: Romero, J., E.G. Estrada y A. Equihua (Eds.), *Entomología Mexicana Vol. 2*. Sociedad Mexicana de Entomología.

- Minitab Statistical Software. Versión 15.1.1. 2007. State College, PA: Minitab, Inc.
Disponible en <http://www.minitab.com>
- Miranda, F. 1975. La vegetación de Chiapas. Primera parte. 2ª edición. Gobierno del Estado, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. Pp. 265.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA Vol. 1. Zaragoza, España. Pp. 83.
- Moreno, C.E. y G. Halffter. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37: 149-158.
- New, T.R. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. *Journal of Insect Conservation* 3: 251-256.
- Nieto, I.G. y M.L. Jiménez. 2004. Distribución de la familia Gnaphosidae Pocock (Arachnida: Araneae) en humedales de Baja California Sur, México. Pp. 16-20. En: Morales, A., M. Ibarra, A. Rivera y S. Stanford (Eds.), *Entomología Mexicana* Vol. 3. Sociedad Mexicana de Entomología.
- Ozanne, C.M.P., M.R. Speight, C. Hambler y H.F. Evans. 2000. Isolated trees and forest patches: patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). *Forest Ecology and Management* 137: 53–63.
- Pérez, M. y A. de la Cruz. 2005. Diversidad de teridiidos (Araneae: Theridiidae) en cuatro asociaciones florísticas, en el ejido “Las Delicias” en Teapa, sureste de México. *Universidad y Ciencia* 21: 41-44.
- Pinkus, M.A. 2006. Diversidad y estructura poblacional de arañas en un paisaje fragmentado en San Fernando, Chiapas. Tesis de Doctorado, ECOSUR, Tapachula, México. 76 p.
- Pinkus, M.A., J.L. León y G. Ibarra. 2006a. Spider diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico. *Diversity and Distributions* 12: 61-69.
- Pinkus, M.A., G. Ibarra, V. Parra, J.A. García y Y. Hénaut. 2006b. Spider diversity in coffee plantations with different management in Southeast Mexico. *Journal of Arachnology* 34: 104-112.

- Platnick, N.I. 2010. The world spider catalog. Versión 11.0. American Museum of Natural History. <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html> (Consultada el 16 de julio de 2010).
- Polis, G.A. y D.R. Strong. 1996. Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* 147: 813-846.
- Ponce, J., A.L. Escalante y C.A. Tena. 2004. Arañas (Arachnida: Araneae) de la costa del estado de Michoacán, México. Pp. 50-54. En: Morales, A., M. Ibarra, A. Rivera y S. Stanford (Eds.), *Entomología Mexicana Vol. 3*. Sociedad Mexicana de Entomología.
- Riechert, S.E. y L. Bishop. 1990. Prey control by an assemblage of generalist predators: spiders in garden test systems. *Ecology* 71: 1441-1450.
- Riechert, S.E. y T. Lockley. 1984. Spider as biological control agents. *Annual Review of Entomology* 29: 299-320.
- Robinson, J.V. 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community: An experimental field study. *Ecology* 62: 73-80.
- Robinson, M.H., Y.D. Lubin y B. Robinson. 1974. Phenology, natural history and species diversity of web-building spiders on three transects at Wau, New Guinea. *Pacific Insects* 16: 117-164.
- Rosenheim, J.A., L.R. Wilhoit y C.A. Armer. 1993. Influence of intraguild predation among generalist insect predators on the suppression of an herbivore population. *Oecologia* 96: 439-449.
- Rubio, G.D., J.A. Corronca y M.P. Damborsky. 2008. Do spider diversity and assemblages change in different contiguous habitats? A case study in the protected habitats of the Humid Chaco Ecoregion, Northeast Argentina. *Environmental Entomology* 37: 419-430.
- Russell, A. y N.E. Stork. 1994. Abundance and diversity of spiders from the canopy of tropical rainforests with particular reference to Sulawesi, Indonesia. *Journal of Tropical Ecology* 10: 545-558.
- Rypstra, A.L. 1983. The importance of food and space in limiting web-spider densities: a test using field enclosures. *Oecologia* 59: 312-316.

- Rypstra, A.L. 1986. Web spiders in temperate and tropical forest: relative abundance and environmental correlates. *American Midland Naturalist* 115: 42-51.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México. Pp. 432.
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* 35: 25-44.
- Samu, F., K.D. Sunderland y C. Szinetár. 1999. Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *Journal of Arachnology* 27: 325-332.
- Santos, A. 2005. Arañas tejedoras asociadas a los manglares de Chiapas. Tesis de Maestría, UNAM. 137 p.
- Shochat, E., W.L. Stefanov, M.E. Whitehouse y S.H. Faeth. 2004. Urbanization and spider diversity: Influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecological Applications* 14: 268-280.
- Siegel, S. y N.J. Castellan. 1988. *Nonparametric statistics*. McGraw-Hill, EUA. Pp. 399.
- Silva, D. 1996. Species composition and community structure of peruvian rainforest spiders: A case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Revue Suisse de Zoologie* Vol. fuera de serie: 597-610.
- Silva, D. y J.A. Coddington. 1996. Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Peru): species richness and notes on community structure. Pp. 253-311. En: Wilson, D.E. y A. Sandoval (Eds.), *Manu – The biodiversity of southeastern Peru*. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1981. *Biometry*. 2ª edición. W.H. Freeman and Company, Nueva York, EUA. Pp. 859.
- Sørensen, L.L. 2003. Stratification of the spider fauna in a Tanzanian forest. Pp. 92-101. En: Basset, Y., V. Novotny, S.E. Miller y R.L. Kitching (Eds.), *Arthropods of tropical forest: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge University Press, Reino Unido.
- Sørensen, L.L. 2004. Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodiversity and Conservation* 13: 437-452.

- Sørensen, L.L., J.A. Coddington y N. Scharff. 2002. Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afrotropical forest. *Environmental Entomology* 31: 319-330.
- Stadtmüller, T. 1987. *Cloud Forest in the Humid Tropics. A bibliographic review.* United Nations University, Tokyo and CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Toti, D.S., F.A. Coyle y J.A. Miller. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology* 28: 329-345.
- Tsai, Z.I., P.S. Huang y I.M. Tso. 2006. Habitat management by aboriginals promotes high spider diversity on an Asian tropical island. *Ecography* 29: 84-94.
- Ubick, D., P. Paquin, P.E. Cushing y V. Roth (Eds). 2005. *Spiders of North America: an identification manual.* American Arachnological Society. Pp. 377.
- Uetz, G.W., J. Halaj y A.B. Cady. 1999. Guild structure of spiders in major crops. *Journal of Arachnology* 27: 270-280.
- Vázquez, I.M. y R. Gaviño. 2003. Arañas de la familia Linyphiidae (Araneae: Araneomorphae) en México, datos de especies asociadas al manglar en Chiapas. Pp. 24-29. En: Romero, J., E.G. Estrada y A. Equihua (Eds.), *Entomología Mexicana Vol. 2.* Sociedad Mexicana de Entomología.
- Vollrath, F. y D.T. Edmonds. 1989. Modulation of the mechanical properties of spider silk by coating with water. *Nature* 340: 305-307.
- Willet, T.R. 2001. Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. *Restoration Ecology* 9: 410-420.
- Williams, G. 2007. *El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático.* CONABIO – Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Veracruz, México. Pp. 208.
- Wise, D.H., W.E. Snyder y P. Tuntibunpakul. 1999. Spiders in decomposition food webs of agroecosystems: theory and evidence. *Journal of Arachnology* 27: 270-280.
- Yanoviak, S.P., G. Kragh y N.M. Nadkarni. 2003. Spider assemblages in Costa Rican cloud forests: effects of forest level and forest age. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38: 145-154.

ANEXO 1. Fórmulas empleadas en el análisis de los datos obtenidos.

Parámetro	Fórmula	Variables
Estimador de riqueza Chao 1	$S_{Chao1} = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$	<p>S_{obs} = número de especies en la muestra</p> <p>F_1 = número de especies observadas representadas por un solo individuo (“singletons”)</p> <p>F_2 = número de especies observadas representadas por dos individuos (“doubletons”)</p>
Estimador de riqueza ACE	$S_{ACE} = S_{abund} + \frac{S_{raras}}{C_{ACE}} + \frac{F_1}{C_{ACE}} \cdot \gamma_{ACE}^2$ $C_{ACE} = 1 - F_1 / N_{raras}$	<p>S_{raras} = número de especies raras (≤ 10 individuos)</p> <p>S_{abund} = número de especies abundantes (≥ 10 individuos)</p> <p>F_1 = número de especies con un individuo</p> <p>N_{raras} = número total de individuos en especies raras</p>

ANEXO 1. (continua)

Parámetro	Fórmula	Variables
Índice de Shannon-Wiener (H')	$H' = - \sum p_i \ln p_i$	p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.
Índice de dominancia de Simpson (D)	$D = \sum p_i^2$	p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.
Prueba t de Hutcheson	$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(\text{Var}H'_1 + \text{Var}H'_2)^{\frac{1}{2}}}$ <p>$\text{Var} H'_1$ (y $\text{Var} H'_2$) se obtiene mediante:</p> $\text{Var}H' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2}$	H'_1 = índice de Shannon-Wiener para el sitio 1 H'_2 = índice de Shannon-Wiener para el sitio 2 $\text{Var} H'_1$ = varianza en la diversidad del sitio 1 $\text{Var} H'_2$ = varianza en la diversidad del sitio 2 p_i = abundancia proporcional de la especie i S = número de especies N = número total de individuos

ANEXO 1. (continua)

Parámetro	Fórmula	VARIABLES
Coeficiente de similitud de Sørensen (I_s)	$I_s = \frac{2c}{a+b}$	<p>a = número de especies presentes en el sitio A</p> <p>b = número de especies presentes en el sitio B</p> <p>c = número de especies comunes en el sitio A y B</p>
Coeficiente de similitud de Jaccard (I_j)	$I_j = \frac{c}{a+b-c}$	<p>a = número de especies presentes en el sitio A</p> <p>b = número de especies presentes en el sitio B</p> <p>c = número de especies comunes en el sitio A y B</p>
Coeficiente de similitud de Bray-Curtis (C_N)	$C_N = \frac{2jN}{N_a + N_b}$	<p>N_a = número total de individuos en el sitio A</p> <p>N_b = número total de individuos en el sitio B</p> <p>jN = sumatoria de la abundancia más baja de cada especie compartida entre ambos sitios.</p>
Coeficiente de similitud de Morisita-Horn (C_{MH})	$C_{MH} = \frac{2\sum(a_i \cdot b_i)}{(d_a + d_b)(N_a \cdot N_b)}$ <p>d_a (y d_b) se obtiene mediante:</p> $d_a = \frac{\sum a_i^2}{N_a^2}$	<p>N_a = número total de individuos en el sitio A</p> <p>N_b = número total de individuos en el sitio B</p> <p>a_i = número de individuos de la i-ésima especie en A</p> <p>b_i = número de individuos de la i-ésima especie en B</p>

ANEXO 2. Características generales de los gremios de arañas en el sotobosque del volcán Tacaná.

Dentro de las tejedoras de red orbicular se encuentran dos de las familias más representativas y abundantes Araneidae y Tetragnathidae. Las redes orbiculares pueden ser verticales (como en Araneidae) u horizontales (Tetragnathidae), las primeras interceptan principalmente insectos que vuelan entre la vegetación, mientras que las segundas capturan presas que se desplazan verticalmente, ya sea volando, saltando, o que caen sobre la red. Dichos insectos quedan atrapados en los hilos pegajosos de la red el tiempo suficiente para que la araña se mueva del centro para morder o envolver a la víctima. Miembros de la familia Mysmenidae construyen redes orbiculares de tres dimensiones. Symphytognathidae vive en microhábitats extremadamente húmedos y construyen redes planas con varios radios accesorios. La orientación de la red de Theridiosomatidae varía, pero es frecuentemente vertical, con un hilo tensado del centro para formar un cono y liberado por la araña al atrapar a su presa. Las redes de Uloboridae están orientadas horizontalmente (Uetz *et al.*, 1999; Ubick *et al.*, 2005).

Dentro de las arañas tejedoras laminares se encuentra Agelenidae que construye una red en forma de túnel con un área plana en forma de lámina; Leptonetidae construye una pequeña red en forma de lámina de la cual se cuelgan por debajo. La familia más representativa es Linyphiidae, cuyas arañas tejen redes formadas por una o más redes laminares horizontales apoyadas por abajo y arriba de hilos auxiliares de soporte (Ubick *et al.*, 2005).

Las arañas de tejedoras de redes irregulares incluyen a Nesticidae que construye redes similares a Theridiidae con un refugio suspendido del cual salen hilos pegajosos verticales. Las Theridiidae tejen su red bajo el envés de las hojas en las que normalmente ubica su refugio. La red de Pholcidae se construye sin un diseño aparente (Foelix, 1996).

Las arañas errantes se caracterizan por una conducta de caza más activa. Las corredoras persiguen a sus presas e incluyen a Anyphaenidae, de hábitos principalmente nocturnos, Clubionidae, Corinnidae y Scytodidae, ésta última produce un pegamento con el cual adhiere la presa al suelo y la inmoviliza (Uetz *et al.*, 1999; Ubick *et al.*, 2005).

En el grupo de las arañas acechadoras se encuentran Mimetidae que caza a otras arañas, principalmente tejedoras de red orbicular, Oonopidae, Salticidae y Selenopidae. Dentro de las emboscadoras, Ctenidae es principalmente de hábitos nocturnos y Thomisidae se coloca sin moverse en las hojas o flores y espera para atrapar los insectos que aterrizan (Höfer y Brescovit, 2001; Ubick *et al.*, 2005).

Instructions for Authors

MANUSCRIPT SUBMISSION

Manuscript Submission

Submission of a manuscript implies: that the work described has not been published before; that it is not under consideration for publication anywhere else; that its publication has been approved by all co-authors, if any, as well as by the responsible authorities – tacitly or explicitly – at the institute where the work has been carried out. The publisher will not be held legally responsible should there be any claims for compensation.

Permissions

Authors wishing to include figures, tables, or text passages that have already been published elsewhere are required to obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format and to include evidence that such permission has been granted when submitting their papers. Any material received without such evidence will be assumed to originate from the authors.

Online Submission

Authors should submit their manuscripts online. Electronic submission substantially reduces the editorial processing and reviewing times and shortens overall publication times. Please follow the hyperlink “Submit online” on the right and upload all of your manuscript files following the instructions given on the screen.

TITLE PAGE

Title Page

The title page should include:

- The name(s) of the author(s)
- A concise and informative title
- The affiliation(s) and address(es) of the author(s)
- The e-mail address, telephone and fax numbers of the corresponding author

Abstract

Please provide an abstract of 150 to 250 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

Keywords

Please provide 4 to 6 keywords which can be used for indexing purposes.

TEXT

Text Formatting

Manuscripts should be submitted in Word.

- ⌘ Use a normal, plain font (e.g., 10-point Times Roman) for text.
- ⌘ Use italics for emphasis.
- ⌘ Use the automatic page numbering function to number the pages.
- ⌘ Do not use field functions.
- ⌘ Use tab stops or other commands for indents, not the space bar.
- ⌘ Use the table function, not spreadsheets, to make tables.
- ⌘ Use the equation editor or MathType for equations.

Note: If you use Word 2007, do not create the equations with the default equation editor but use the Microsoft equation editor or MathType instead.

- ⌘ Save your file in doc format. Do not submit docx files.

Word template

Manuscripts with mathematical content can also be submitted in LaTeX.

LaTeX macro package

Headings

Please use no more than three levels of displayed headings.

Abbreviations

Abbreviations should be defined at first mention and used consistently thereafter.

Footnotes

Footnotes can be used to give additional information, which may include the citation of a reference included in the reference list. They should not consist solely of a reference citation, and they should never include the bibliographic details of a reference. They should also not contain any figures or tables.

Footnotes to the text are numbered consecutively; those to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data). Footnotes to the title or the authors of the article are not given reference symbols.

Always use footnotes instead of endnotes.

Acknowledgments

Acknowledgments of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the reference list. The names of funding organizations should be written in full.

SCIENTIFIC STYLE

Please always use internationally accepted signs and symbols for units, SI units.

SCIENTIFIC STYLE

Nomenclature: Insofar as possible, authors should use systematic names similar to those used by Chemical Abstract Service or IUPAC.

REFERENCES

Citation

Cite references in the text by name and year in parentheses. Some examples:

- Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).
- This result was later contradicted by Becker and Seligman (1996).
- This effect has been widely studied (Abbott 1991; Barakat et al. 1995; Kelso and Smith 1998; Medvec et al. 1993).

Reference list

The list of references should only include works that are cited in the text and that have been published or accepted for publication. Personal communications and unpublished works should only be mentioned in the text. Do not use footnotes or endnotes as a substitute for a reference list.

Reference list entries should be alphabetized by the last names of the first author of each work.

⌘ Journal article

Gamelin FX, Baquet G, Berthoin S, Thevenet D, Nourry C, Nottin S, Bosquet L (2009) Effect of high intensity intermittent training on heart rate variability in prepubescent children. *Eur J Appl Physiol* 105:731-738. doi: 10.1007/s00421-008-0955-8

Ideally, the names of all authors should be provided, but the usage of “et al” in long author lists will also be accepted:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 965:325–329

⌘ Article by DOI

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med*. doi:10.1007/s001090000086

⌘ Book

South J, Blass B (2001) *The future of modern genomics*. Blackwell, London

⌘ Book chapter

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) *The rise of modern genomics*, 3rd edn. Wiley, New York, pp 230-257

⌘ Online document

Cartwright J (2007) Big stars have weather too. IOP Publishing PhysicsWeb. <http://physicsweb.org/articles/news/11/6/16/1>. Accessed 26 June 2007

⌘ Dissertation

Trent JW (1975) *Experimental acute renal failure*. Dissertation, University of California

Always use the standard abbreviation of a journal’s name according to the ISSN List of Title Word Abbreviations, see

www.issn.org/2-22661-LTWA-online.php

For authors using EndNote, Springer provides an output style that supports the formatting of in-text citations and reference list.

EndNote style

TABLES

- ⌘ All tables are to be numbered using Arabic numerals.
- ⌘ Tables should always be cited in text in consecutive numerical order.
- ⌘ For each table, please supply a table caption (title) explaining the components of the table.
- ⌘ Identify any previously published material by giving the original source in the form of a reference at the end of the table caption.
- ⌘ Footnotes to tables should be indicated by superscript lower-case letters (or asterisks for significance values and other statistical data) and included beneath the table body.

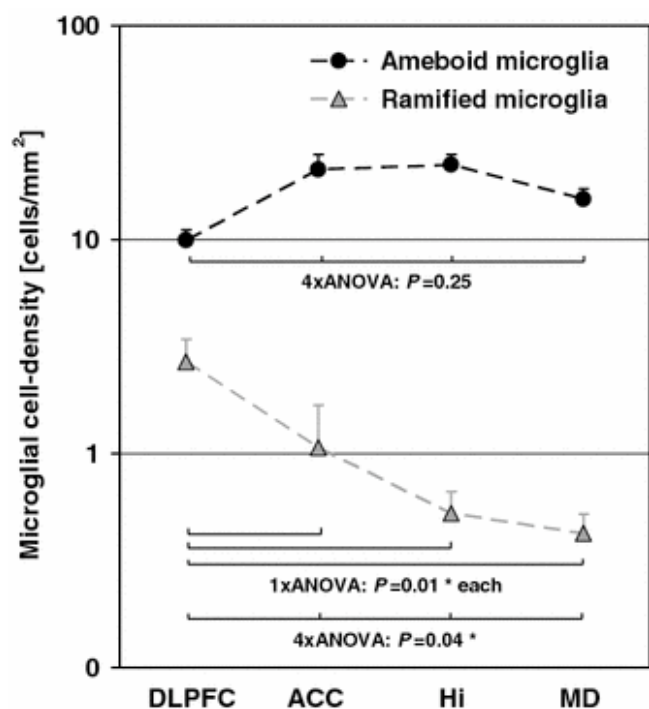
ARTWORK

For the best quality final product, it is highly recommended that you submit all of your artwork – photographs, line drawings, etc. – in an electronic format. Your art will then be produced to the highest standards with the greatest accuracy to detail. The published work will directly reflect the quality of the artwork provided.

Electronic Figure Submission

- Supply all figures electronically.
- Indicate what graphics program was used to create the artwork.
- For vector graphics, the preferred format is EPS; for halftones, please use TIFF format. MS Office files are also acceptable.
- Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.
- Name your figure files with "Fig" and the figure number, e.g., Fig1.eps.

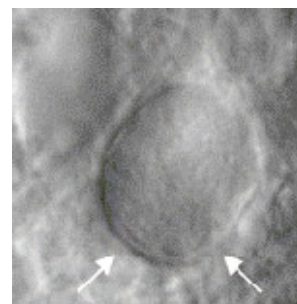
Line Art



- Definition: Black and white graphic with no shading.
- Do not use faint lines and/or lettering and check that all lines and lettering within the figures are legible at final size.
- All lines should be at least 0.1 mm (0.3 pt) wide.
- Scanned line drawings and line drawings in bitmap format should have a minimum resolution of 1200 dpi.
- Vector graphics containing fonts must have the fonts embedded in the files.

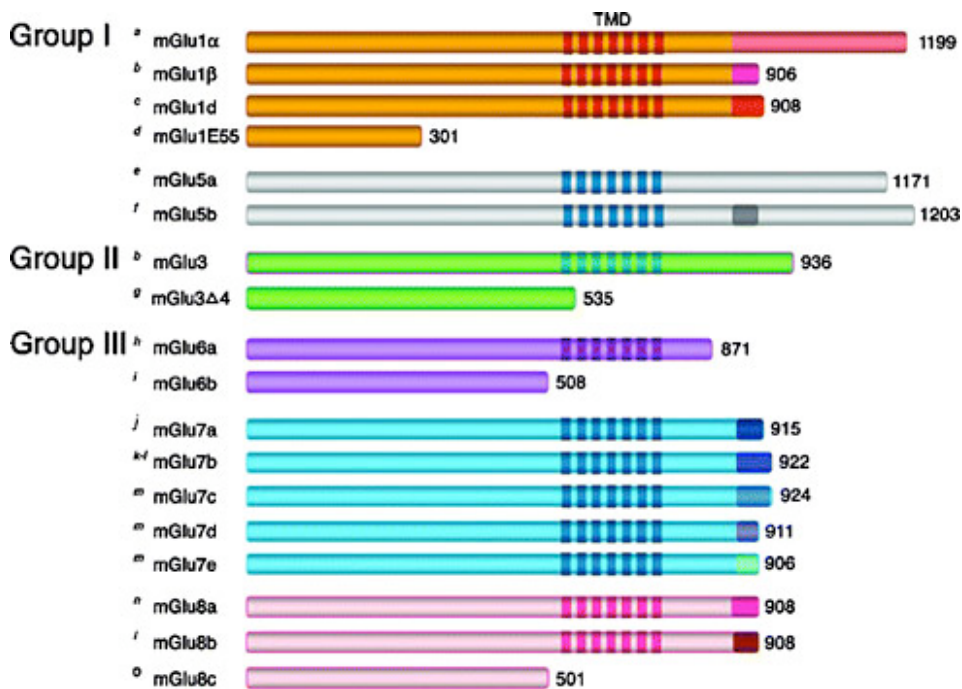
Halftone Art

- Definition: Photographs, drawings, or paintings with fine shading, etc.
- If any magnification is used in the photographs, indicate this by using scale bars within the figures themselves.
- Halftones should have a minimum resolution of 300 dpi.





Combination Art



- Definition: a combination of halftone and line art, e.g., halftones containing line drawing, extensive lettering, color diagrams, etc.
- Combination artwork should have a minimum resolution of 600 dpi.

Color Art

- Color art is free of charge for online publication.
- If black and white will be shown in the print version, make sure that the main information will still be visible. Many colors are not distinguishable from one another when converted to black and white. A simple way to check this is to make a xerographic copy to see if the necessary distinctions between the different colors are still apparent.
- If the figures will be printed in black and white, do not refer to color in the captions.
- Color illustrations should be submitted as RGB (8 bits per channel).

Figure Lettering

- To add lettering, it is best to use Helvetica or Arial (sans serif fonts).
- Keep lettering consistently sized throughout your final-sized artwork, usually about 2–3 mm (8–12 pt).
- Variance of type size within an illustration should be minimal, e.g., do not use 8-pt type on an axis and 20-pt type for the axis label.
- Avoid effects such as shading, outline letters, etc.

- ⌘ Do not include titles or captions within your illustrations.

Figure Numbering

- All figures are to be numbered using Arabic numerals.
- Figures should always be cited in text in consecutive numerical order.
- Figure parts should be denoted by lowercase letters (a, b, c, etc.).
- If an appendix appears in your article and it contains one or more figures, continue the consecutive numbering of the main text. Do not number the appendix figures, "A1, A2, A3, etc." Figures in online appendices (Electronic Supplementary Material) should, however, be numbered separately.

Figure Captions

- ⌘ Each figure should have a concise caption describing accurately what the figure depicts. Include the captions in the text file of the manuscript, not in the figure file.
- ⌘ Figure captions begin with the term Fig. in bold type, followed by the figure number, also in bold type.
- ⌘ No punctuation is to be included after the number, nor is any punctuation to be placed at the end of the caption.
- ⌘ Identify all elements found in the figure in the figure caption; and use boxes, circles, etc., as coordinate points in graphs.
- ⌘ Identify previously published material by giving the original source in the form of a reference citation at the end of the figure caption.

Figure Placement and Size

- When preparing your figures, size figures to fit in the column width.
- For most journals the figures should be 39 mm, 84 mm, 129 mm, or 174 mm wide and not higher than 234 mm.
- For books and book-sized journals, the figures should be 80 mm or 122 mm wide and not higher than 198 mm.

Permissions

If you include figures that have already been published elsewhere, you must obtain permission from the copyright owner(s) for both the print and online format. Please be aware that some publishers do not grant electronic rights for free and that Springer will not be able to refund any costs that may have occurred to receive these permissions. In such cases, material from other sources should be used.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your figures, please make sure that

- All figures have descriptive captions (blind users could then use a text-to-speech software or a text-to-Braille hardware)
- Patterns are used instead of or in addition to colors for conveying information (color-blind users would then be able to distinguish the visual elements)
- Any figure lettering has a contrast ratio of at least 4.5:1

ELECTRONIC SUPPLEMENTARY MATERIAL

Springer accepts electronic multimedia files (animations, movies, audio, etc.) and other supplementary files to be published online along with an article or a book chapter. This feature can add dimension to the author's article, as certain information cannot be printed or is more convenient in electronic form.

Submission

- Supply all supplementary material in standard file formats.
- Please include in each file the following information: article title, journal name, author names; affiliation and e-mail address of the corresponding author.
- To accommodate user downloads, please keep in mind that larger-sized files may require very long download times and that some users may experience other problems during downloading.

Audio, Video, and Animations

- Always use MPEG-1 (.mpg) format.

Text and Presentations

- Submit your material in PDF format; .doc or .ppt files are not suitable for long-term viability.
- A collection of figures may also be combined in a PDF file.

Spreadsheets

- Spreadsheets should be converted to PDF if no interaction with the data is intended.
- If the readers should be encouraged to make their own calculations, spreadsheets should be submitted as .xls files (MS Excel).

Specialized Formats

- Specialized format such as .pdb (chemical), .vrl (VRML), .nb (Mathematica notebook), and .tex can also be supplied.

Collecting Multiple Files

- It is possible to collect multiple files in a .zip or .gz file.

Numbering

- If supplying any supplementary material, the text must make specific mention of the material as a citation, similar to that of figures and tables.
- Refer to the supplementary files as "Online Resource", e.g., "... as shown in the animation (Online Resource 3)", "... additional data are given in Online Resource 4".
- Name the files consecutively, e.g. "ESM_3.mpg", "ESM_4.pdf".

Captions

- For each supplementary material, please supply a concise caption describing the content of the file.

Processing of supplementary files

- Electronic supplementary material will be published as received from the author without any conversion, editing, or reformatting.

Accessibility

In order to give people of all abilities and disabilities access to the content of your supplementary files, please make sure that

- The manuscript contains a descriptive caption for each supplementary material
- Video files do not contain anything that flashes more than three times per second (so that users prone to seizures

caused by such effects are not put at risk)

AFTER ACCEPTANCE

Upon acceptance of your article you will receive a link to the special Author Query Application at Springer's web page where you can sign the Copyright Transfer Statement online and indicate whether you wish to order OpenChoice, offprints, or printing of figures in color.

Once the Author Query Application has been completed, your article will be processed and you will receive the proofs.

Open Choice

In addition to the normal publication process (whereby an article is submitted to the journal and access to that article is granted to customers who have purchased a subscription), Springer provides an alternative publishing option: Springer Open Choice. A Springer Open Choice article receives all the benefits of a regular subscription-based article, but in addition is made available publicly through Springer's online platform SpringerLink. We regret that Springer Open Choice cannot be ordered for published articles.

Springer Open Choice

Copyright transfer

Authors will be asked to transfer copyright of the article to the Publisher (or grant the Publisher exclusive publication and dissemination rights). This will ensure the widest possible protection and dissemination of information under copyright laws.

Open Choice articles do not require transfer of copyright as the copyright remains with the author. In opting for open access, they agree to the Springer Open Choice Licence.

Offprints

Offprints can be ordered by the corresponding author.

Color illustrations

Online publication of color illustrations is free of charge. For color in the print version, authors will be expected to make a contribution towards the extra costs.

Proof reading

The purpose of the proof is to check for typesetting or conversion errors and the completeness and accuracy of the text, tables and figures. Substantial changes in content, e.g., new results, corrected values, title and authorship, are not allowed without the approval of the Editor.

After online publication, further changes can only be made in the form of an Erratum, which will be hyperlinked to the article.

Online First

The article will be published online after receipt of the corrected proofs. This is the official first publication citable with the DOI. After release of the printed version, the paper can also be cited by issue and page numbers.

© Springer. Part of Springer Science+Business Media

Editorial Manager(tm) for Journal of Insect Conservation
Manuscript Draft

Manuscript Number:

Title: Understory spider diversity in two remnants of tropical montane cloud forest in Chiapas, Mexico

Article Type: Manuscript

Keywords: Araneae; species richness; human disturbance; season effects

Corresponding Author: Dr. Guillermo Ibarra-Núñez,

Corresponding Author's Institution: El Colegio de la Frontera Sur

First Author: Julieta Maya-Morales

Order of Authors: Julieta Maya-Morales; Guillermo Ibarra-Núñez; Jorge Leonel León-Cortés; Francisco Infante-Martínez

Abstract: We evaluated the spider diversity of a tropical montane cloud forest understory in two nearby sites with different degrees of human disturbance at the Biosphere Reserve Volcan Tacana, Chiapas, Mexico. The study was conducted for six months in 2009, covering dry and rainy seasons. A total of 8,370 spiders (1,208 adults and 7,162 juveniles) were collected. The determined specimens (7,747) represented 112 species and morphospecies, 71 genera and 22 families. The results showed that human disturbance has an influence in spider communities. Species richness was significantly higher in the preserved site in contrast with the disturbed site. Despite their proximity, the composition of spider communities showed only a moderate similarity between the two sites. No differences in abundance were found among sites when considering the whole sample, but the sites differed clearly when seasons were analyzed separately. The rainy season had a negative effect on the abundance of spiders in the preserved site. Although the structure was very similar between the two communities, there was a trend towards a greater evenness in the preserved site for the whole sampling and for the dry season

TITLE PAGE

Julieta Maya-Morales, Guillermo Ibarra-Núñez, Jorge L. León-Cortés, Francisco Infante-Martínez

Understory spider diversity in two remnants of tropical montane cloud forest in Chiapas, Mexico

J. Maya-Morales, G. Ibarra-Núñez, F. Infante-Martínez

Departamento de Entomología Tropical, El Colegio de la Frontera Sur, Carr. Antiguo Aeropuerto km 2.5, Tapachula, Chiapas 30700, Mexico

J. L. León-Cortés

Departamento de Ecología & Sistemática Terrestre, El Colegio de la Frontera Sur, Carr. Panamericana y Av. Periférico Sur S/N, San Cristóbal de las Casas, Chiapas 29290, Mexico

Corresponding author:

G. Ibarra-Núñez

e-mail: gibarra@ecosur.mx; telephone (52) 962-6289800; fax (52) 962-6289806

ABSTRACT

We evaluated the spider diversity of a tropical montane cloud forest understory in two nearby sites with different degrees of human disturbance at the Biosphere Reserve Volcan Tacana, Chiapas, Mexico. The study was conducted for six months in 2009, covering dry and rainy seasons. A total of 8,370 spiders (1,208 adults and 7,162 juveniles) were collected. The determined specimens (7,747) represented 112 species and morphospecies, 71 genera and 22 families. The results showed that human disturbance has an influence in spider communities. Species richness was significantly higher in the preserved site in contrast with the disturbed site. Despite their proximity, the composition of spider communities showed only a moderate similarity between the two sites. No differences in abundance were found among sites when considering the whole sample, but the sites differed clearly when seasons were analyzed separately. The rainy season had a negative effect on the abundance of spiders in the preserved site. Although the structure was very similar between the two communities, there was a trend towards a greater evenness in the preserved site for the whole sampling and for the dry season.

KEYWORDS

Araneae; species richness; human disturbance; season effects.

INTRODUCTION

Tropical montane cloud forests (TMCF) are characterized by a very humid atmosphere due to a constant presence of clouds or mist that promotes abundant evergreen vegetation, including trees in several levels, covered with mosses, ferns, a variety of epiphytes, and a soil cover of bushes and herbs. This type of forests concentrate high levels of biodiversity in relation to the surface occupied, and a great proportion of these are endemic or endangered species (Bubb et al. 2004; Stadtmuller 1987; Williams-Linera 2007). In Mexico, the TMCF occupies between 0.4% and 0.8% of the total surface (Challenger 1998; Williams-Linera 2007) but it shelters about 12% of the 3,000 plant species, where more than 30% are endemic (Rzedowski 1996). Due to its reduced extension, insularity, fragmented and disturbed condition, the TMCF is one of the more threatened types of vegetation in Mexico (Acosta 2004). Selective logging (for fuelwood and timber) and extensive rising of livestock (sheep and cattle) are frequent anthropogenic disturbances to this type of forests in the southeast of Mexico (Ramírez-Marcial 2003; Ramírez-Marcial et al. 2001; Williams-Linera 2007). The effects of anthropogenic disturbances on the TMCF have been studied for diverse plant groups and fungi (García and Toledo 2008; Heredia and Arias 2008; Mehltreter 2008; Newton et al. 2009; Ramírez-Marcial 2001, Rüger et al. 2008; Williams-Linera and López-Campos 2008), but in the case of the animals of the TMCF, the studies have focused mainly on the vertebrates (Gallina et al. 2008; González and Murrieta 2008; Pineda and Halffter 2004; Pineda et al. 2005; Sosa et al. 2008; Tejeda and Gordon 2008) and in some selected insect groups (Deloya and Ordoñez 2008; Deloya et al. 2007; Hernández and Dzul 2008; Pineda et al. 2005; Valenzuela et al. 2008). Spiders are a very diverse, ubiquitous and abundant group of arthropods that predate on diverse invertebrates, and most of them live in strictly defined environments or a stratum of a given habitat (Foelix 1996). Studies have shown that spiders can discriminate among several environmental conditions, as habitats with distinct plant architecture, or litter with differences in deep and complexity (Halaj et al. 1998; Noel and Finch 2010; Rubio et al. 2008; Wise 1993), they can display preferences for certain types of habitats (Hodge 1987; Riechert and Tracy 1975), and react (as species and as assemblages) to disturbances in the environment (Balfour and Rypstra 1998; Gibson et al. 1992; Haughton et al. 1999; Marc et al. 1999; Rypstra et al. 1999; Warui et al. 2005; Willet 2001). So, as spiders fulfill the criteria of Kremen et al. (1993) to be good indicator assemblages (“suits of species that respond readily to environmental change in ways that are easily measured or observed”) they constitute a helpful group to detect habitat disturbances, be by natural causes or by human intervention. The objective of this study was to know how human disturbances and natural environmental variation (seasonal) affect the spider assemblage composition and structure, in two contiguous sites of a TMCF in Chiapas, Mexico.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study was accomplished at the locality of Talquian, Union Juarez, Chiapas, within the Biosphere Reserve Volcan Tacana. Two sites of TMCF were chosen by their different conditions of human disturbance, one relatively preserved (15°05'14.8" N, 92°05'55" W, 2,021 m asl) and one relatively disturbed (15°05'37.8" N, 92°06'05.7" W, 2,048 m asl) (Figure 1). The main elements of the forest in the region are species of *Matudaea*, *Inga*, *Clethra*, *Pithecolobium*, *Ilez*, *Podocarpus*, *Osmanthus*, *Decrela* and *Olmediella* (Miranda 1975). The climate is temperate humid with abundant rains in summer (from May to October) and total annual precipitations of 4,000 mm and a mean annual temperature of 15.3°C (INEGI 1981).

Vegetation

As a reference of the level of disturbance of the study sites, we recorded the following data for the trees with basal diameter ≥ 5 cm: 1) number of trees, 2) basal diameter of the trees, 3) number of trees with visible tracks of cuts made with human tools, and 4) canopy cover measured by taking of 90 photographs at 1 m above of the ground level, by site. All the data were obtained in an area of 1,800 m² by site.

Sampling and identification of spiders

Each site was sampled 12 times in two periods (corresponding to the dry and rainy seasons), three months (six samplings) per period, from January to March and from June to August 2009. In each site, three 50 m transects strips were established. Along each transect, a circular sampling point was established every 10

m for a total of 5 points per transect, 15 per site, for a total of 60 samples per site. Three methods were used, one for each transect. Hand collecting consisted in locating visually and catching the spiders, investing 20 minutes looking for the vegetation by sampling point, 10 minutes for high vegetation (from the waist to the maximum reach of the arm) and 10 minutes for low vegetation (from the ground to waist level) (modified from Coddington et al. 1991); a total of 40 hours of searching were invested. Vegetation beating was carried out by shaking or striking the vegetation inside each point with a sweeping net (low vegetation, 30 hits) or a stick (higher vegetation, 30 hits) with a collecting tray of 1 m² placed below to recover the fallen material of the high vegetation; a total of 7,200 hits were invested. Shelter traps were made with fallen leaves of the local vegetation rolled to form a tube and put each inside a plastic tube (2 cm in length and diameter 1 or 1.5 cm) that were distributed in the vegetation found in each point. Twenty traps (10 of each size) were placed in each sampling point two weeks previous to a sampling event, on the trunks of the trees, at the branches of the shrubs and the herbs, not higher than 2 m; 2,400 traps were used throughout the sampling. The sampling team comprised from 2 to 4 collectors per event. Collected specimens were transferred to 80% ethanol and deposited in the Colección de Arácnidos del Sureste de México (ECOTAAR), located in El Colegio de la Frontera Sur, Tapachula, Chiapas. All the individuals were identified to family level. Adults and most juveniles were sorted into morphospecies, and were identified to genus and/or species level whenever possible. For simplicity, the term species will refer to both determined and undetermined morphospecies.

Data analysis

To evaluate the relative condition of disturbance of sites, we used a two-sample *t*-test with tree density and number of trees with cuts. The Mann-Whitney test was applied to the measures of basal diameter and a nested analysis of variance (ANOVA) was used with the canopy data. These analyses were computed using Minitab software version 15.1. For analyses purposes, a sample was integrated with the data corresponding to three points of a site (one of each transect) in view to include the three sampling methods in each sample, so that for each sampling date there were five samples per site, 30 samples per season and 60 samples per site for the whole study. To evaluate the inventory completeness, the estimated species richness was calculated using the EstimateS software version 8.0 (Colwell 2007) after 100 randomizations of data. We used nonparametric estimators Chao 1 and ACE (Magurran 2004) to construct species accumulation curves in view to compare the estimated density of species (Gotelli and Colwell 2001) between sites. To compare species richness values of sites, individual-based rarefaction curves were computed using EcoSim software version 7.0 (Gotelli and Entsminger 2004) to standardize datasets on the basis of number of individuals and ensure valid comparisons of species richness between sites (Gotelli and Colwell 2001). To analyze the similarity across sites we computed the Sørensen qualitative index and the Bray-Curtis quantitative index (Magurran 2004). These indices were used for the comparisons between sites per season and the seasons of each site. Differences in abundance between sites were analyzed by chi-square tests with contingency tables using JMP software version 4.0. To analyze the structure of the communities, rank-abundance curves were drawn for each site (Magurran 2004). Using the Olmstead and Tukey method (Sokal and Rohlf 1981) we made an ecological categorization relating frequency with abundance of each species. In a graph divided in four sections by the average of percent frequency in the x axis and the 2% of total abundance (Toti et al. 2000; Chen and Tso 2004) in the y axis, each species can be classed as dominant (high frequency and high abundance), constant (high frequency and low abundance), temporal (high abundance and low frequency) and rare (low frequency and low abundance).

RESULTS

Vegetation

The studied sites clearly differ in the number of trees with cut ($t = -3.863$; $df = 3$; $P = 0.0307$) and in canopy cover ($F = 44.196$; $df = 1$; $P = 0.003$). There were no significant differences between sites in the number of trees ($t = 0.532$; $df = 3$; $P = 0.316$), nor in the basal diameter ($W = 43856$; $P = 0.434$) (Table 1).

Spiders

A total of 8,370 spiders were collected in the 60 samples, including 1,208 adults (618 females and 590 males) and 7,162 immatures. Of this total, 623 specimens (7%) were not assigned to a species because they belong to genera with two or more species found in the sampling, or because being too young, its morphologic characteristics did not allow assigning them to a species, so they couldn't be included in

diversity analyses. The following analyses consider 7,747 individuals representing 22 families, 71 genera, and 112 species (Table 2) (91 species represented by adults). The proportion of species identified at the species level was 36% (41 of 112 species) (Appendix 1). Of the total of individuals 14% were adult, with Linyphiidae being the most abundant (421 individuals, 35% of the total of adults), followed by Theridiidae (328, 26%), Anyphaenidae (109, 9%), Theridiosomatidae (81, 7%) and Tetragnathidae (70, 6%).

Alpha diversity

For the whole study 94 species were recorded in the preserved site and 86 in the disturbed site; there were 26 species (28%) exclusive for the preserved site and 18 (21%) for the disturbed site. In the dry season 19 from 79 total species were exclusive for the preserved site and 7 from 64 for the disturbed site. In the rainy season 12 from 79 total species were exclusive for the preserved site and 8 from 72 for the disturbed site. For the whole sampling, the estimators imply that there are from 103 to 122 species in the preserved site and from 94 to 111 in the disturbed site (Table 2). The inventory completeness (ratio of observed to estimated number of species, based on Chao 1 and ACE) was lower for the preserved site (84% for both estimators) than for the disturbed site (90% and 87% respectively). This suggests that at least 18 more species (both estimators) are to be expected for the preserved site and from 10 to 13 more species (Chao 1 and ACE) for the disturbed site. When considering each season separately, the pattern of completeness (based on Chao 1 and ACE) remains as for the whole study in both seasons, lower in the preserved (dry 64% and 78%; rainy 81% and 77%) than in the disturbed site (dry 87% and 84%; rainy 88% and 86%). For the whole study, the curves of the Chao 1 and ACE estimators for the disturbed site reach an asymptote, while for the preserved site none of the curves reach an asymptote (Figure 2). This pattern is maintained during the dry season, but it reverses in the rainy season (Figure 3). When compared by rarefaction, the species richness for the total fauna (Figure 4) and for each season (Figure 5) differs significantly between the sites at a comparable level of individuals, with the preserved site recording the highest spider richness in all cases. Concerning species richness, significant differences were detected between seasons for each site. The rainy season recorded the highest species richness for both preserved and disturbed sites at the same number of individuals (Figure 6).

Beta diversity

Species composition similarity between sites (as indicated by Sørensen index, Table 3) was moderately high for each season as for the whole sampling, without differences between seasons. When comparing species composition between seasons, the preserved site had a notable lower variation than the disturbed site. Assemblage structure similarity between sites (as indicated by Bray-Curtis index, Table 3) was lower for the rainy than for the dry season, but both sites show the same level of variability between seasons.

Abundance and structure

For the whole sampling we collected similar numbers of spiders for the preserved (3,888) and the disturbed (3,859) sites. The disturbed site recorded also similar abundances between seasons, but in the preserved site there were more individuals for the dry season in comparison with the rainy season ($X^2 = 101.62$; $df = 1$; $P < 0.0001$) (Table 5). Theridiidae, Anyphaenidae, Tetragnathidae and Linyphiidae were the most abundant families on both sites (Figure 7). Families' total abundances were dependent on the site ($X^2 = 321.03$; $df = 21$; $P < 0.0001$), and, for some families, the adult-juvenile proportions shows significant differences between the sites, with higher proportions of adults in the preserved site for Linyphiidae ($X^2 = 122.29$; $df = 1$; $P < 0.0001$) and Araneidae ($X^2 = 8.68$; $df = 1$; $P = 0.003$), whereas the inverse occurred for Corinnidae ($X^2 = 8.1$; $df = 1$; $P = 0.004$) and Theridiosomatidae ($X^2 = 15.52$; $df = 1$; $P < 0.001$). In the disturbed site two species had an abundance greater than 10%, *Theridion evexum* Keyserling, 1884 (15%) and *Anyphaena trifida* F. O. P.-Cambridge, 1900 (14%), while in the preserved site only one species had such an abundance, *T. evexum* (12%). From the 20 most abundant species in each site, only 11 species were common to both sites, two of these were more abundant in the preserved site (*Anyphaena* sp3 and *Leucauge simplex* F. O. P.-Cambridge, 1903) and eight were more abundant in the disturbed site, with three of these last having more than double of individuals (*A. trifida*, *Jalapyphantes cuernavaca* Gertsch & Davis, 1946 and *Chrysometa* sp1) (Figure 8). Figure 8 also shows a tendency of a more equitable distribution of abundances for the preserved site in comparison with the disturbed site. Abundance rank distributions were similar between sites. Nonetheless, the dominant and subdominant species in the disturbed site had a higher proportion than in the preserved site (Figure 9). The ecological categorization of the spiders show that in the preserved site there were 12 dominant species

(13% of the total), 20 constant species (21%) and 62 rare species (66%) (Figure 10a), whereas in the disturbed site there were 13 dominant species (15%), 13 constants (15%) and 60 rare (70%) (Figure 10b), showing a lower proportion of constant species and a corresponding increase in dominant and rare species in the disturbed site.

DISCUSSION

The species richness found in the understory was higher than those of similar studies as Coddington et al. (1996) with 89 species (adults only), in low vegetation and soil of a temperate forest in North America, Ibarra-Núñez (1990) with 65 species in leaves of coffee in Chiapas, and Ibarra-Núñez (pers. comm) with 94 species (juveniles included), in cocoa foliage in Chiapas. However, it was below from others such as Sørensen et al. (2002) with 114 species in Tanzania and Álvares et al. (2004) with 153 in Brazil (both studies considered adults from low vegetation). Compared with the above studies, the species richness is high considering that it was collected from a single stratum of vegetation (no spiders were considered from soil and canopy), the sampling areas were not extensive and that it was sampled for six months. The percentage of identified species (36%) shows that there may be a significant proportion of new species and therefore a high degree of endemism, characteristic of TMCF.

Chao 1 richness estimator has been used as reference for diversity studies of spiders (Coddington et al. 2009; Sørensen 2003; Sørensen et al. 2002) and was suggested for the study of tropical communities because it works best when most information is concentrated in low numbers in abundance (*singletons* or *doubletons*) (Coddington et al. 1996), as in this study. The level of completeness ($\geq 84\%$ with Chao 1) was higher than or comparable with other intensive studies such as Álvares et al. (2004), Coddington et al. (2009), Dobyns (1997), Silva and Coddington (1996), Sørensen (2003) and Sørensen et al. (2002), reaching the comprehensive (70-80%) inventory level of Cardoso (2009). So far no work with spiders in tropical regions has arrived to a totally complete inventory.

As in other studies of tropical communities (Coddington et al. 1991, 1996, 2009; Silva and Coddington 1996; Sørensen et al. 2002) the observed species accumulation curves for both sites did not reach the asymptote, characteristic from tropical arthropods (Gotelli y Colwell 2001), indicating that the sampling did not record all species. However, the curves of the estimators for the disturbed site do reach the asymptote (both general and for each season, except ACE for the rainy season), indicating that sampling at this site was sufficient to estimate the richness with precision (Coddington et al. 2009). Also, the disturbed site registered higher percentages of integrity, supporting this inventory as more complete. The proportion of species represented by a single individual (*singleton*) has been used as another indicator of the inventory integrity. In tropical regions, the percentage of *singletons* recorded in various studies of spiders range from 13 to 63%, with an average of 37% (Coddington et al. 2009). Sørensen (2003) recorded 32% in TMCF. Compared with these values, the percentages of *singletons* obtained for both studied sites are low, especially considering that there are species represented only by juveniles, which are not considered in most the works cited. Considering only adults, the percentage of *singletons* is 27% for the preserved site and 33% for the disturbed site, representing a better sampling than those obtained by many of the studies cited in Coddington et al. (2009).

Coddington et al. (1996) conceived the sample intensity index and proposed an appropriate ratio of 10:1. Subsequent studies consider that for sites with high diversity adequate sampling intensity must be not less than 30:1 (Cardoso et al. 2009; Sørensen et al. 2002). The results of this study exceed those values when including all individuals, although when considering only the adults, the ratio decreases significantly. The presence of very abundant species can inflate the value of the sample intensity index without necessarily the corresponding accumulation curve approximates the asymptote, in contrast with data showing a lower rate (Toti et al. 2000). For our data the highest sample intensity index in the disturbed site coincides with the reach of the asymptote of the accumulation curve estimators.

The difference in species richness between sites, as shown by the rarefaction curves, was recorded even though the sites are close together, which facilitates the recolonization of the disturbed site. In contrast, Chen and Tso (2004) whose study sites were not contiguous did not find differences in species richness between sites with different level of disturbance. Seemingly in our study, the absence of certain species in a habitat is more due to the lack of sustainability of the habitat than a limited ability of dispersion (Samu et al. 1999). In this respect the differences in richness may be related to the effects caused by differences in the intensity of use of the two sites. The preserved site has a more pronounced slope and is farther to the nearest village, therefore is less accessible than the disturbed site, where there are multiple paths that cross the area and a greater mobility of people and domestic animals (horses, cows, pigs and chickens) yielding a different level of use of vegetation that affects the integrity of the structure and functioning of this remnant of forest (Williams-Linera 2007). The site with lower incidence of cut trees is considered to have greater complexity, even with a similar density between sites, because the cuts

result in a lower density of vegetation in the canopy, giving more exposure to the effects of light, wind and rain that affects the microclimate, and therefore the community of spiders (Ozanne et al. 2000). The difference between sites is maintained in the two seasons, even though there were significant variations in relative abundance between the two sites. Rubio et al. (2008), also recorded differences in richness sustained among seasons, between two sites in a subtropical dry forest in Argentina

As in the case of other studies of spiders (Rubio et al. 2008, Silva and Coddington 1996; Toti et al. 2000), in our study was evident the effect of the change of season on species richness in this case with a significant increase in the rainy season for both sites. But in the case of the disturbed site, this change involved a greater turnover of species between the two periods (in comparison with preserved site), which showed a greater sensitivity of the spiders of this site to the season effects.

Theridiidae is the richest family in the two sites, both in number of genera and species, followed by Linyphiidae and Araneidae. These results are consistent with other studies of tropical areas, where Theridiidae and Araneidae were among the most diverse (Ibarra-Núñez 1990, Ibarra-Núñez and García 1998, Ibarra-Núñez et al. 1995, Silva and Coddington 1996, Sørensen 2004, Sørensen et al. 2002). Linyphiidae is usually rich in species in temperate habitats (Coddington et al. 1996; Toti et al. 2000) but not in tropical lowland regions, although some studies suggest that its importance increases with altitude (Russell and Stork 1994; Sørensen 2004) as in the present study.

Beta diversity

The similarity between spider communities becomes reduced when the habitats have different structural complexity (Toti et al. 2000), when they inhabit different vegetation types (even if they are contiguous) (Rubio et al. 2008), or when the distance between sites is high (> 20 km) (Colwell y Coddington 1994; Sørensen 2004). In our study, even when the sites are very close (800 m) and have the same vegetation type, the similarity between spider communities only reached moderate values, pointing out the differences in composition and structure as the possible effect of a different level of disturbance in each site. In the study by Rubio et al. (2008) the change of season had an influence on the degree of similarity, with the dry season having a lower similarity than the rainy season. In our study the similarity between the sites were alike for each season, but the qualitative similarity between seasons for the preserved site was higher than that of the disturbed site, denoting a higher temporal stability in species composition.

Abundance and structure

Although there are no differences in the total abundance of the two sites, significant differences were observed between the abundance of adults. Cardoso et al. (2009) suggest that structurally simpler habitats provide less protection against extreme changes in environmental factors, resulting in a lower proportion of adults. This difference is maintained for the dry season but disappears in the rainy season. The preserved site had conditions favoring a greater number of individuals reaching the adulthood (over the entire sample and for the dry season), and the rainy season modifies the conditions in the disturbed site, allowing parity with the preserved site, but the latter shows greater stability with minimal variation between the two periods.

The different seasonal changes in abundance of spiders for each site, suggests an interaction between level of disturbance and environmental conditions. This may be the result of individual species changes (increases or decreases) from one season to another, but can also be the effects of environmental changes on the conditions of the two sites, which in turn affect the efficiency of some methods of collection from one season to another. In the preserved site the efficiency of the baiting method was 50% lower in the rainy season compared to the dry season, whereas in the disturbed site only showed a reduction of 3%. This change was particularly noted for the amount of dry leaves recovered from samples of the collecting tray, reduced significantly in the rainy season at the preserved site, in reference with the dry season, meanwhile there was no significant decrease in the disturbed site. The dry leaves recovered by this method, functions as shelter for many species of spiders or as web support for small species, similar to leaf litter, so the reduction of the material retained on the site involved a reduction in the number of spiders collected. It is possible that the reduction of dry leaves retained on the site relates to the different environmental conditions between the two sites, because although it is considered that the rains can moisten equally the dry leaves caught in the branches of shrubs and trees in the two sites, the lower canopy cover in the disturbed site would allow greater penetration of sunlight and wind to help dry the wet leaves to a greater degree than in the preserved site.

The distribution of the abundance of both sites corresponds to that detected in other tropical areas, where there is a large proportion of rare species (Coddington et al. 1996, 2009). Although the rank-abundance analysis revealed no differences in the structure of the two communities, other data indicate

that the preserved site has a greater evenness, which coincides with the results of Floren and Deeleman (2005) where a disturbed tropical forest showed high dominance in comparison with a primary forest. The graphs of the 20 most abundant species of each site shows different curves with a more pronounced difference between dominant and subdominant in the disturbed site. In addition, the results of the categorization in abundance and frequency present a greater proportion of constant species at the preserved site compared to the disturbed site, which coincidentally had the highest species turnover. Overall, these differences suggest a different structure of the two communities of spiders, possibly resulting from structural and environmental conditions prevailing at each site.

The disturbance affects negatively some species while others are more tolerant to changes and even favored. Within the first group the most affected species were *Epeirotypus* sp1, *Cyrtognatha* sp1, Erigoninae sp1, *Thymoites* sp1, whose abundance decreased significantly from the preserved to the disturbed site, so they could be considered as susceptible to disruptions in TMCF of Volcan Tacana. The increase or decrease in populations is related to the reproductive cycle and in tropical regions, the spiders may have multivoltine or univoltine life cycles (Lubin 1978), but often the most abundant peaks are located around the time with more resources (i.e. rainy season). However, contrary to what was observed in another study where the rainy season has a positive influence in abundance due to increased resources (Robinson et al. 1974), the rainy season appears to be a critical period for spiders of TMCF of Volcan Tacana in the preserved site because, in spite of maintaining the highest species richness, its abundance is reduced. As already mentioned, the reduction in the abundance of preserved site is possibly related to a decrease of the dry leaves. Four families were the most abundant at the two sites (Theridiidae, Anyphaenidae, Tetragnathidae and Linyphiidae). Theridiidae is often one of the most abundant in tropical forests (Álvares et al. 2004; Russell and Stork 1994; Sørensen 2004; Yanoviak et al. 2003). However, in most of these studies Anyphaenidae, Linyphiidae and Tetragnathidae had low relative abundances. Álvares et al. (2004) found Anyphaenidae as the most abundant in secondary growth forest, suggesting a higher affinity of this family with altered vegetation. Yanoviak et al. (2003) and Sørensen et al. (2002) recorded Linyphiidae as the first and second most abundant family respectively. This family is usually abundant when there are few dominant species and their presence is facilitated by the abundance of epiphytes, mosses and lichens in the cloud forest (Sørensen 2004). Chen and Tso (2004) recorded Tetragnathidae as the most abundant in primary forest. The different results of this work may result from the discrepancy in the strata studied and methods of collection employed. Unlike this work, several of these studies only include data for adults, and this could be another cause of difference, however, even considering only adults, Theridiidae and Linyphiidae are respectively first and second in the disturbed site, and the reverse in the preserved site. Anyphaenidae ranks as the third most abundant in the two sites, and Tetragnathidae are fourth in abundance in the disturbed site, but eighth in the preserved site. Theridiosomatidae is registered as abundant in cloud forest (Yanoviak et al. 2003) and in our study had a significantly higher abundance in the preserved site. Araneidae, Salticidae and Thomisidae are abundant in the canopy and understory of low tropical forests (Álvares et al. 2004; Höfer and Brescovit 2001; Silva 1996; Silva and Coddington 1996), edge habitats (Sørensen 2004) or in open areas (Halaj et al. 2000) but have no such representation in this habitat.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank J. A. López Méndez, E. Senties-Celma and E. R. Chamé-Vázquez for the long hours of assistance in collecting specimens. J. Valle-Mora assisted in the statistical analyses and J. H. López Urbina with the map design. Spider specimens were collected in the Volcan Tacana Biosphere Reserve under a permit to G. Ibarra-Núñez (SGPA/DGVS/00034/09). J. Maya-Morales was supported by a fellowship from the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

REFERENCES

- Acosta S (2004) Afinidades de la flora genérica de algunos bosques mesófilos de montaña de nordeste, centro y sur de México: enfoque fenético. An Inst Biol UNAM (Botanical Series) 75:61-72
- Álvares ESS, EO, Azevedo CS, De-Maria M (2004) Composition of the spider assemblage in an urban forest reserve in southeastern Brazil and evaluation of a two sampling method protocols of species richness estimates. Rev Iber Aracnol 10:185-194
- Balfour RA, Rypstra AL (1998) The influence of habitat structure on spider density in no-till soybean agroecosystem. J Arachnol 26: 221-226
- Bubb P, May I, Miles L, Sayer J (2004) Cloud Forest agenda. UNEP-WCMC, Cambridge
- Cardoso P (2009) Standardization and optimization of arthropod inventories - the case of Iberian spiders. Biodivers Conserv 18:3949-3962

- Cardoso P, Henriques SS, Gaspar C, Crespo LC, Carvalho R, Schmidt JB, Sousa P, Szuts T (2009) Species richness and composition assessment of spiders in a Mediterranean scrubland. *J Insect Conserv* 13:45-55
- Challenger A (1998) La zona ecológica templada húmeda (bosque mesófilo de montaña). In: Challenger A (ed) Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres. Pasado, presente y futuro. CONABIO, Instituto de Biología, UNAM-Agrupación Sierra Madre AC, pp 443-518
- Chen KC, Tso IM (2004) Spider diversity on Orchid island, Taiwan: a comparison between habitats receiving different degrees of human disturbance. *Zool Stud* 43:598-611
- Coddington JA, Griswold C, Davila D, Penaranda E, Larcher S (1991) Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical systems. In: Dulley E (ed) *The Unity of Evolutionary Biology* Vol. 1. Proceedings of the Fourth International Congress of Systematics and Evolutionary Biology. Dioscorides Press, Portland, Oregon, pp 44-46
- Coddington JA, Young LH, Coyle FA (1996) Estimating spider species richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. *J Arachnol* 24:111-128
- Coddington JA, Agnarsson I, Miller JA, Kuntner M, Hormiga G (2009.) Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *J Animal Ecol* 78:573-584
- Colwell RK (2007) EstimateS: Statistical estimation of species, richness and shared species from samples. Version 8.0 User's Guide and application published at: <http://www.viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Collwell RK, Coddington, JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos Trans R Soc Lond ser B-Biol Sci* 345:101-118
- Deloya C, Ordoñez M (2008) Escarabajos (Insecta: Coleoptera). In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 123-134
- Deloya C, Parra V, Delfín H (2007) Fauna de coleópteros Scarabaeidae Laparostici y Trogidae (Coleoptera, Scarabaeoidea) asociados al bosque mesófilo de montaña, cafetales bajo sombra y comunidades derivadas en el centro de Veracruz, México. *Neotrop Entomol* 36:5-21
- Dobyns JR (1997) Effects of sampling intensity on the collection of spider (Araneae) species and the estimation of spider richness. *Environ Entomol* 26:150-162
- Floren A, Deeleman C (2005) Diversity of arboreal spiders in primary and disturbed tropical forests. *J Arachnol* 33:323-333
- Foelix R (1996) *Biology of spiders*. Harvard Univ. Press, Cambridge
- Gallina S, González A, Manson RH (2008) Mamíferos pequeños y medianos. In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 161-180
- García JG, Toledo T (2008) Epífitas vasculares: bromelias y orquídeas In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 69-82
- Gibson CWD, Hamblen C, Brown VK (1992) Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *J Appl Ecol* 29:132-142
- González A, Murrieta R (2008) Anfibios y reptiles. In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 135-147
- Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett* 4:379-391
- Gotelli NJ, Entsminger GL (2004) *EcoSim*. Null models software for Ecology. Version 7.0 Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, Jerico, Vermont. Published at: <http://www.garyentsminger.com/ecosim/index>
- Halaj J, Ross DW, Moldenke AR (1998) Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. *J Arachnol* 26:203-220
- Haughton AJ, Bell JR, Boatman ND, Wilcox A (1999) The effects of different rates of the herbicide glyphosate on spiders in arable field margins. *J Arachnol* 27:249-254
- Heredia G, Arias RM (2008) Hongos saprobios y endomicorrizógenos en suelos. In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 193-212
- Hernández V, Dzul JF (2008) Moscas (Insecta: Diptera). In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 95-105
- Hodge MA (1987) Macrohabitat selection by the orb weaving spider, *Micrathena gracilis*. *Psyche* 94:347-361

- Höfer H, Brescovit AD (2001) Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. *Andrias* 15:99-119
- Ibarra-Núñez G (1990) Los artrópodos asociados a cafetos en un cafetal mixto del Soconusco, Chiapas, México. I Variedad y abundancia. *Folia Entomol Mex* 79:207-231
- Ibarra-Núñez G, García JA (1998) Diversidad de tres familias de arañas tejedoras (Araneae: Araneidae, Tetragnathidae, Theridiidae) en cafetales del Soconusco, Chiapas, México. *Folia Entomol Mex* 102:11-20
- Ibarra-Núñez G, García A, Moreno M (1995) La comunidad de artrópodos de dos cafetales con diferentes prácticas agrícolas (orgánico y convencional): el caso de las arañas. *Memorias XXX Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Entomología*. Texcoco, Estado de México, pp 12-13
- INEGI Instituto Nacional de Estadística y Geografía (1981) Carta de climas. Escala 1 : 250 000
- JMP (1989-2000) Version 4.0 SAS Institute Inc., Cary, North Carolina
- Kremen C, Colwell RK, Erwin TL, Murphy DD, Noss RF, Sanjayan MA (1993) Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conserv Biol* 7:796-808
- Lubin YD (1978) Seasonal abundance and diversity of web-building spiders in relation to habitat structure on Barro Colorado Island, Panama. *J Arachnol* 6:31-51
- Magurran A (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford
- Marc P, Canard A, Ysnel F (1999) Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agr Ecosyst Environ* 74:229-273
- Mehltreter K (2008) Helechos. In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehltreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 83-93
- Minitab Statistical Software (2007) Version 15.1 State College, PA: Minitab, Inc. Published at: <http://www.minitab.com>
- Miranda F (1975) La vegetación de Chiapas. Primera parte. Gobierno del Estado, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México
- Newton AC, Cayuela L, Echeverria C, Armesto J, del Castillo RF, Golicher D, Geneletti D, González-Espinosa M, Huth A, López-Barrera F, Malizia L, Manson R, Premoli A, Ramírez-Marcial N, Rey JM, Rüger N, Smith C, Williams-Linera G (2009) Toward integrated analysis of human impacts on forest biodiversity: lessons from Latin America. *Ecol Soc* 14:2. <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art2>
- Noel NM, Finch OD (2010) Effects of the abandonment of alpine summer farms on spider assemblages (Araneae). *J Insect Conserv*. doi 10.1007/s10841-010-9272-8
- Ozanne CMP, Speight MR, Hambler C, Evans HF (2000) Isolated trees and forest patches: patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). *For Ecol Manag* 137:53-63
- Pineda E, Halffter G (2004) Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biol Conserv* 117:499-508
- Pineda E, Moreno C, Escobar F, Halffter G (2005) Frog, bat, and dung beetle diversity in the cloud Forest and coffee agroecosystems of Veracruz, Mexico. *Conserv Biol* 19:400-410
- Ramírez-Marcial N (2003) Survival and growth of tree seedling in anthropogenically disturbed Mexican montane rain forest. *J Veg Sci* 14:881-890
- Ramírez-Marcial N, González-Espinosa M, Williams-Linera G (2001) Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. *For Ecol Manag* 154:311-326
- Riechert SE, Tracy CR (1975) Thermal balance and prey availability: bases for a model relating web-site characteristics to spider reproductive success. *Ecology* 56:265-284
- Robinson MH, Lubin YD, Robinson B (1974) Phenology, natural history and species diversity of web-building spiders on three transects at Wau, New Guinea. *Pac Insects* 16:117-164
- Rubio GD, Corronca JA, Damborsky MP (2008) Do spider diversity and assemblages change in different contiguous habitats? A case study in the protected habitats of the Humid Chaco Ecoregion, Northeast Argentina. *Environ Entomol* 37:419-430
- Rüger N, Williams-Linera G, Kissling WD, Huth A (2008) Long-term impacts of fuelwood extraction on a Mexican cloud forest. *Ecosystems* 11:868-881
- Russell A, Stork NE (1994) Abundance and diversity of spiders from the canopy of tropical rainforests with particular reference to Sulawesi, Indonesia. *J Trop Ecol* 10:545-558
- Rypstra AL, Carter PE, Balfour RA, Marshall SD (1999) Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. *J Arachnol* 27:371-377
- Rzedowski J (1996) Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Bot Mex* 35:25-44

- Samu F, Sunderland KD, Szinetár C (1999) Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *J Arachnol* 27:325-332
- Silva D (1996) Species composition and community structure of peruvian rainforest spiders: A case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Rev Suisse Zool* vol hors sér: 597-610
- Silva D, Coddington JA (1996) Spiders of Pakitza (Madre de Dios, Peru): species richness and notes on community structure. In: Wilson DE, Sandoval A (eds) *Manu - The biodiversity of southeastern Peru*. Smithsonian Institution, Washington DC, pp 253-311
- Sokal RR, Rohlf FJ (1981) *Biometry*. W.H. Freeman and Company. New York
- Sørensen LL (2003) Stratification of the spider fauna in a Tanzanian forest. In: Basset Y, Novotny V, Miller SE, Kitching RL (eds), *Arthropods of tropical forest: spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*. Cambridge University Press, Cambridge, pp 92-101
- Sørensen LL (2004) Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodivers Conserv* 13:437-452
- Sørensen LL, Coddington JA, Scharff N (2002) Inventorying and estimating subcanopy spider diversity using semiquantitative sampling methods in an Afromontane forest. *Environ Entomol* 31:319-330
- Sosa VJ, Hernández E, Hernández D, Castro AA (2008) Murciélagos. In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 181-192
- Stadtmuller T (1987) *Cloud Forest in the Humid Tropics. A bibliographic review*. United Nations Univ., Tokyo and CATIE, Turrialba, Costa Rica
- Tejeda C, Gordon C (2008) Aves. In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 149-160
- Toti DS, Coyle FA, Miller JA (2000) A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *J Arachnol* 28:329-345
- Valenzuela J, Quiroz L, Martínez DL (2008) Hormigas (Insecta: Hymenoptera: Formicidae). In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 107-121
- Warui CM, Villet VH, Young TP, Joqué R (2005) Influence of grazing by large mammals on the spider community of a Kenyan Savanna biome. *J Arachnol* 33:269-279
- Willet T (2001) Spiders and other arthropods as indicators in old-growth versus logged redwood stands. *Restor Ecol* 9:410-420
- Williams-Linera G (2007) El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO - Instituto de Ecología, Xalapa, México
- Williams-Linera G, López-Campos A (2008) Estructura y diversidad de la vegetación leñosa. In: Manson RH, Hernández V, Gallina S, Mehlreter K (eds) *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto de Ecología, Xalapa, México, pp 55-68
- Wise DH (1993) *Spiders in ecological webs*. Cambridge Univ. Press, Cambridge
- Yanoviak SP, Kragh, G, Nadkarni NM (2003) Spider assemblages in Costa Rican cloud forests: effects of forest level and forest age. *Stud Neotrop Fauna Environ* 38:145-154

TABLES

Table 1 Vegetation variables recorded for the preserved and disturbed sites

Site	No. of trees	No. of trees with cuts	Mean basal diameter	Mean canopy cover (%)
Preserved	219	28	21.37	87.27
Disturbed	189	103	19.92	72.78

Table 2 Measures of species richness estimates and, between parentheses, inventory completeness percentage for each site. All values rounded to the nearest integer

	Preserved site	Disturbed site	Total
No. of specimens	3,888	3859	7747
Observed richness	94	86	112
Number of <i>singletons</i>	19	16	22
Number of <i>doubletons</i>	10	11	11
ACE	112 (84)	99 (87)	133 (84)
Chao 1	112 (84)	96 (90)	134 (84)
Chao 2	111 (85)	99 (87)	138 (81)
Jackknife 1	114 (83)	104 (83)	136 (82)
Jackknife 2	122 (77)	111 (78)	149 (75)
Bootstrap	103 (91)	94 (91)	123 (91)
ICE	112 (84)	100 (86)	133 (84)

Table 3 Values of similarity indices between the preserved and disturbed (whole sampling, dry and rainy seasons), and between the dry and rainy seasons data sets for each site

Index	Total	Dry season	Rainy season	Preserved Dry vs Rainy	Disturbed Dry vs Rainy
Sørensen	0.756	0.727	0.728	0.81	0.735
Bray-Curtis	0.583	0.586	0.549	0.592	0.587

Table 4 Spider abundance recorded for each site and season

Season	Preserved site	Disturbed site	Total
Dry season	2,380	1,923	4,303
Rainy season	1,508	1,936	3,444
Total	3,888	3,859	7,747

FIGURE CAPTIONS

Figure 1 was created with ArcMap V. 9.0 and transferred to Microsoft Office Word 2003

Figures 2-10 were created with Microsoft Office Excel 2003 and transferred to Microsoft Office Word 2003

Fig. 1 Location of the study sites in the Biosphere Reserve Volcan Tacana, Chiapas, Southern Mexico

Fig. 2 Accumulation curves of observed species richness and ACE and Chao 1 estimators of each study site for the whole sampling

Fig. 3 Accumulation curves of observed species richness and ACE and Chao 1 estimators of each study site for (a) the dry season and (b) the rainy season

Fig. 4 Individual-based rarefaction curves depicting spider species richness for the whole sampling with 95% confidence intervals for each study site. Vertical line indicates standardized sample size

Fig. 5 Individual-based rarefaction curves depicting spider species richness with 95% confidence intervals for each site in (a) the dry season and (b) the rainy season. Vertical line indicates standardized sample size

Fig. 6 Individual-based rarefaction curves depicting spider species richness with 95% confidence intervals for the dry and rainy seasons of (a) preserved site and (b) disturbed site. Vertical line indicates standardized sample size

Fig. 7 Number of individuals in the preserved and disturbed sites of the most abundant collected spider families

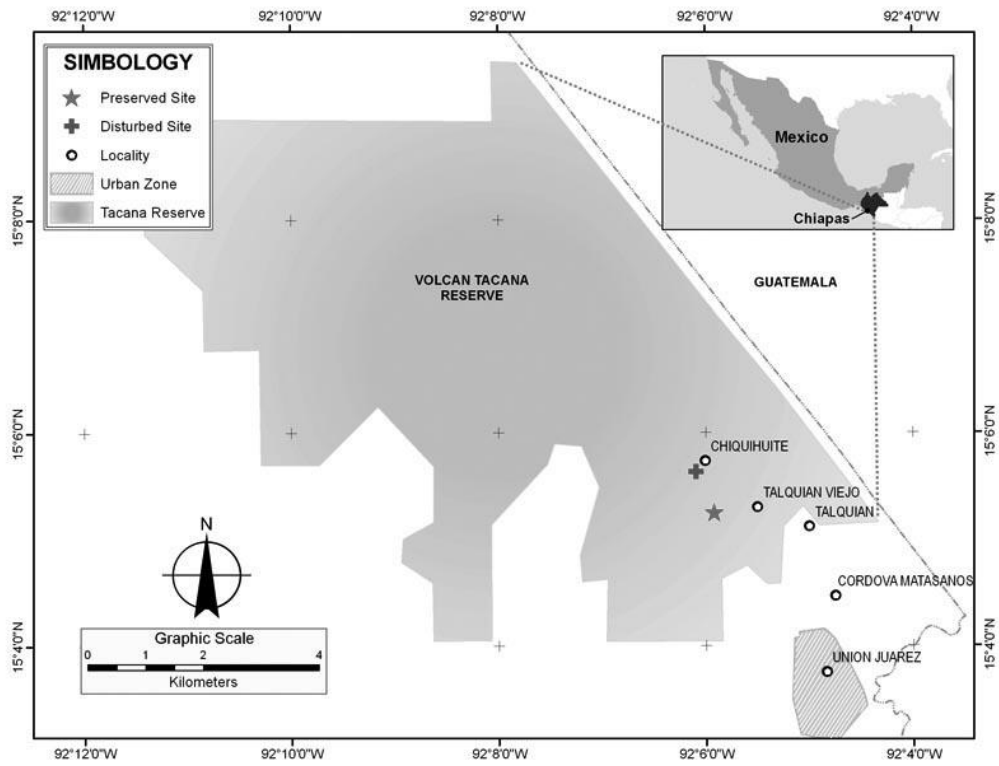
Fig. 8 Comparison of the 20 most abundant spider species in (a) preserved site and (b) disturbed site

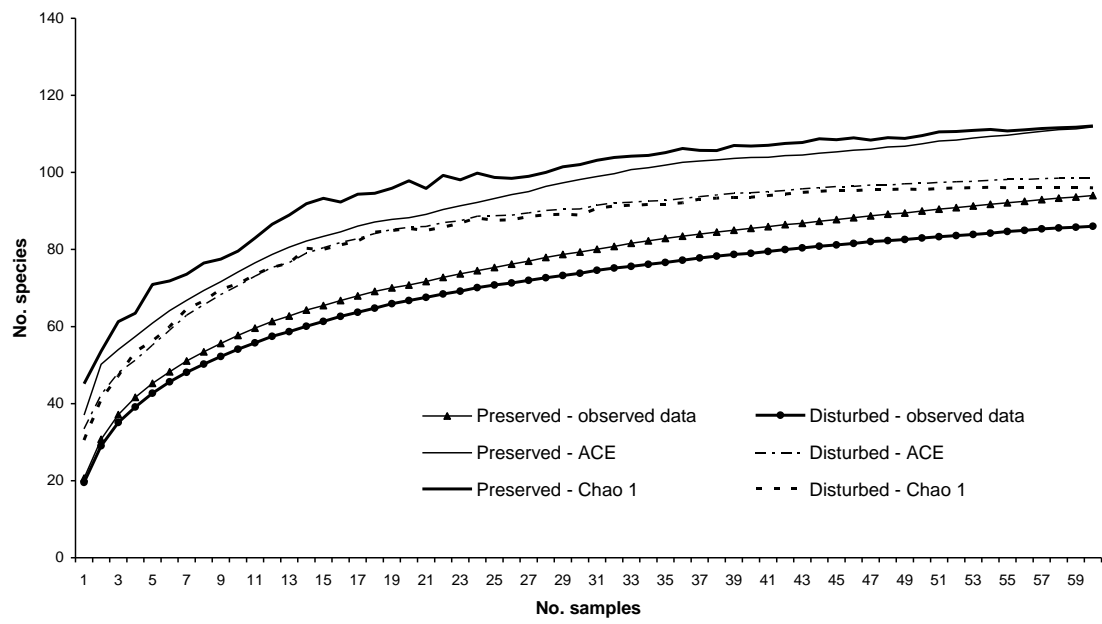
Fig. 9 Rank abundance curves for preserved and disturbed sites

Fig. 10 Ecological categorization of understory spiders in (a) preserved site and (b) disturbed site, 1 = *Theridion evexum*, 2 = *Anyphaena* sp3, 3 = *Leucauge simplex*, 4 = *Erigoninae* sp1, 5 = *Epeirotypus* sp1, 6 = *Anyphaena trifida*, 7 = *Cyrtognatha* sp1, 8 = *Thymoites* sp1, 9 = *Jalapyphantes cuernavaca*, 10 = *Theridiidae* sp1, 11 = *Theridiosoma davisii*, 12 = *Mangora* sp1, 13 = *Chrysometa* sp1, 14 = *Selenyphantes longispinosus*, 15 = *Linyphia* sp2, 16 = *Wendilgarda mexicana*, 17 = *Linyphia nigrita*, 18 = *Hentziectypus florens*, 19 = *Chrysometa* sp2

line figure

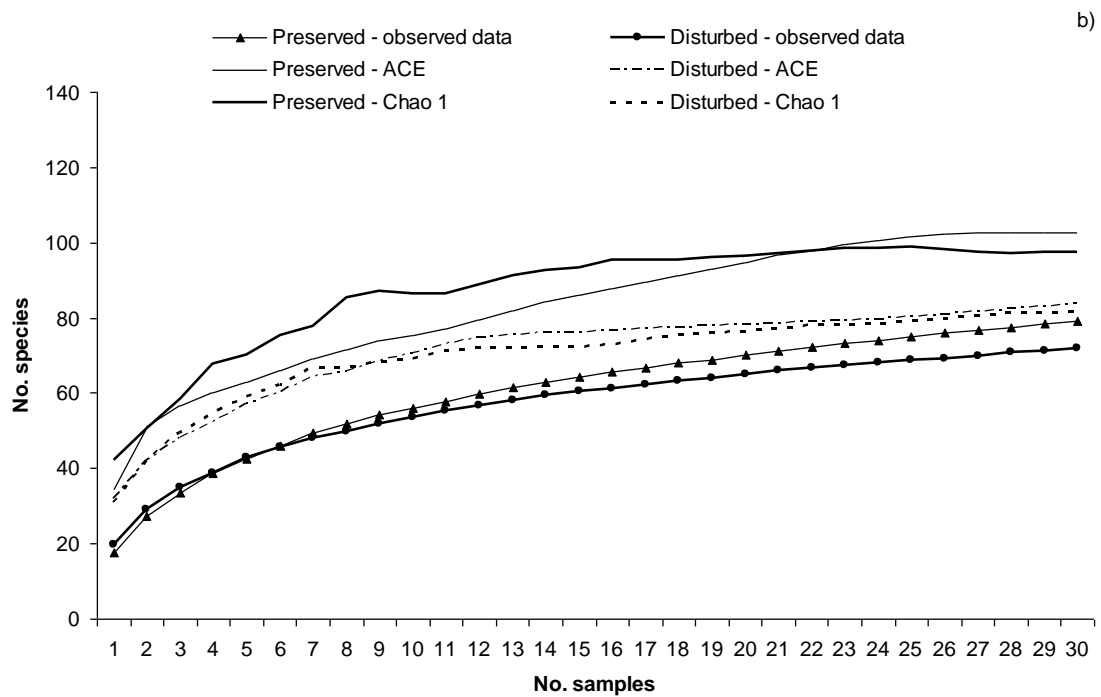
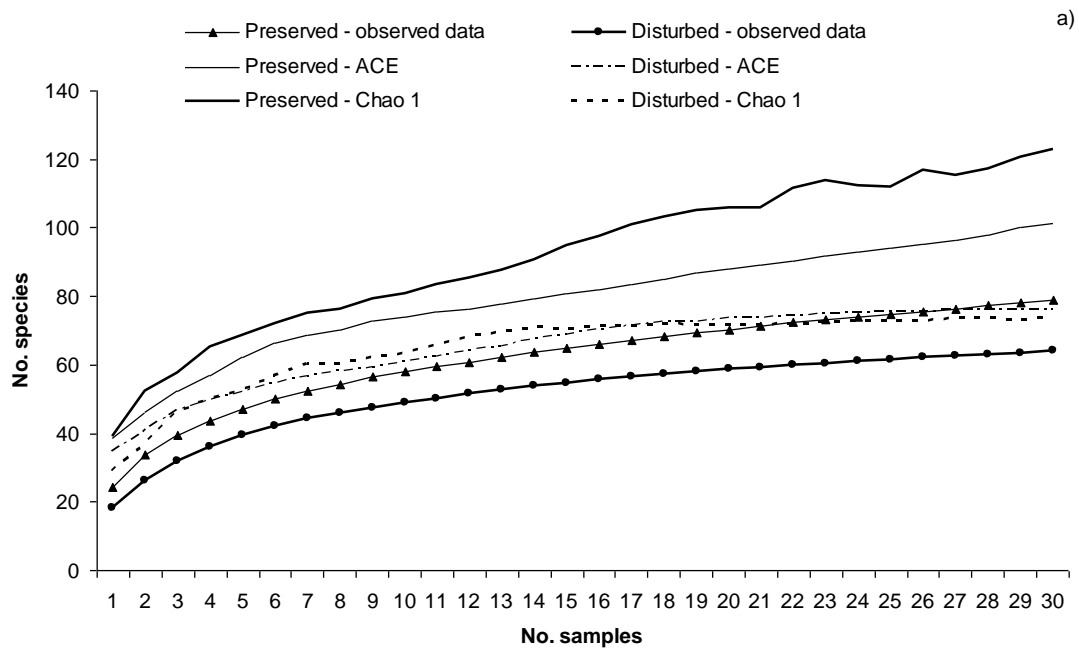
[Click here to download line figure: Fig1.doc](#)



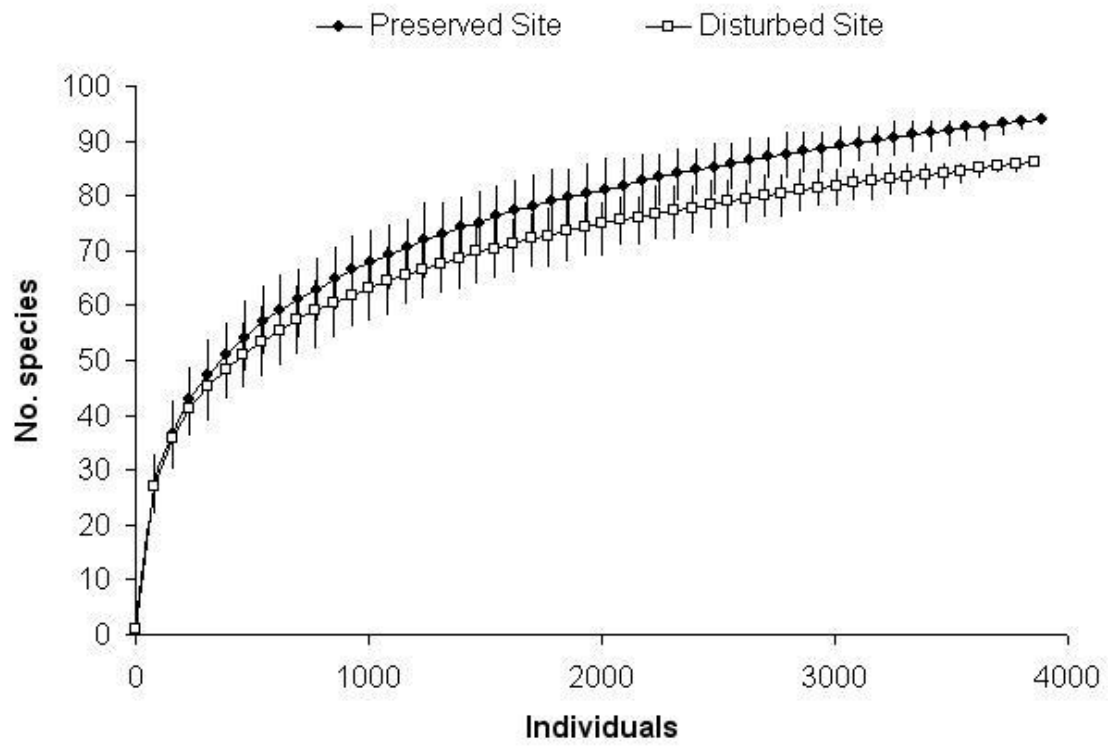


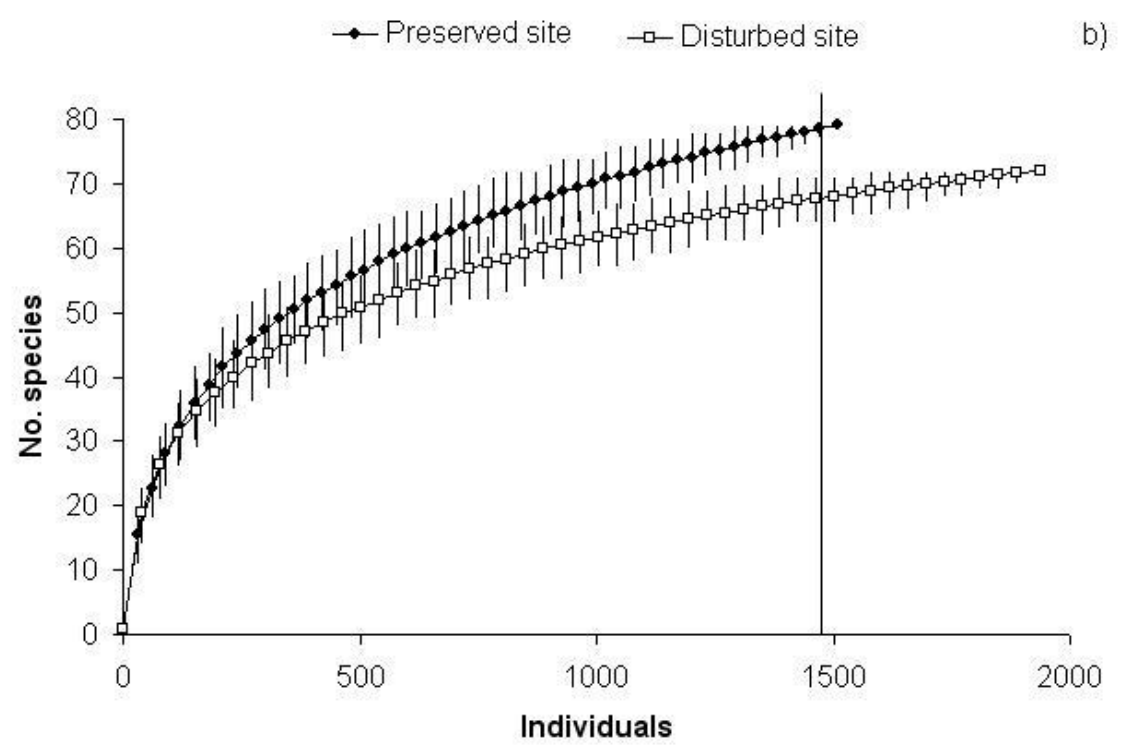
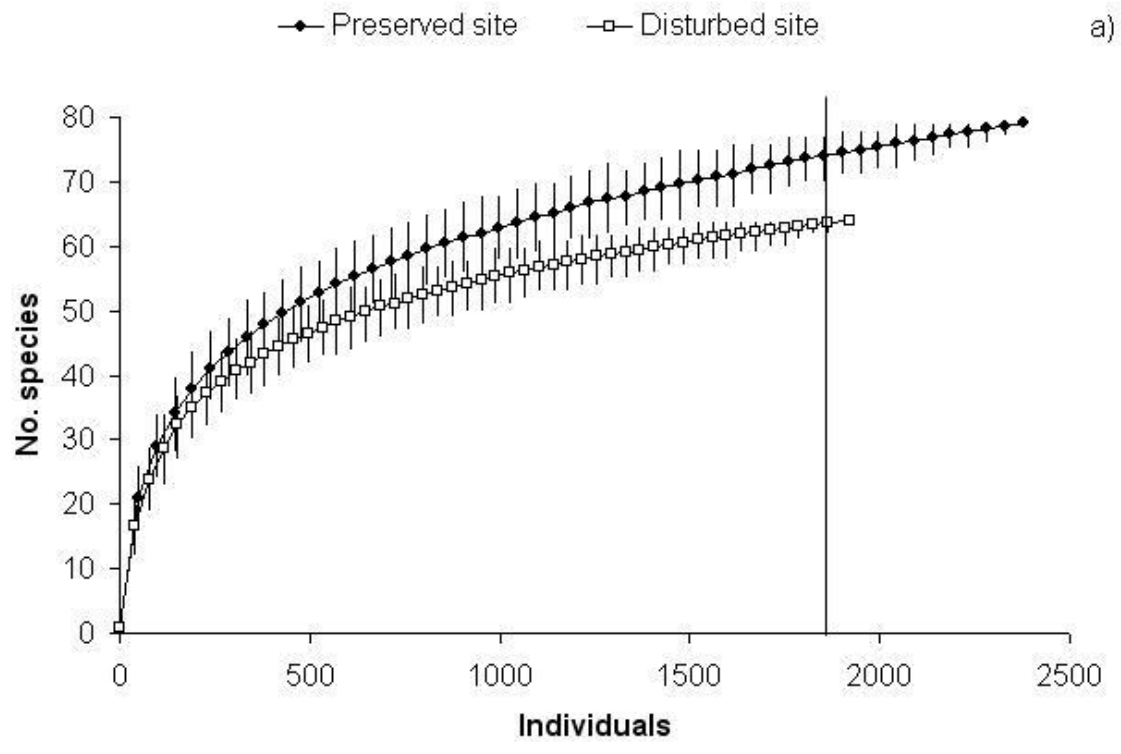
line figure

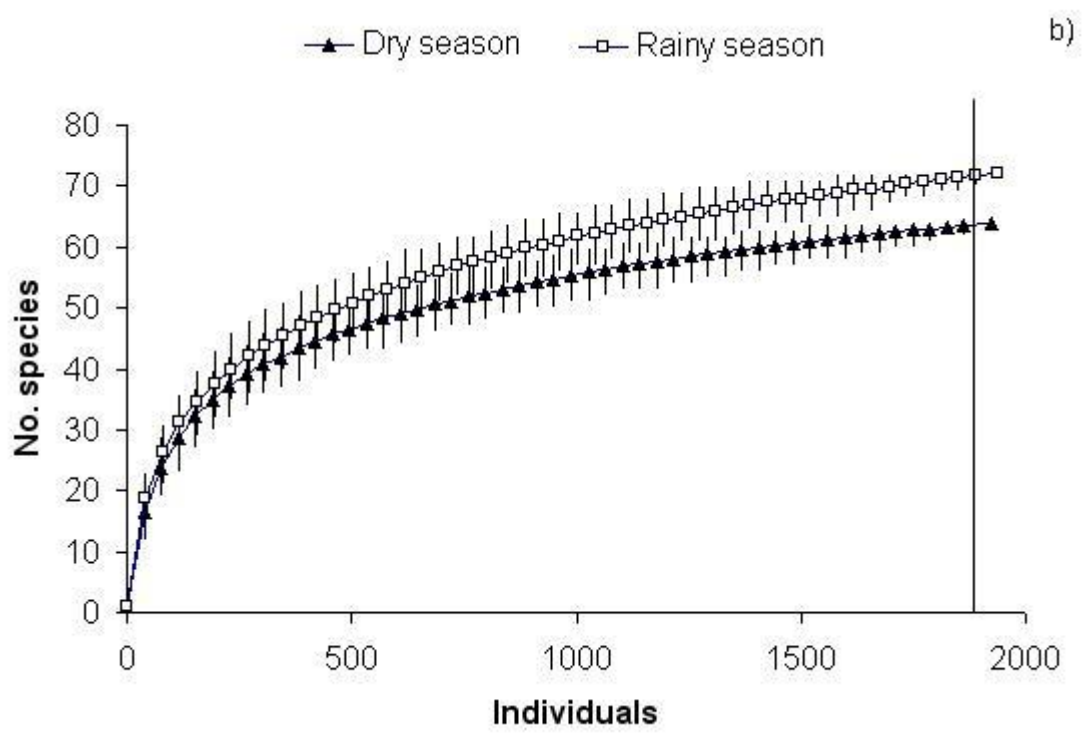
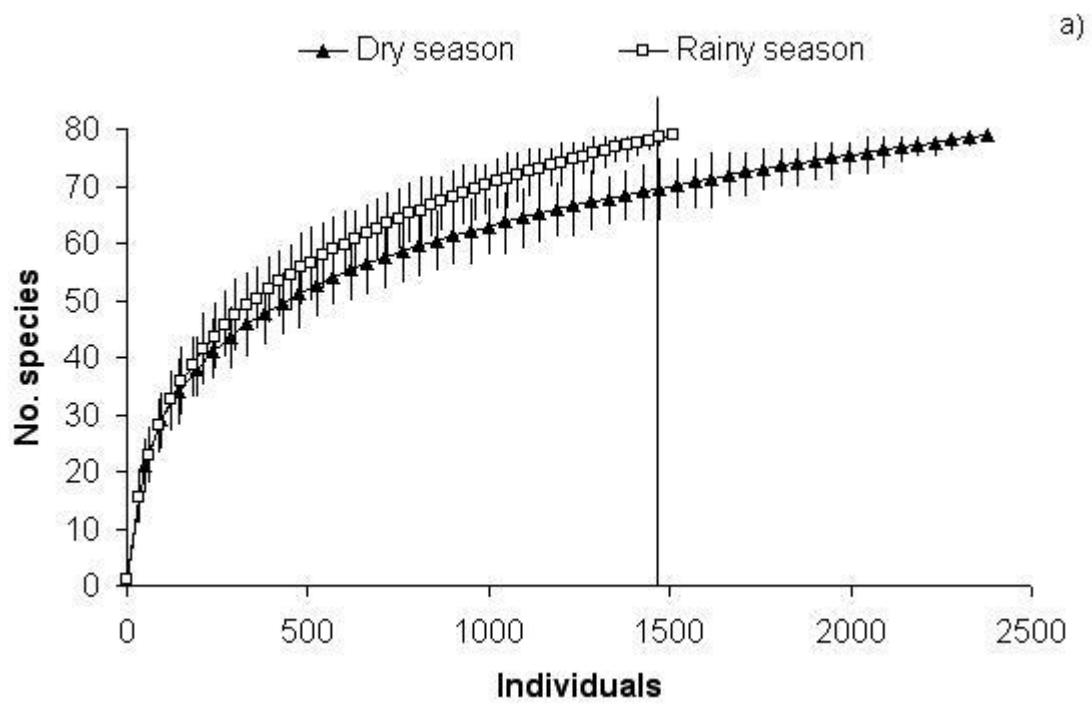
[Click here to download line figure: Fig3.doc](#)

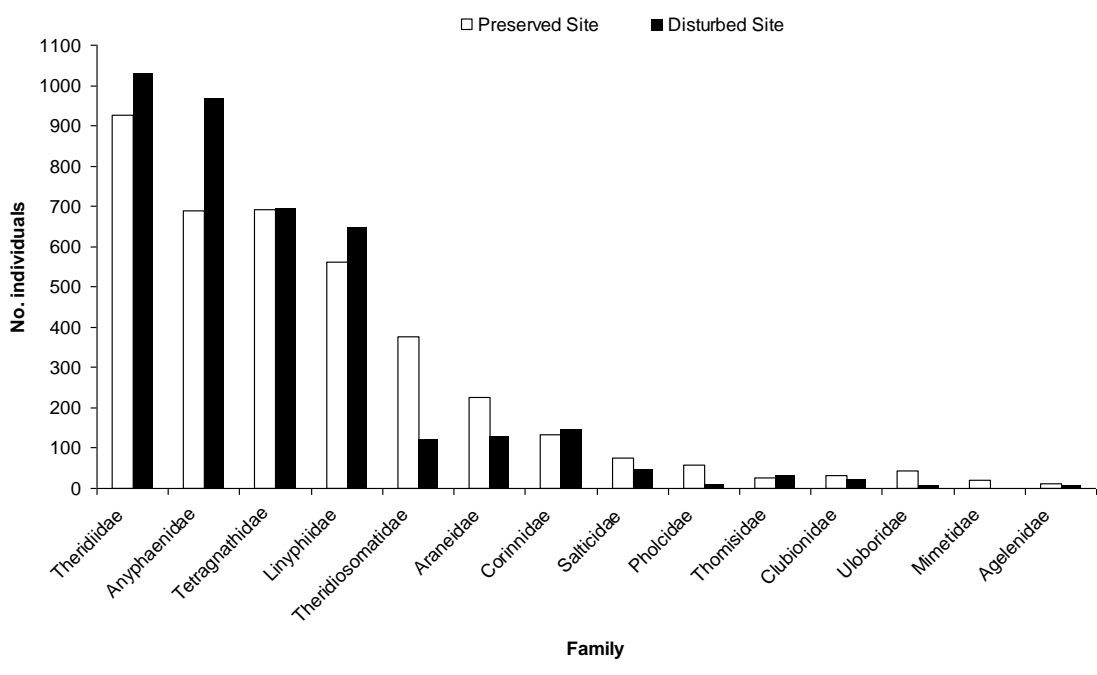


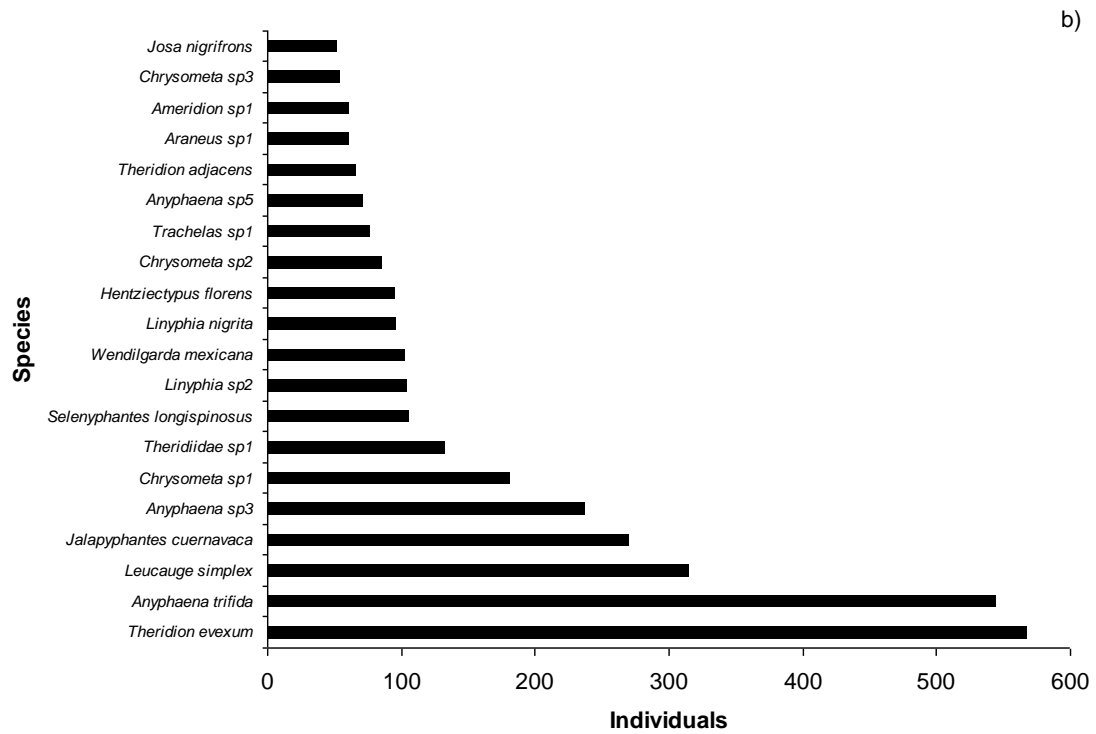
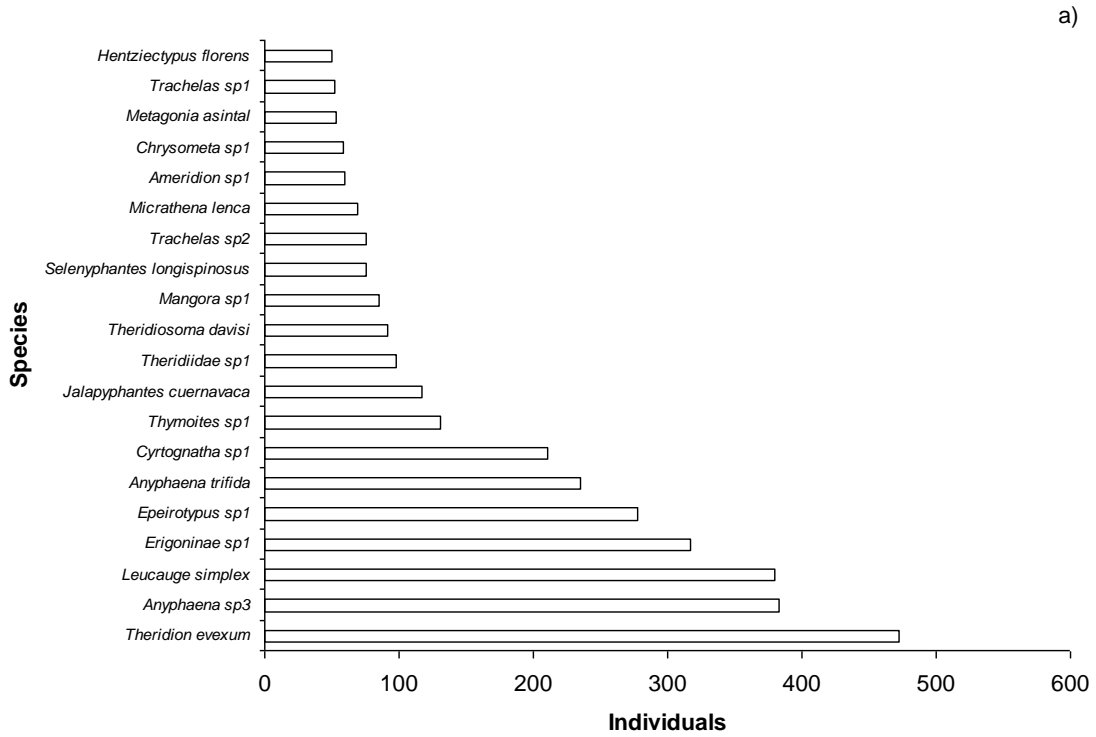
line figure
[Click here to download line figure: Fig4.doc](#)











line figure
[Click here to download line figure: Fig9.doc](#)

