

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



INFLUENCIA DE LA ELEVACIÓN Y LA PERTURBACIÓN SOBRE LA
DIVERSIDAD EN DOS ÁREAS MONTAÑOSAS DEL NORESTE DE MÉXICO

Tesis que para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
MANEJO DE RECURSOS NATURALES

Presenta:

M.C. Indira Julisset Reta Heredia

Diciembre de 2015

*No es la fe la que mueve montañas, es el movimiento
de las placas tectónicas.*

Dedicatoria

*A mis padres José Reta y Julia Heredia quienes han sido mi mayor inspiración.
Por su amor a mi esposo Christian González mi motivo de sobresalir y mi mejor impulso
Mis hermanos Karina, José Carlos, Jorge, Itzel y Grecia quienes siempre tengo en mi
corazón
Y Celestina y Mamá María mis abuelitas queridas.*

Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecer a mi director de tesis Dr. Enrique Jurado, que me brindó su apoyo incondicional en todo momento a lo largo del doctorado, por su guía y valiosas sugerencias, pero sobre todo por su enorme paciencia y confianza en mí. Es el mejor asesor que he tenido en toda mi vida;

A los miembros del comité de tesis: Dra Maricela Pando, Dr. Eduardo Estrada, Dr. Humberto González y Dr. Arturo Mora. Por sus valiosos comentarios y aportaciones a este trabajo.

A Héctor Enrique mi fiel compañero de salidas a campo, gracias por las incontables odiseas que pasamos camino a la cima del cerro El Potosí, como caminar durante kilómetros, beber agua de los arroyos, hacer fogatas, escalar, explorar y las amenas charlas que teníamos a menos de 5° grados centígrados.

A mis roomies quienes me acompañaron durante los últimos tres años de Cd. Victoria a Linares, Cecilia Isabel y Sindi Jasso, gracias por su amistad y ser parte de mi proyecto.

Al los profesores del Instituto Tecnológico de Cd. Victoria Carlos Saldivar y Esteban por las facilidades que me brindaron para utilizar los microscopios y el laboratorio de la institución.

Al M.C José Francisco Rodríguez y a su esposa Carla por la ayuda en la identificación de los arácnidos y sus apreciables comentarios.

A Mané Salinas y su esposo Juan Cruzado por el apoyo incondicional en diferentes aspectos a lo largo del doctorado como fotografías, mapas, salidas a campo, resolviendo muchas de mis dudas de los análisis estadísticos, aportaciones al manuscrito y en general por su invaluable amistad.

A Lex García por el apoyo en la identificación de la flora, por haber participado en salidas a campo y haber hecho posible la recepción de los ejemplares en el herbario del Museo de historia natural de Cd. Victoria.

Por último y no menos importante agradezco enormemente a mi esposo Christian González porque además de su amor y su apoyo emocional, se involucró en mi trabajo y colaboró con todo lo relacionado a bases de datos, catálogos electrónicos, mapas, gráficas, colectas y las mejores y más emocionantes salidas a campo, gracias y por tu confianza y fe en mí.

AGRADECIMIENTO ESPECIAL

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo brindado al proyecto de investigación con un beca otorgada para la realización de los estudios de Doctorado en la Universidad Autónoma de Nuevo León.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

INFLUENCIA DE LA ELEVACIÓN Y LA PERTURBACIÓN SOBRE LA
DIVERSIDAD EN DOS ÁREAS MONTAÑOSAS DEL NORESTE DE MÉXICO

Presenta

INDIRA JULISSET RETA HEREDIA

Comité de Tesis



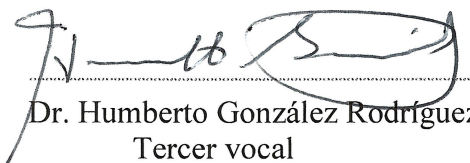
Dr. Enrique Jurado Ybarra
Director



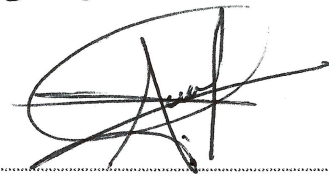
Dr. A. Eduardo Estrada Castellón
Primer vocal



Dra. Marisela Pando Moreno
Segundo Vocal



Dr. Humberto González Rodríguez
Tercer vocal



Dr. Arturo Mora Olivo
Asesor externo

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN GENERAL.....	5
ABSTRACT.....	6
ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	7
<u>CAPÍTULO I</u>	
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	8
Biodiversidad en las montañas mexicanas.....	9
La Gran Sierra Plegada dentro de la Sierra Madre Oriental	11
San Antonio-Peña Nevada	13
Cerro El Potosí.....	18
Efecto de la elevación sobre la diversidad	21
JUSTIFICACIÓN.....	24
OBJETIVOS.....	25
HIPOTESIS.....	26
<u>CAPÍTULO II</u>	
USO DE INDICADORES COMO HERRAMIENTA EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS ECOSISTEMAS PERTURBADOS	27
Resumen.....	28
Abstract.....	28
Introducción	29
¿Qué es una especie indicadora?.....	30
Selección de las especies indicadoras	31
El uso de las arañas como especie indicadora.....	33
Consideraciones	34
Implicaciones	35
<u>CAPÍTULO III</u>	
ENSAMBLE DE ARAÑAS A LO LARGO DE UN GRADIENTE DE PERTURBACIÓN EN EL NORESTE DE MÉXICO	36
Resumen.....	37
Abstract.....	37
Introducción	38
Materiales y métodos	40

Colecta de invertebrados.....	41
Caracterización de la vegetación.....	42
Análisis de datos	43
Resultados	44
Abundancia de arañas	44
La perturbación sobre la dinámica de las arañas:.....	44
Efecto de la perturbación sobre el ensamblaje de arañas	45
Efecto de la vegetación sobre el ensamblaje de arañas.....	48
Discusión	49
Apéndice de figuras y tablas	52
Apéndice 1. Listado de arañas registradas en el cerro “El Potosí” y sierra “Peña Nevada” en Nuevo León y Tamaulipas.	60
Apéndice 2. Listado de los taxa endémicos en Galeana, N.L. y Miquihuana, Tam.....	65
Apéndice 3. Listado florístico del cerro “El Potosí” y sierra “Peña Nevada” en Nuevo León y Tamaulipas.....	69
Galería fotográfica	74
LITERATURA CITADA	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura A	Área de estudio. Polígono de la Sierra Peña Nevada.....	13
Figura B	Área de estudio: Polígono Cerro “El Potosí”, en Galeana, N.L.....	19
Figura 1	Localización del área de estudio dentro de la Sierra Madre Oriental.....	52
Figura 2	Familias de arañas con mayor abundancia.....	54
Figura 3	Análisis canónico de correspondencia que indica la dinámica de los grupos de arañas con respecto a los factores ambientales y de perturbación.....	55
Figura 4	Grado de perturbación, con relación a la altitud, $P=0.38$. Las barras verticales indican el error estándar.....	54
Figura 5	Diversidad, altitud y frecuencia de especies en Peña Nevada y El Potosí.....	56

Figura 6	Gráfica de dispersión de la diversidad de las especies a lo largo de un gradiente de altitud.....	57
Figura 7	Asociación entre índice de diversidad de Shannon e índice de perturbación en donde se detecta una tendencia a mayor diversidad en sitios con mayor perturbación.....	57
Figura 8	Análisis canónico de correspondencia que indica la dinámica de los grupos de arañas con respecto a los factores ambientales y la vegetación... ..	69
Figura 9	Bosque de coníferas cerro “El Potosí”, 3200 msnm	74
Figura 10	Bosque de encino cerro “El Potosí”, 2700 msnm.....	74
Figura 11	Matorral desértico rosetófilo, Miquihuana a 2000 msnm.....	75
Figura 12	Bosque de pino a 2600 metros de altitud en Miquihuana, Tam.....	75
Figura 13	Extracción de material mineral de forma ilícita en el cerro El Potosí.....	76
Figura 14	Área con perturbación alta (valor 1.7).....	76
Figura 15	Figura 15. <i>Xycus</i> sp. Familia Thomisidae.....	77
Figura 16	<i>Rabidosa rabida</i> , Familia Lycosidae.....	77
Figura 17	Figura 17. <i>Hogna</i> sp. Familia Lycosidae.....	78
Figura 18	<i>Kukulkania hibernalis</i> , especie encontrada zonas áridas y pedregosas.....	78
Figura 19	<i>Agelenopsis</i> sp. Familia Agelenidae.....	79
Figura 20	<i>Zelotes</i> sp. entre la hojarasca.....	79
Figura 21	Bosque de pino en invierno en cerro “El Potosí” a 3600 metros de altitud.....	80
Figura 22.	Vista desde un cerro al noreste del pueblo Miquihuana, Tam.....	80
Figura 23	Valle en el cerro “La Gloria” Miquihuana, Tam.....	81
Figura 24	Valle y zonas de pastoreo y agricultura al centro de la RTP-86.....	81
Figura 25	<i>Nolina hibernica</i> a 3200 metros de altitud en un área incendiada.....	82
Figura 26	Vista de la comunidad “Valle Hermoso” al pie del cerro “El Nacimiento” en Miquihuana.....	82

ÍNDICE DE CUADROS Y TABLAS

Tabla A	Atributos que distinguen a las arañas como una especie indicadora.....	32
Tabla 1	Descripción de los parámetros evaluados para cada fuente de perturbación.....	32
Tabla 2	Cotas seleccionadas siguiendo un gradiente altitudinal.....	53
Tabla 3	Matriz de datos.....	63

APÉNDICE

Apéndice 1	Listado de arañas registradas en el cerro “El Potosí” y sierra “Peña Nevada” en Nuevo León y Tamaulipas.....	60
Apéndice 2	Listado de los taxa endémicos en Galeana, N.L. y Miquihuana, Tam.	65
Apéndice 3	Listado florístico del cerro “El Potosí” y sierra “Peña Nevada” en Nuevo León y Tamaulipas.....	69
Apéndice 4	Galería fotográfica.....	74

RESUMEN GENERAL

Comprender las relaciones ambientales que existen en los sistemas ecológicos es valioso para desarrollar métodos nuevos, confiables, rápidos y de bajo costo en el monitoreo de especies y ecosistemas. El uso de especies indicadoras es entre ellos, uno de los métodos más importantes que explican el grado de alteración de un ecosistema natural a través de los cambios espacio-temporales. El uso de arácnidos como indicadores biológicos es muy aceptable debido a que responden fácilmente a las perturbaciones y son considerados fiables en los cambios que afectan a otros grupos de organismos, en este caso, se eligió trabajar con arañas diurnas como indicador de posibles cambios ambientales. El objetivo de este trabajo ha sido proveer un método rápido para analizar datos ambientales bajo diferentes gradientes altitudinales y su relación con la dinámica en el ensamblaje de especies en importantes áreas montañosas en el Noreste de México, el Cerro El Potosí y la Sierra Peña Nevada, localizados en los estados de Nuevo León y Tamaulipas. La vegetación de estos sitios está constituida por bosques de pino y encino. Se colectaron 45 unidades de muestreo en ambas áreas, reconociendo los tipos de vegetación, alteraciones observadas, parámetros, cambios ambientales y salud aparente para medir tendencias que afectan en la distribución de su riqueza y diversidad. Los sitios de muestreo fueron seleccionados atendiendo a una distribución altitudinal y un gradiente de perturbación donde se delimitaron diez cotas en un intervalo de 2,100 a 3,450 msnm. La colecta se llevó a cabo durante los años 2013 y 2015 y se capturaron un total de 23 familias de arañas y 22 familias de plantas. Los resultados sugieren un incremento en la diversidad en alguna zona intermedia entre la cima y la base, donde confluyen áreas con óptimas condiciones. Las especies se ven influidas por algunos por factores antropogénicos como es el uso de la ganadería en las montañas. Los resultados de este estudio pueden utilizarse para un óptimo manejo, uso y conservación de los recursos locales.

Palabras clave: diversidad, montañas, especie indicadora, perturbación, conservación.

ABSTRACT

Understanding the environmental relationships that exist in ecological systems is valuable to develop new, reliable, rapid and inexpensive monitoring of species and ecosystems methods. The use of indicator species is one of the most important methods that explain the degree of disturbance of a natural ecosystem through spatial and temporal changes. Use of spiders as biological indicator species is easily acceptable because they respond to disturbances and are considered viable in the changes affecting other groups of organisms, in this case, chose to work with daytime spiders as possible indicator of environmental changes. The aim of this study was to provide a quick method for analyzing environmental data under different altitudinal gradients and its relation to the dynamics in the assembly of important species in mountainous areas in the northeast of Mexico, Cerro El Potosi and Sierra Nevada Peña, located in the states of Nuevo Leon and Tamaulipas. The vegetation of these sites is made up of pine and oak forests. 45 sampling units were collected in both areas, recognizing the types of vegetation, observed alterations, parameters, and environmental changes apparent to measure trends affecting the distribution of its wealth and diversity health. Sampling sites were chosen following an altitudinal gradient distribution and disturbance where ten dimensions were defined in a range of 2,100-3,450 m. The collection was carried out during the years 2013 and 2015 a total of 23 families of spiders and 22 plant families were captured. The results show an increase in the diversity of species in a buffer zone between the top and the base of the mountain, at the confluence areas with optimal conditions. The species are influenced by some anthropogenic factors such as the use of livestock in the mountains. The results of this study can be used for optimal management, use and conservation of local resources.

Keywords: diversity, mountains, indicator species, disturbance, conservation.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

La información generada en esta investigación es abordada en cuatro capítulos por lo que se ha dividido de la siguiente manera:

El Capítulo I corresponde a la introducción general de este estudio la cual además de abrir un panorama general del tema, da pauta a la comprensión actual de la biodiversidad en las montañas de México, profundizando sobre la Sierra Madre Oriental, su importancia, características, ubicación del área de estudio y su valor ecológico.

El Capítulo II forma parte de un manuscrito de divulgación en el que se presenta la importancia, conocimiento e implicaciones del uso de las especies indicadoras como una herramienta en la búsqueda del conocimiento de la biodiversidad y salud de los ecosistemas.

El Capítulo III versa sobre el uso de arañas encontradas en la presente investigación como posible indicador de la perturbación en ecosistemas de montaña a lo largo de un gradiente de altitud. Además se correlacionan las especies con los factores ambientales acentuando la importancia de éstos individuos como especies sensibles a los disturbios antropogénicos y los efectos que ocasionan sobre la dinámica de las especies.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN GENERAL

La comprensión de los procesos que determinan los patrones de distribución de la biodiversidad comprende interacciones a lo largo de gradientes y factores históricos (Chaneton, 2005; Sanders, 2002; Körner y Spehn, 2004). Entender la magnitud en la cual los sistemas ecológicos experimentan modificaciones por disturbios antropogénicos, así como cambios en su estructura y funcionalidad es información valiosa para mantener el bienestar y equilibrio en la biosfera (Caro, 2010) ya que los ecosistemas aportan y aseguran muchos de los servicios básicos para nuestra supervivencia. Lo anterior es quizá de mayor relevancia en áreas tan frágiles como las montañas debido a su aislamiento y a la presencia de organismos que han quedado rezagados posiblemente desde que los hielos de las últimas glaciaciones se replegaron (Jablonski, 2005). Evaluar el estado de conservación de la biodiversidad en éste tipo de ecosistemas es un desafío que involucra toma de decisiones para un buen manejo de los mismos. La consideración del uso de las especies indicadoras de la calidad del hábitat podría disminuir costos, tiempo y esfuerzo (Isasi, 2011; Halme et al., 2009; Favreau, et al., 2006). De lo anterior la importancia del uso de las especies indicadoras como estrategia para evaluar los efectos ecológicos sobre la biodiversidad debido al disturbio originado por las actividades humanas y su capacidad de respuesta a estos cambios.

La presente investigación tiene como objetivo la comprensión del uso de las especies indicadoras de disturbio antropogénico utilizando arácnidos en dos áreas montañosas importantes del noreste de México. Además, se intenta explicar algunos de los factores que marcan los patrones de la diversidad en estos biomas, su importancia para la conservación y cómo están relacionados con las características bióticas y abióticas.

Biodiversidad en las montañas mexicanas

Una de las características más conspicuas de la biodiversidad es que no se distribuye de manera homogénea por lo que los patrones espaciales de la diversidad de especies y los procesos asociados a ellos han sido objeto de estudio desde hace mucho tiempo y desde diferentes escalas y enfoques (Whittaker, 1975; Begon et al., 2006). La biodiversidad desempeña un papel irremplazable en el funcionamiento de los ecosistemas y por ende en la existencia de la biosfera. A diferencia de los ecosistemas de áreas bajas y planas, las montañas suelen ser dinámicas, tienen flujos constantes de agua, y poseen una importante historia geológica de alzamientos y plegamientos de la corteza terrestre que contribuyen a que sean mucho más heterogéneas (Körner y Spehn, 2002). De tal manera que como existen regiones de alta biodiversidad, existen también regiones de alta geodiversidad (relacionadas íntimamente a las áreas montañosas), éste término hace referencia al número y a la diversificación de las formas o elementos geológicos que existen dentro de un paisaje ya sean éstos los patrones del relieve tipos de suelo, las rocas, recursos energéticos, acuíferos, recursos hídricos, sedimentos, estructura, minerales, fósiles, geometría y los procesos que dan origen a cada una de las anteriores características y que son el resultado de la evolución terrestre (Gray, 2004; Jonasson et al., 2001). A diferencia de las áreas planas, las áreas montañosas tienen una alta geodiversidad (Gray, 2004).

Las montañas se consideran componentes muy importantes de la superficie terrestre. Se estima que alrededor del 36% de la superficie terrestre del mundo se compone de montañas, tierras altas y cerros (Gerrard, 1990). Se han propuesto numerosas definiciones de lo que constituye una montaña, pero dada la diversidad de formas de relieve no existe una descripción única para su análisis (Gerrard, 1990; Funnell et al., 2003; Kapos, 2000). Se ha utilizado varios criterios, tales como la elevación, relieve e inclinación, así como la superficie y la continuidad para establecer su concepto (Peattie, 1936). De manera muy general se determina una montaña como una inclinación de la corteza terrestre como producto de procesos endógenos como la orogénesis y el vulcanismo que producen que sus extremos se eleven sobre el terreno (Peattie, 1936). Las montañas se definen por la FAO como promontorios o abultamientos de la corteza terrestre que, debido a diversos factores tectónicos y volcánicos, se elevan a altitudes superiores a los 2,000 m.

La altitud de 2,000 m se ha escogido arbitrariamente porque en ella se encuentra, según algunos fitogeógrafos, la línea divisoria entre distintas fajas altitudinales (FAO, 2002). Las montañas más altas del mundo se ubican en Nepal, China, Pakistán e India, y se calcula que la cuarta parte de la superficie continental es montañosa, el 75% de los países de la tierra poseen al menos una montaña. América posee un 58% de áreas montañosas (FAO, 2002).

En México los ecosistemas templados se asocian estrechamente con las zonas montañosas, dónde se pueden observar conjuntos de especies que, aunque no tengan parentesco evolutivo cercano, muestran los mismos límites en sus distribuciones (Escalante et al., 2005). Por ejemplo algunos pinos se distribuyen sobre las vertientes secas de las montañas que rodean el Altiplano mexicano, como algunas variedades del pino piñonero (*Pinus cembroides*), mientras que otros pinos de hojas blandas, como *Pinus patula*, se distribuyen sobre las zonas más húmedas de la vertiente del Golfo de México, siguiendo la distribución de los bosques de neblina (al pie de las montañas). El género *Quercus* por otra parte se cree que ingreso al país junto con *Magnolia* y *Liquidambar* probablemente provenientes de las montañas Apalaches del este de los Estados Unidos hace aproximadamente 35 millones de años, recorriendo lo largo del corredor de la Sierra Madre Oriental (Sánchez, 2003). Se cree que otros elementos florísticos de afinidad boreal migraron al mismo tiempo, incluyendo muchos géneros de arbustos y herbáceas que hoy son típicos de los ecosistemas dominados por coníferas y encinos como lo son *Astragalus*, *Lupinus*, *Salvia* y *Scutellaria*. Se piensa que más tarde se completó un puente terrestre centroamericano por dónde llegaron algunas otras especies de *Quercus*, provenientes de Brasil. En ese entonces con los intensos periodos fríos que acompañaban a las glaciaciones de esa época los bosques se extendieron cubriendo tierras bajas (Escalante et al., 2005; Sánchez, 2003). No obstante una vez que las condiciones se hicieron más cálidas a finales del Pleistoceno (hace unos 2 millones de años), los bosques fueron desplazados y restringidos a las zonas montañosas del país, desde entonces los ecosistemas templados ahora aislados han experimentado una evolución *in situ* de gran importancia, llegando a una diversificación extraordinaria (Sánchez, 2003).

Estos conjuntos con la misma distribución son el recurso para reconocer patrones, componentes bióticos, regiones y provincias biogeográficas. El patrón geográfico de biodiversidad de México muestra una mayor concentración de especies hacia las áreas de mayor complejidad geológica y ecológica (Morrone, 2004; Espinosa et al., 2008). Esto se debe a la compleja historia biogeográfica de esta zona ecológica, y a los procesos de evolución *in situ* de sus elementos, confinados en sus respectivas islas montañosas (Sánchez, 2003).

La Gran Sierra Plegada dentro de la Sierra Madre Oriental

Los ecosistemas de montaña en México abarcan una superficie de 327,510.6 km² y se distribuyen principalmente a lo largo de cadenas montañosas cubriendo una gran variedad de condiciones morfogénicas y litológicas (Colter, 2003). La Sierra Madre Oriental es una de las regiones orográficas más importantes y biodiversas de México., a lo largo de ella se pueden observar diversos ecosistemas de tipo templado como los bosques de pino y bosques de encino que se encuentran desde Nuevo León, hasta el norte de Veracruz (Sánchez, 2003). Su variedad de atributos y factores ambientales como altitud, suelos, climas y suelos admiten el desarrollo de diversas comunidades. Esta zona montañosa de transición entre las regiones Neártica y Neotropical, además de su historia geológica y los factores climáticos, hacen del componente mexicano de montaña y en especial de la provincia biogeográfica de la Sierra Madre Oriental una zona de alta diversidad florística que tiene múltiples afinidades fitogeográficas y especies únicas (Morrone, 2004; Salinas, 2014).

Esta compleja geodiversidad ha sido el resultado de la interacción de placas tectónicas cuya acción conjunta ha originado las cordilleras de la provincia de la Sierra Madre Oriental originadas por plegamiento donde destacan estratos de prominentes ejes (anticlinales y sinclinales) (Espinosa y Ocegueda, 2008). Las cordilleras de ésta subprovincia a su vez forman parte de la subprovincia de la gran sierra plegada que se localiza en la parte central de la Sierra madre Oriental y comprende parte de este del estado de Coahuila y Nuevo León, en donde cambia su dirección hacia el sur formando un arco (Figura 1) que llega San Luis Potosí; de tal forma que abarca territorio de los estados mencionados y de Tamaulipas.

Así entonces la Gran Sierra plegada forma una gran falla paralela a la Sierra Madre Oriental, en sí todo un sistema de fallas normales orientadas norte-sur que van desde la altura de Ciudad Victoria, Tamaulipas, hasta Ciudad Valles, San Luis Potosí (Salinas, 2004). Las cumbres dentro de la Gran Sierra Plegada exceden los 1000 msnm; hay dominancia de rocas calizas marinas y algunos afloramientos de rocas volcánicas (INEGI, 2002).

El cerro “El Potosí” en Galeana, Nuevo León y la sierra de “San Antonio-Peña Nevada” que comprende parte del estado de Nuevo León y Tamaulipas, son dos promontorios que forman parte de la Gran Sierra Plegada, se encuentran separadas por 140 kilómetros de distancia, estas áreas se caracterizan por poseer ecosistemas de tipo templado que las hace alcanzar el mayor intervalo altitudinal (Cantú et al., 2013) y superan los 3500 metros sobre el nivel del mar además de estar representadas por una gran diversidad biológica (Salinas, 2014). Factores como la latitud, el gradiente altitudinal, la variedad de suelos y climas propician que en ésta área confluyan ecosistemas de bosques templados y vegetación alpina (Salinas, 2015). La aparición de la vegetación alpina y subalpina se remonta al último máximo glacial (Wisconsin) del Pleistoceno hace unos 10,000 años (Sarukhán, 1995). Estas áreas experimentaron una expansión de sus límites geográficos, gracias a que la baja de la temperatura global hizo que el límite altitudinal de la vegetación arbórea bajara 1000 metros en las laderas de las montañas. Esto permitió que se formara un corredor de vegetación alpina y subalpina en la Sierra Madre Occidental, con un corredor discontinuo en la Faja Volcánica Transmexicana y una faja aislada en la Sierra Madre del Sur y de dos subregiones muy cercanas entre sí en la Sierra Madre Oriental (sudoeste de Tamaulipas hasta Nuevo León) (McDonald, 1993). Posterior al Pleistoceno, una vez que la temperatura del planeta se elevó, la mayor parte de la vegetación alpina y subalpina fue desplazada por los bosques de pino y encino, quedando aisladas solo en las partes más altas de las sierras (Rzedowski, 1978; Sarukhán, 1995). Sierras como El Potosí y Peña Nevada respectivamente.

San Antonio-Peña Nevada

La sierra de Peña Nevada se encuentra ubicada geográficamente dentro los 23° 52' 12" y 23° 40' 12" de Latitud Norte y 99° 57' 00" a los 99° 39' 36" de Longitud Oeste, abarcando 209.57 Km² de sierras y cañadas, está localizada al oeste parte del municipio de Zaragoza, y Doctor Arroyo, Nuevo León y al este Miquihuana, Tamaulipas. (Arriaga et al., 2000).

El Consejo Nacional para la Biodiversidad (CONABIO) decreta ésta zona como Región Terrestre Prioritaria para la Conservación (RTP-86), ésta área alberga vegetación poco representadas en el país y la región considerándole como un centro importante de origen y diversificación de flora alpina y subalpina (Moreno, 2014), con una biodiversidad y endemismo altos (Arriaga et al., 2000). Por su ubicación geográfica algunas de las especies de aves y mamíferos alcanzan su distribución extrema (tanto norteña como sureña), resultando con ello una gran diversidad (Moreno, 2014). La altura máxima de la sierra Peña-Nevada es de 3,560 msnm y está representada por el Picacho San Onofre delimitado por Nuevo León al norte y Tamaulipas al sur. Figura A



Figura A. Área de estudio. Polígono RTP-86, Abarcando San Antonio-Peña Nevada y Miquihuana en los estados de Nuevo León y Tamaulipas respectivamente.

Fisiografía

Fisiográficamente el área de estudio se localiza en la Provincia Sierra Madre Oriental, Subprovincia de la Gran Sierra Plegada, donde prevalece la morfología de estratos plegados (INEGI, 1986). Las pendientes son muy variadas, desde zonas planas 0-5° hasta laderas muy pronunciadas mayores a 45°. La variedad de los pliegues originados por la orogenia crea una gran complejidad de exposiciones, las cuales reciben diferentes intensidades de iluminación solar durante el día y época del año (Moreno, 2014).

Geología

La morfología de estas sierras es el resultado de intensos plegamientos acompañados de fallas y fenómenos de erosión, está constituida por rocas calcáreas de origen marino, que afloran en la mayor parte de la zona de estudio.

La roca dominante es la Caliza, ocupando el 88.76% del área de estudio, seguida de Lutita con tan solo 6.74% (Talamantes, et al., 2007). El tipo de roca Caliza se forma inicialmente al precipitarse las sales de carbonato y consolidarse por precipitación química y en la mayoría de las cuales se forma por la acumulación de esqueletos o de conchas calcáreas.

Edafología

El área está constituida en su mayoría por Litosoles, esto en toda la sierra y áreas de mayor pendiente, se asocian a Rendzinas y Regosol calcárico. En las partes más bajas se encuentran suelos representados por Feozem calcárico asociado a Rendzina, así como Litosoles asociados a Luvisol Cálxico y Castañozem cálcico, otro tipo de suelo localizado en la zona es Xerosol háplico. Los litosoles se ubican en todos los climas con numerosos tipos de vegetación, tienen en promedio menos de 10 centímetros de profundidad hasta la roca. Y están presentes en todas las sierras y cerros en proporciones inestables así como en lomeríos y algunos terrenos planos (Talamantes et al., 2007).

Climatología

La temperatura media anual fluctúa de 16° a 18° C (templado), y la precipitación media anual desde 400 a 1000 mm, esto crea condiciones climáticas diferenciadas en los tipos de climas subhúmedos (INEGI, 1986; Talamantes et al., 2007; Arriaga et al., 2000). En la parte oeste de la zona de estudio predominan los climas Seco (BS0), Secos templados, con una proporción de precipitación invernal mayor de 18% y verano cálido; Seco (B), Semiseco templado, con un porcentaje de lluvia invernal mayor a 18%. La parte central se caracteriza por poseer climas Semifrío C(E), Subhúmedo con precipitaciones en verano y un porcentaje de lluvia invernal menor a 10.2; con una precipitación total por año de entre 800 y 1000 mm. La zona este se observan climas Templados (C), Subhúmedos con lluvia en verano, con porcentaje de lluvia invernal de entre 5-10.2%, Semifrío C(E), Subhúmedo con lluvia en verano, y con porcentaje de lluvia invernal de entre 5-10.2%, Templados (A)C, Semicálidos Subhúmedos con lluvia en verano, y con porcentaje de lluvia invernal de 10.2% (INEGI, 1986; Talamantes et al., 2007; Arriaga et al., 2000). La temperatura media anual oscila de 12° a 22°C, y la precipitación media anual desde 200 a 800 mm generando condiciones climáticas caracterizadas en los siguientes tipos de climas (INEGI, 1986).

Vegetación

El Pino piñonero (*Pinus cembroides*) conforma el bosque característico de la Sierra de Peña Nevada, se localiza en las partes bajas de la sierra a unos 2,000 metros (Bustamante, 2009) y en general en condiciones más secas (Moreno, 2014; Arriaga et al., 2000). Se le encuentra de manera regular formando asociaciones con *Juniperus* spp., *Quercus* spp., y *Pinus nelsonii* (Talamantes et al., 2007). Normalmente mantiene alturas de entre 15 y 20 metros. Por otra parte se encuentra el encinar definido por el género *Quercus* en estrato arbóreo pero usualmente no se le observa de forma dominante, sino que se arregla en un cúmulo de especies, conteniendo especies como: *Pinus*, *Abies*, *Pseudotsuga*, *Cupressus*, *Picea*, *Juniperus*, *Populus*, *Juglans*, *Platanus*, y *Fraxinus* y en el subdosel: *Rhus*, *Arbutus*, *Buddleja*, *Crataegus*, *Prunus*, *Sambucus* y *Taxus*. Normalmente tienen un estrato arbustivo bien determinado e incluso hasta dos, el cual es muy diverso y dominan los géneros *Rhus*, *Baccharis*, *Eupatorium*, *Salvia*, *Senecio*, *Stipa*, *Bidens*, *Tagetes*, etc. y con

un estrato herbáceo muy diverso, dominando especies de la familia Asteraceae, *Castilleja*, *Penstemon*, *Eryngium*, *Bouteloua*, etc. Es común que se encuentre epifitas vasculares, principalmente del género *Tillandsia*. Otra de las especies de importancia etnobotánica es *Taxus globosa*, la cual se localiza en algunas localidades de la Sierra Madre Oriental cercanas a la Sierra San Antonio Peña Nevada.

Moreno (2014), plantea una clasificación de la vegetación y uso de suelo para la Sierra Peña Nevada conformada de la siguiente manera:

Bosque de Oyamel. Se localiza entre los 2,800 y 3,400 msnm, en pendientes entre los 3° y 70° sobre suelos someros calizos. Los árboles más grandes llegan a medir entre 15 y 30 metros de altura, las especies dominantes son coníferas (*Abies vejari*, *Pinus hartwegii* y *Pinus strobiformis*). En el estrato medio se observan especies como *Paxistima myrsinites*, *Ribes nigrum*, *Gymnosperma glutinosum*, *Ceanothus buxifolius* y *Agave montana*, así como algunos renuevos de oyamel. En el estrato bajo se localizan especies como *Oxalis* sp., *Alchemilla procumbens*, *Stipa tenuissima*, *Penstemon lanceolatus*, *Geranium crenatifolium* y *salvia greggii*.

Bosques de Pino. Se ubican en laderas y cañadas, principalmente entre los 2,100 y 2,700 msnm, en pendientes cercanas a 0 hasta mayores a 50°, en su límite hace ecotono con bosques de oyamel, se distribuye en todos los climas del área. En promedio este bosque tiene una altura de 5 metros. En áreas bajas está dominado por *Pinus cembroides*, compartiendo el área con *Rhus virens*, *Gochnatia hypoleuca*, *Krameria cytisoides*, *Agave americana*, *Hechtia glomerata*. Se localiza también otra variante en áreas más altas dominada por *Pinus pseudostrobus*, *Pinus hartwegii*, *Pinus teocote*, *Prunus serótina*, *Pseudotsuga menziesii* y *Abies vejari*, donde habita con *Arbutus xalapensis*, *Garrya ovata*, *Cercocarpus* y *Quercus* principalmente.

Bosque de encino. Se le observa en cañadas, formando manchones y en todas las exposiciones. La forma estructural del bosque se define principalmente por el estrato arbóreo, que presenta una altura entre 8 y 15 mts., compuesto por encinos como *Quercus sideroxylla*, *Q. mexicana*, *Q. polymorpha*, *Q. laeta* y *Q. greggii*, además de especies como laurel (*Litsea glaucescens*), capulín (*Prunus serotina*), madroño (*Arbutus xalapensis*) y

elementos de *Nolina hibernica*. En el estrato medio se encuentran elementos como *Arbutus xalapensis*, *Juniperus fláccida*, *Ceanothus buxifolius*, *Cercocarpus macrophyllus*, *Q. sideroxyla*, *Garrya glaberrima*, *G. ovata*, *Ageratina*, entre otras. En el estrato bajo se encuentran *Chimaphila umbellata*, *Donnellsmithia ternata*, *Ranunculus peruvianus*, *Erigeron basilobatus*, *Tagetes lucida*, *Senecio zimapanicus*, *S. scalaris*, *Stevia eupatoria*, entre otras.

Bosque Míxto. Se le encuentra a partir de los 2,260 msnm. el bosque está conformado principalmente por encinos y pinos (*Quercus mexicana*, *Q. polymorpha*, *Q. pungens*, *Q. sideroxyla*, *Quercus greggii*, *Q. laeta*, *Pinus cembroides*, *P. hartwegii*, *P. teocote*, y *P. pseudostrobus*). En el estrato medio se observa *Zaluzania megacephala*, *Stevia purpurea*, *Quercus pungens*, *Q. sideroxyla*, *Q. intricata*, *Phyllanthus polygonoides*, *Juniperus flaccida*, *Ceanothus buxifolius*, *Berberis gracilis*, *Garrya glaberrima*, *Arctostaphylos pungens*, *Agave americana*, entre otras. Algunas de las especies encontradas en el estrato bajo son *Quercus intricata*, *Muhlenbergia repens*, *Zaluzania megacephala*, *Carex turbinata*, *Erigeron basilobatus*, *Stevia viscida*, *Salvia coccinea*, *S. hispanica*, entre otras.

Chaparral. Es la comunidad mas ampliamente distribuída en la zona desde los 1,700 a los 3,400 msnm. En estas comunidades se puede encontrar: *Quercus intricata*, *Q. mexicana*, *Q. greggii*, *Nolina hibernica*, *Juniperus fláccida*, *Arctostaphylos pungens* y *Arbutus xalapensis*, dominado los encinos en el estrato medio. En un estrato bajo podemos encontrar *Acalypha hederacea*, *Quercus intricata*, *Agave atrovirens*, *A. asperrima*, *Arctostaphylos pungens*, *Carex turbinata*, *Muhlenbergia emersleyi*, *Aristida ternipes*, *Mimosa aculeaticarpa*, entre otras.

Matorral desértico rosetófilo. Se encuentra en las partes más bajas de la sierra alrededor de los 1,700 a 2,300 msnm. No se observa un estrato alto bien definido. El estrato medio está formado principalmente por especies arrosetadas, como *Agave lechuguilla*, *A. striata*, *A. americana*, *A. asperrima*, otras especies presentes son: *Gochnatia hypoleuca*, *Gymnosperma glutinosum*, *Hechtia glomerata*, *Coryphantha georgii*, *Echinocactus platyacanthus*, *Ferocactus pilosus*, *Ferocactus hamatacanthus*, *Mammillaria formosa*, *Opuntia stenopetala*, *Sophora secundiflora*, *Dasyilirion berlandieri*, *Dasyilirion longissimum*, *Dasyilirion texanum*, *Forestiera racemosa*.

Pastizales inducidos. Compuesto principalmente por gramíneas como *Leptochloa dubia*, *Eragrostis intermedia*, *Setaria parviflora* y *Poa pratensis*. Otras especies encontradas son: *Antiphytum heliotropioides*, *Opuntia robusta*, *Sambucus canadensis*, *Buchloë dactyloides*, *Erioneuron avenaceum*, *Piptochaetium seleri* y *Pinus teocote*.

Pradera subalpina. Se localiza a alturas superiores a los 2,800 msnm. formando ecotono con bosque de oyamel. Este tipo de vegetación tiene una fisonomía de pastizal rasante (menor a 15 cms.), con algunas pocas especies herbáceas que alcanzan el metro de altura, principalmente en la periferia de la comunidad. Algunas especies encontradas son: *Potentilla leonina*, *Argemone subalpina*, *Calochortus marcellae*, *Astragalus purpusii*, *Euphorbia beamanii*, *Sedum chrysicaulum*, *Poa pratensis*, entre otras. La pradera subalpina se considera un caso especial para la zona, pues este tipo de vegetación quedo aislada del resto de su distribución en el norte de México durante la última glaciación (Moreno, 2014).

Cerro El Potosí

El cerro “El Potosí” en el noreste de México forma parte de la Sierra Madre Oriental. Se localiza al sur del estado de Nuevo León, su altitud es de 3700 m y representa la cima de mayor altura del norte de México (Figura B), sus condiciones ecológicas representan especies de flora y fauna endémicas (García y González, 1991; García et al., 1999). Algunas inminencias que desafían los ecosistemas de alta montaña en ésta región son el cambio de uso de suelo, actividades no reglamentadas de extracción selectiva de especies de importancia forestal, incendios no controlados y colecta de especies silvestres y sus frutos (Figura 3) (Arriaga et al., 2000)

El Cerro El Potosí es un área natural protegida estatal, establecida en el año 2000, por el gobierno del estado de Nuevo León. Posee una superficie de 989.38 hectáreas y se localiza a 15 kilómetros al oeste de Galeana, Nuevo León (Figura 2). Su topografía es de lomeríos bajos, haciéndose escarpadas las pendientes en el extremo noreste y oriental (García y González, 1991).

Fisiografía

El cerro El Potosí pertenece a la región fisiográfica de la Sierra Madre Oriental, que a su vez se incluye en la subprovincia de la Gran Sierra Plegada, es un sistema de topoformas de la sierra con pliegues y flexiones, originados por la orogenia, tiene una orientación semicircular en las exposiciones oeste, este y sureste, alcanza una altitud máxima de 3,700 msnm, con pendiente abruptas (García, 1996).

Edafología

La rendzina es el principal tipo de suelo distribuido en la zona (E) alcanza una cobertura de 68% del área. Seguido de este tipo de suelo se encuentra el litosol en un 19% combinado con rendzina y en menores proporciones litosol y rendzina, además castñozem, regosol y feozem en algunas laderas del oeste, los suelos delgados, oscuros con alto contenido de materia orgánica también son abundantes (García, 1996).

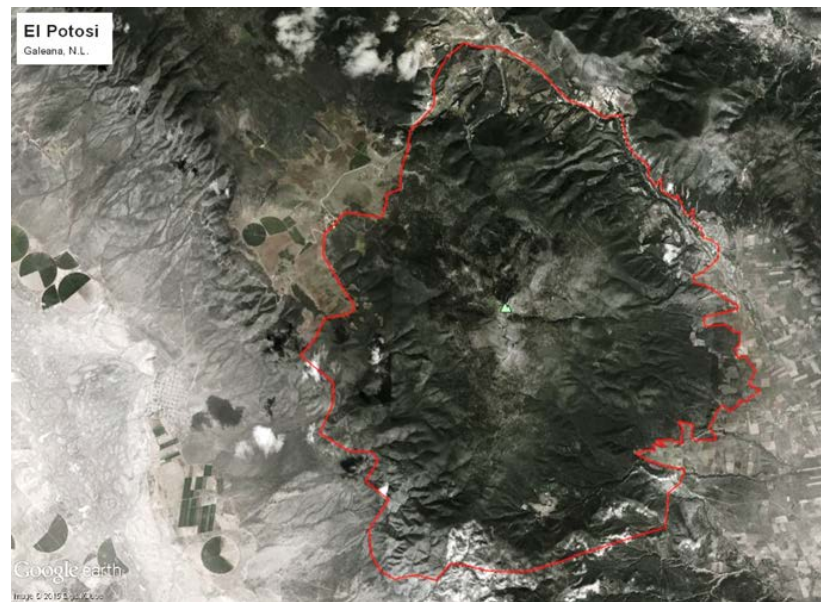


Figura B. Área de estudio: cerro “El Potosí”, dentro del municipio de Galeana, Nuevo León.

Geología

Los principales materiales geológicos que se presentan en el área de estudio de acuerdo a García (1996) son roca caliza (Ca) que cubre un 43% del área y se distribuye principalmente en las áreas de mayor altitud, la Caliza-Lutita (Ca-Lu) 17% se encuentra en las partes medias y por último en las partes más bajas se presenta Aluvión (11%). Los conglomerados (Cg) son pequeñas zonas al norte del Cerro únicamente.

Climatología

De acuerdo a la clasificación de Köppen, modificada por García E. (1973), el cerro El Potosí, corresponde el clima de tipo E(T) H(e) que representa las siguientes características: frío con temperatura media del mes más caliente menor a 10°C; se le ubica como clima de tundra, de acuerdo a su temperatura, aunque el termino no es válido por estar en latitudes inferiores. Se presenta en altitudes por encima de los 1500 msnm y se le considera extremo por la oscilación de temperatura entre los 7 °C y 14 °C

Vegetación

La vegetación es cambiante a lo largo del gradiente de altitud, la pendiente y el uso. Presenta en su cima un tipo de vegetación distintiva que es la pradera alpina, y que pertenece a regiones de climas fríos, con elementos de flora que son endémicos. Presenta también matorral de coníferas con pinos enanos *Pinus culminicola* y bosque de coníferas con oyamel *Abies vejari*, pino *Pinus pseudostrobus*, *Pinus ayacahuite*, *Pinus Hartwegii*, *Pseudotsuga flabasulti*, *Pseudotsuga macrolepis* y enebro *Juniperus monticola* (Márquez 2002; Estrada, 2014).

García (1996, 1998) clasifica los tipos de vegetación presentes en el área de la siguiente manera:

Pradera alpina y sub alpina. Es el tipo de vegetación más importante dentro del área de estudio. La pradera alpina comienza alrededor de los 3,600 msnm por la ladera noroeste. Entre las especies presentes generalmente predominan están *Potentilla leonina*, *Arenaria oresbia*, *Astragalus purpusii*, *Linum lewesii*, *Astrantium beamanii*, *Bidens*, *Trifolium* y

viola galeanensis. La pradera subalpina se ubica exclusivamente en la exposición oeste y sur entre los 3500 msnm. Las especies que aquí conviven son *Helenium integrifolium*, *senecio loratifolius*, *Lupinus cacuminis*, *Penstemon leonensis* y *Euphorbia beamanii*.

Matorral de *Pinus Culminicola*. Este tipo de vegetación está dominada por *Pinus culminicola* especie endémica de la zona donde convive con *Pinus hartwegii*.

Bosque de Pino. El bosque de Pino en la cota alrededor de 2,900 msnm está dominado por *Pinus hartwegii*, donde habita con *Pinus culminicola*, *Pseudotsuga menziesii* y *Arbutus xalapensis*, y en el estrato bajo *Achillea lanulosa*, *Ranunculus peruvianus*, *Senecio carnerensis* y *Senecio loratifolius*.

Bosque de *Abies-Pseudotsuga*. Se localizan en cañadas y sitios más húmedos principalmente de los 2,800 a los 3,500 msnm. En el estrato alto predomina *Abies vejari*, *Pinus ayacahuite*, *Pinus hartwegii*, *Pseudotsuga menziesii* y *Populus*.

Chaparral. Conforman una comunidad ampliamente distribuída en la zona, entre los 2,000 y los 2,800 msnm aquí se encuentra a *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus polymorpha*, *Arbutus xalapensis*, *Cercocarpus mojadensis*, y *Quercus pringlei*.

Bosques de Encino. Se localizan a los 2,500 msnm aproximadamente, las especies más altas corresponden a *Quercus mexicana* y *Q. gregii*. También se encuentran especies como *Prunus serótina*, *Pinus cembroides*, *Arbutus xalapensis* y *Crataegus*.

Efecto de la elevación sobre la diversidad

Las regiones montañosas son conocidas por albergar altos niveles de diversidad y riqueza de especies que en otras zonas (Salinas, 2014). Funell y colaboradores (2003) argumentan que es debido a que las montañas brindan diferentes hábitats en un área geográfica relativamente pequeña. Por ejemplo, mientras que en al menos diez kilómetros cuadrados de llanuras brindan sólo un hábitat, en la misma zona una montaña puede proporcionar pendiente prados, picos y acantilados, todos con diferentes temperaturas, precipitaciones y tipos de vegetación (Espinosa et al., 2008; Kaplan, 2009; López et al., 2011).

Se han realizado investigaciones para relacionar la riqueza y abundancia con los patrones de distribución en gradientes ecológicos. (Whittaker y Niering, 1975; Richardson, 2005; Mazzola, 2008; McCain y Arvid, 2010).

El gradiente altitudinal es el patrón que mejor establece la distribución de las especies de los ecosistemas de montaña. Los procesos que se observan típicamente a lo largo de los gradientes altitudinales, son el resultado de complejas interacciones entre las especies y los factores ambientales (Marquez et al., 2004; Sanders, 2002; Körner y Spehn, 2004). Los estudios sobre distribución y diversidad de especies en gradientes altitudinales en las montañas proporcionan certeza de la influencia de los factores ecológicos, como el clima, la productividad y la heterogeneidad del hábitat, en la diversidad. También facilitan evidencia de la influencia de la dispersión histórica, la extinción, y los eventos de especiación (Wang et al., 2012; Brown, 2001).

Las dimensiones verticales de las montañas originan gradientes climáticos con variaciones abruptas o graduales en temperatura, humedad relativa, radiación solar y precipitación, lo cual provoca un efecto en la distribución y abundancia de la flora, y finalmente las comunidades vegetales responsables de la presencia o ausencia de organismos (Márquez et al., 2004). Körner y Ohsawa (2004) concuerdan con lo anterior indicando que los factores que han propiciado que las montañas sean zonas de alta diversidad son debido principalmente a su heterogeneidad en el relieve, lo que crea microclimas, combinaciones de sustratos, dinámicas de escorrentía del agua variadas, cambios en el régimen de los nutrientes, zonas de aislamiento, corredores migratorios, etc., pero principalmente, las montañas actúan como refugios verticales que diversifican los gradientes de altura y propician una compresión de climas y tipos de suelo en pequeñas distancias y que además generan hábitats complejos y diversifican las formas de vida, en comparación con las áreas de relieve homogéneo. Adicionalmente las cambiantes condiciones del clima al incrementar la elevación provocan cambios en la productividad de los ecosistemas. Richardson (2005) señala que un aumento de precipitaciones, lixiviación, anegamiento de los suelos y una mayor velocidad del viento pueden resultar en una declinación en la diversidad hacia la cima de las montañas. Ezcurra y colaboradores (1999) proponen que los cambios en la distribución de las especies en las montañas pueden asociarse a la heterogeneidad ambiental inducida por diversos factores haciendo énfasis en el relieve.

Posteriormente Bruke (2003) considera que en las áreas montañosas la elevación juega un papel muy importante como determinante de las condiciones microclimáticas a lo largo de él, mientras los cambios en el relieve afectan las propiedades edáficas como el contenido de materia orgánica, el Ph y la humedad. Nogués y colaboradores (2008). También plantean que los patrones que las especies siguen son el resultado de complejas interacciones entre factores como elevación, el clima y la perturbación. Estudiar la distribución de la vegetación y animales a lo largo de gradientes ambientales puede demostrar los factores que representan y mantienen la diversidad de las especies (Sanders, 2002).

Los estudios sobre distribución y diversidad de especies en gradientes altitudinales en las montañas proporcionan resultados de la influencia de los factores ecológicos, pero también proporcionan evidencia de la influencia de la dispersión histórica (Wang et al., 2012; Brown, 2001). Nogués y colaboradores (2008) exponen datos recientes donde se documenta que alrededor del 50% de estudios realizados, concuerdan en un modelo de distribución tipo binomial, dónde existe un pico en la diversidad de especies en alguna elevación intermedia entre la base y la cima de una montaña (Estas áreas están relacionados con puntos de óptimas condiciones ambientales, sitios donde las especies se superponen, Wang et al., (2012), Brown (2001), y Richardson (2005) también conciertan con lo anterior. El otro 25% muestra un patrón monótonamente decreciente hacia la cima de las montañas (Whittaker y Niering, 1975) y aproximadamente el 25% sigue otra distribución.

Por otra parte los efectos en gradientes ecológicos como la altitud pueden verse afectados por las actividades humanas, porque los ecosistemas de montaña y las actividades humanas están estrechamente conectados. (Nogués et al., 2008). Éste mismo autor también menciona que esta interdependencia ha llevado a una reducción global en los hábitats de tierras bajas, lo que dificulta la capacidad para detectar patrones en la búsqueda de gradientes de diversidad para descubrir los mecanismos que determinan la distribución de la diversidad biológica en la tierra.

JUSTIFICACIÓN

Las perturbaciones antropogénicas son actualmente una amenaza inminente hacia los ecosistemas templados. En el año 2002 se contabilizaron 7,836 incendios forestales, Nuevo León por ejemplo fue uno de los estados más afectados del norte de la república, con 28,155 ha, afectando principalmente las sierras del sur del estado como el cerro El Potosí y la sierra San Antonio Peña Nevada. (Moreno, 2014). Estas dos montañas además funcionan como reservorios de relictos de especies de origen neártico y neotropical.

El estudio de los ecosistemas de montaña resulta muy complejo debido al gran número de factores a ser considerados simultáneamente para lograr una visión global de la diversidad. Bajo estas premisas es de suma importancia estudiar las especies que nos puedan indicar el grado de perturbación o la calidad de salud de un ecosistema.

Resulta de gran interés conocer el uso de indicadores invertebrados como una herramienta para el monitoreo de los cambios ambientales y ecológicos, aplicada a la problemática que experimentan muchos ecosistemas ante la perturbación antropogénica.

La intención de este escrito es aportar ideas y aspectos ecológicos sobre las arañas, su aplicación en el uso y manejo de los recursos naturales, atendiendo al concepto de conservación y salud de los ecosistemas perturbados, que permitan servir como herramientas para una óptima gestión de los recursos disponibles.

Este trabajo sugiere la investigación de las arañas como indicadores de conservación y estado de los ecosistemas como alternativa en estudios ecológicos, procurando ahorros en costos, tiempo y esfuerzo de colecta.

Margules y Nichols (1988), mencionan que es importante detectar las áreas con máxima diversidad biológica, una vez ubicadas, la conservación de la vegetación de un mínimo número de dichas zonas ayudarían a preservar la mayor proporción de especies de una región, y el apoyo para su conservación sería más fácil de obtener. De aquí el interés en contribuir en el conocimiento para la protección de las majestuosas montañas mexicanas.

OBJETIVOS

- Determinar la riqueza y densidad de especies depredadoras como indicadores ecológicos usando la elevación y la perturbación como fuentes de variación
- Caracterizar mediante descripción de la fisionomía y florística de los ecosistemas comunes de los cerros “Peña Nevada” y “El Potosí”
- Establecer la respuesta de la especie indicadora, a cambios en el hábitat para evaluar la calidad de los ecosistemas conservados y el grado de perturbación en las áreas de estudio y determinar la relación entre ellas.

HIPOTESIS

- La diversidad de las especies indicadoras es mayor en zonas de mayor altitud atendiendo los límites superiores de distintos tipos de vegetación.
- La heterogeneidad espacial en los distintos tipos de ecosistemas presentes en el área, así como la perturbación se ven reflejadas en la diversidad de arácnidos.
- La diversidad y densidad de especies en zonas montañosas está en función de la elevación, de tal manera que a mayor elevación se espera mayor diversidad.

CAPÍTULO II

USO DE INDICADORES COMO HERRAMIENTA EN LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS ECOSISTEMAS PERTURBADOS

Indira Reta Heredia¹, Enrique Jurado¹

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional
No. 85, km 145, Linares, Nuevo León, México. C.P. 67700 <indira.julisset@gmail.com>

Resumen

Entender la magnitud en la cual los ecosistemas experimentan modificaciones por disturbios antropogénicos, así como cambios en su estructura y funcionalidad es información valiosa para mantener el bienestar y equilibrio (Caro, 2010). Evaluar el estado de conservación de la biodiversidad es un compromiso que involucra conocimientos y toma de decisiones para un buen manejo de los recursos (Isasi, 2011). De lo anterior resulta la importancia del uso de las especies indicadoras como estrategia para evaluar los efectos ecológicos sobre la biodiversidad debido al disturbio originado por las actividades humanas y su capacidad de respuesta a estos cambios. Las arañas son un grupo muy diverso con una amplia distribución geográfica, sus características les confieren un gran potencial como especies indicadoras (Simo, 2011). Al ser depredadoras generalistas en ecosistemas terrestres se han utilizado en estudios de biodiversidad (Avalos et al., 2009). Esta revisión pretende identificar las bases conceptuales, atributos y pautas para la selección y uso de las arañas como indicadoras de la calidad del hábitat en ecosistemas.

Abstract

Understanding the magnitude to which ecosystems experience changes by anthropogenic disturbances, also changes in its structure and functionality is valuable information to maintain wellness and balance (Caro, 2010). Assess the state of conservation of biodiversity is a commitment that involves knowledge and decision making for good management of resources (Isasi, 2011). It follows the importance of using indicator species as a strategy to assess the environmental effects on biodiversity due to disturbance caused by human activities and its ability to respond to these changes. Spiders are a very diverse group with a wide geographical distribution, characteristics give them great potential as indicator species (Simo, 2011). This review aims to identify the conceptual, attributes and guidelines for the selection and use of spiders as indicators of habitat quality in forests.

Introducción

Vivimos en medio de una ola mundial de pérdida de biodiversidad por factores antropogénicos (Dirzo et al., 2014). La conservación de la biodiversidad, la restauración del hábitat, y la creciente intención de reducir el impacto de los disturbios humanos, proyectan la necesidad de nuevos protocolos para la evaluación de la eficacia de la conservación, y el impacto de la degradación y la restauración de la biodiversidad. El reto es comprender cómo la flora y fauna responden al cambio de uso de suelo, y cambios en la riqueza de especies donde los costos para elaborar estudios de campo integrales normalmente supera limitaciones presupuestarias típicas (Caro, 2010). Resulta evidente que el uso de indicadores deriva a un buen resultado para el monitoreo de los cambios ambientales y ecológicos, como una solución a la problemática que experimenten los sistemas ecológicos ante la perturbación antropogénica y cambios en la estructura y funcionalidad (Dirzo et al., 2014; Manson, et al. 2008).

Así pues se propone el uso de especies indicadoras ambientales bajo el supuesto de que la respuesta al cambio de estas especies sea representativa de la respuesta de otras especies en un hábitat o comunidad; las especies indicadoras son organismos cuyas características pueden ser usadas como un criterio para evaluar atributos difíciles de medir para otras especies o condiciones ambientales.

Los indicadores ecológicos se han convertido además en herramientas para el estudio y monitorización de objetivos de conservación como la biodiversidad, integridad ecológica, salud y evaluación de un ecosistema (Carignan, 2012). El funcionamiento de los indicadores ecológicos se basa en el supuesto de que la evaluación parcial de los elementos de un sistema natural y la implementación de programas de manejo en base a estos, representa las condiciones generales de otras especies y permite la conservación de todo o en gran parte del sistema (Manson et al., 2009). Bajo esta premisa las especies indicadoras podrían ayudar a la evaluación de perturbaciones causadas por efectos antropogénicos tales como sobrepastoreo, deforestación y el cambio de uso de suelo (Caro, 2010).

Avalos y colaboradores (2007), demuestran que las arañas han ganado una amplia aceptación en los estudios ecológicos como indicadores de calidad ambiental ya que las comunidades de arañas han mostrado ser fuertemente influenciadas, y de manera predecible, por el tipo de hábitat y el patrón de uso de la tierra. La vegetación por otra parte juega un papel importante en la composición de especies encontradas dentro de un hábitat por lo que una vegetación estructuralmente compleja puede contener una abundancia y diversidad mayor de arañas (Simó, 2011; Urones y Majadas, 2002).

¿Qué es una especie indicadora?

Un indicador ecológico es un elemento, proceso o propiedad de un ecosistema, por medio del cual se puede evaluar de manera precisa y sencilla el estado y funcionamiento del mismo (Isasi, 2011). A partir de esta premisa podemos definir varios conceptos de especie indicadora:

Isasi (2011) y Fleishman et al., (2002) definen como especie indicadora a aquellas especies que por sus características (sensibilidad a perturbación o contaminantes, distribución, abundancia, dispersión, éxito reproductivo, entre otras) pueden ser utilizadas como estimadoras de los atributos o estatus de otras especies o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costoso de medir directamente.

Di Martino (2009) señala que las especies indicadoras pueden ser clasificadas, según su uso, en aquellas que señalan cambios ambientales, salud ecológica, cambios en las poblaciones o indicadoras poblacionales y las que señalan áreas con una alta riqueza de especies o indicadoras de biodiversidad.

Carignan y Villard (2002) explican que las especies indicadoras, han sido utilizadas para asociar organismos a zonas de vida particulares, aplicándose más comúnmente como estimadores de los cambios ambientales y ecológicos, utilizadas primordialmente como herramientas para el estudio y monitoreo de la biodiversidad, la integridad ecológica o salud de un ecosistema.

Estas especies han sido ampliamente utilizadas en la evaluación de especies pertenecientes a un mismo gremio o grupo funcional o especies relacionadas por algún

factor, como la relación depredador presas (Fleishman et al., 2001). Los criterios utilizados para definir un organismo indicador comprenden: buen conocimiento de su taxonomía e historia natural, facilidad para observar y manipular, biología documentada, pertenencia a un grupo con amplia distribución geográfica, poco longevas, sensibilidad a cambios del ambiente y patrones de biodiversidad reflejados sobre otros taxones (Fleishman et al., 2001; Simó et al., 2011; Isasi, 2011).

Tomando en cuenta los aspectos anteriores, se define que las especies indicadoras son especie o grupo de especies capaces de responder a los efectos de los cambios ambientales (perturbación, fragmentación, cambio climático) en los ecosistemas y que por sus características (presencia o ausencia, abundancia, dispersión, o tolerancia) puedan ser medibles y ser usadas como estimadoras de los estatus de otras especies o condiciones ambientales que resulten difíciles de medir directamente.

Selección de las especies indicadoras

Seleccionar especies que cumplen con los atributos para ser considerada una especie indicadora de alguna categoría no resulta tan sencillo y depende sobre todo de la cantidad de información utilizable sobre ella y del objetivo que se pretenda (Isasi, 2011).

Puesto que no se pueden medir todos los elementos de interés potencial dentro de un ecosistema, la elección de lo que debe medirse es crítica (Noss et al., 1997).

En la tabla 1 se muestran los atributos útiles en la selección de especies indicadoras, (Noss et al., 1997; Isasi, 2011; Avalos, 2009).

Carignan (2002) señala que las especies indicadoras como grandes vertebrados podrían representar un buen indicador de las especies que requieren grandes extensiones continuas de hábitat, sin embargo pueden fallar cuando son utilizadas en áreas perturbadas y fragmentadas. Por otro lado Dirzo (2014) expone que algunos estudios observacionales y experimentales muestran que la disminución de pequeños vertebrados con frecuencia conducen a cascadas multitróficas, afectando la abundancia de herbívoros, daños a las plantas, y la biomasa vegetal. En conjunto, estos pequeños depredadores podrían tener un

impacto enorme en una amplia variedad de funciones ecológicas, incluyendo la producción de alimentos.

Algunos organismos indicadores previamente utilizados incluyen: plantas, escarabajos, invertebrados bentónicos, mariposas, anfibios, peces, aves, mamíferos y arañas. (Isasi, 2011; Avalos, 2009; Simó, et al., 2011; Noss, 1990)

Tabla A. Atributos que distinguen a las especies como indicadoras (tomada de Isasi, 2011, y modificada para este escrito)

Atributos	Indicadores de salud	Invertebrados (arañas)	Vertebrados
Atributos básicos			
Representa a otras especies	No necesario	✓	✓
Una especie o grupo de especies	Una o grupos	Una o grupos	Una
Conocimientos biológicos previos	Necesarios	✓	✓
Fácil de estudiar	Si	✓	–
Atributos de historia de vida			
Tamaño corporal	Pequeño	✓	✓
Tiempo generacional	Corto	✓	–
Tasa metabólica	Alta	✓	–
Atributos ecológicos			
Tamaño de área de acción	Media	✓	–
Nivel trófico particular	Si	✓	✓
Poblaciones grandes	Probable	✓	–
Amplia distribución	Si	✓	✓
Especialista de hábitat	Probable	✓	✓
Sensibilidad			
Sensible a perturbaciones humanas	Si	✓	Algunos casos
Baja variabilidad en la respuesta	Si	✓	✓
Tiempo largo de persistencia	No	–	✓

Dufrene y Legendre (1997) mencionan que muchos estudios muestran que los invertebrados en general, son los indicadores apropiados para evaluar la salud del ecosistema, habitualmente su presencia está fuertemente asociada con factores ambientales como la competencia, la depredación y el parasitismo.

El uso de invertebrados y plantas como indicadores debe ser considerado con precaución, ya que reaccionan principalmente a las perturbaciones a escalas espaciales más pequeñas, por lo tanto, serían indicadores inadecuados para los organismos que reaccionan a las perturbaciones de mayor escala. Del mismo modo, los organismos más grandes pueden representar indicadores pobres de las especies que reaccionan a perturbaciones de escalas menores (Carignan, 2002).

El uso de las arañas como especie indicadora

Los artrópodos responden fácilmente a las perturbaciones del hábitat y son a menudo considerados como indicadores fiables de los cambios que también afectan a otros grupos de vida silvestre (Cabrera, 2012). Las arañas son artrópodos que comprenden un grupo suficientemente conocido para evaluar los cambios en el tipo y estructura del hábitat, ya que son sensibles a factores como el viento, tipo de vegetación y exposición a altas temperaturas, así como otras variables (Pinkus et al. 2006).

Las arañas comprenden un grupo faunístico diverso y ampliamente distribuido en la mayoría de los ecosistemas terrestres (Pearce et al., 2004), se ubica como el séptimo orden animal más diverso, son depredadores generalistas, se alimentan principalmente de insectos, pero también de otros artrópodos, son capaces de producir venenos que utilizan para capturar a sus presas y como mecanismo de defensa. Importantes en las redes tróficas por su abundancia, biomasa y diversidad de especies (Avalos et al., 2007).

Las arañas son extremadamente sensibles a los cambios en la estructura y la complejidad del hábitat, intervienen en la densidad y actividad de la fauna de detritívoros y fungívoros, afectando los procesos de descomposición (Avalos et al. 2007). De este modo, las arañas han ganado una amplia aceptación en los estudios ecológicos como indicadores de calidad ambiental ya que las comunidades de arañas han mostrado ser fuertemente influenciadas y de manera predecible por el tipo de hábitat y el patrón de uso de la tierra (Avalos et al., 2007; Simó, 2011; Manzon et al., 2009). La estructura de la vegetación juega también un papel importante en la composición de especies encontradas dentro de un hábitat por lo que una vegetación estructuralmente compleja puede contener una abundancia y diversidad mayor de arañas (Avalos et al. 2007).

Debido a sus requerimientos ecológicos, muchas especies de arañas son sensibles a los cambios y modificaciones en su entorno (Rubio et al., 2007). Las arañas han sido propuestas como indicadoras de la degradación del hábitat a consecuencia de actividades antropogénicas como deforestación, extracción selectiva, o por incendios forestales, como indicadoras de recuperación de estos eventos. Entre los resultados obtenidos de varios

estudios (Rubio et al., 2007; Avalos et al., 2007) se puede señalar que la perturbación o aprovechamiento de los bosques provoca los efectos en los ensambles de arañas como reducción en la abundancia y riqueza de especies, pero un incremento la dominancia (Avalos et al., 2009; Maya et al. 2012); de tal manera que cuando cambia la estructura de los gremios las arañas errantes como Lycosidae en el suelo, y Anyphaenidae en la vegetación, sean más abundantes en sitios con disturbios recientes o con menor cobertura vegetal (Avalos et al., 2007; Maya et al. 2012). Rubio et al. (2007) mencionan que la familia Lycosidae llamadas arañas lobo puede ser usada como especie indicadora al mostrar sensibilidad a cambios en el ambiente, ellos encontraron que este tipo de arañas seleccionan lugares con poca humedad además optan por moverse entre áreas de bosque previamente incendiadas.

Consideraciones

La evaluación de la calidad de los suelos a través de especies indicadoras permite entender más eficazmente cuáles son las capacidades y propiedades de los suelos bajo determinados tipos de disturbio.

Este escrito propone un enfoque alternativo para la derivación de indicadores de disturbios que implica la comprensión del tipo de degradación, y a partir de los atributos y los criterios de cada especie, seleccionar la más adecuada.

El uso de las arañas como indicadoras como varios autores lo mencionan es una opción viable que permite el ahorro de tiempo, esfuerzo y costos, permitiendo obtener resultados de manera rápida.

La importancia de este trabajo es ofrecer una idea acerca del potencial de las arañas como indicadoras de disturbios antropogénicos, como una alternativa de menor costo y esfuerzo en estudios de conservación de los ecosistemas.

Implicaciones

El restringido conocimiento sobre las especies indicadoras origina una limitante a la hora de seleccionar las especies, por lo cual se propone establecer estrategias para incrementar la conservación de la biodiversidad estableciendo áreas de prioridad para probar la validez de los indicadores y encontrar posibles respuestas (Lindenmayer, 2000).

Se recomienda, poner atención especial a las preguntas de la problemática del sitio de monitoreo que se pretenden resolver, atendiendo las relaciones entre los indicadores y los componentes de la biodiversidad que representen.

Algunas de las principales limitaciones del uso de especies indicadoras son: confusión y ambigüedad en las definiciones y clasificaciones, sobrestimación de su alcance, falta de un método estándar para la selección de las especies, dificultades de implementación e información biológica insuficiente.

De acuerdo con Carignan (2002), los principales problemas asociados con las especies indicadoras son: La alta riqueza de especies y la diversidad de hábitats se asocian con la presencia de especies raras o amenazadas de manera que se debe considerar no confundir este punto.

Ningún indicador biológico único proporcionará toda la información necesaria para interpretar el comportamiento o respuesta de un ecosistema entero.

La integridad ecológica de un ecosistema local puede influir en las poblaciones de las especies indicadoras (por ejemplo, enfermedad, parásitos, competencia, depredación y especies migratorias).

A pesar de las restricciones asociadas con el uso de especies indicadoras, se considera útil su aplicación si se toman las precauciones en su selección y en la interpretación de sus respuestas a los cambios ambientales. El reto consiste en elegir, entre una gran variedad de especies, aquellas que reflejar fielmente al paisaje o ecosistema y que representan el mayor número de otros grupos taxonómicos. (Carignan, 2002; Isasi, 2011; Fleishman *et al.* 2001; Dufrene y Legendre, 1997).

CAPÍTULO III

ENSAMBLE DE ARAÑAS A LO LARGO DE UN GRADIENTE DE PERTURBACIÓN EN EL NORESTE DE MÉXICO

Indira Reta Heredia¹, Enrique Jurado¹, Marisela Pando¹, Humberto González¹ y Arturo Mora O²
y Eduardo Estrada-Castillon¹

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional
No. 85, km 145, Linares, Nuevo León, México. C.P. 67700 <indira.julisset@gmail.com>

²Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas. C.P. 87019, Ciudad
Victoria, Tamaulipas.

Resumen

Se ubicaron y estudiaron 45 comunidades de arañas en dos grandes montañas del noreste de México en los estados de Nuevo León y Tamaulipas; siguiendo un gradiente de elevación. Se midieron como fuentes de perturbación la actividad humana, ganadería, y degradación del suelo. Se definió un índice de perturbación categorizado en tres niveles (alto, medio y bajo) para cada sitio de muestreo. Se registró un total de 23 familias que equivale a 30% de las 79 que están registradas para estos dos estados. Un total de 541 individuos fueron preservados. Las familias con mayor abundancia fueron: Lycosidae, Anyphaenidae y Gnaphosidae. La mayor diversidad de arañas se presentó en una altura intermedia entre la base y la cima de las montañas. *Pardosa* sp. fué la especie más abundante y dominante en sitios conservados. La perturbación aquí medida parece afectar el ensamblaje de arañas en los bosques estudiados de tal manera que las familias Lycosidae, Thomisidae y Pholocidae están más representadas en zonas con mayor intervención humana.

Palabras clave: Perturbación, diversidad, arañas, áreas montañosas, flora

Abstract

Spiders were studied in 45 communities in two major mountains of northeastern Mexico in the states of Nuevo Leon and Tamaulipas; following an elevation gradient. Human activity disturbance variables, livestock, and land degradation were measured. Disturbance index was categorized in three levels (high, medium and low) for each sampling site. A total of 541 individuals from 23 families (30% of the 79 registered for these two states) was recorded. The more abundant families were: Lycosidae, Anyphaenidae and Gnaphosidae. The greatest diversity of spiders occurred at an intermediate height between the base and top of the mountains. *Pardosa* sp. was the most abundant and dominant species at well preserved sites. Disturbance seems to affect the assembly of spiders in the forests studied in such a way that families Lycosidae, Thomisidae and Pholocidae are more represented in areas with greater human intervention.

Keywords: disturbance, diversity, spiders, mountainous areas, Lycosidae

Introducción

Los ecosistemas de montaña ocupan alrededor de la quinta parte del planeta (Messerli e Ives 1997) y están representados por bosques templados, tropicales y subtropicales. En México diversos tipos de bosques templados se encuentran limitados en su distribución a las zonas montañosas, y estos bosques han estado sujetos a diversos regímenes de perturbación, provocando una amenaza derivada de las actividades antropogénicas (Maserá, 1996; Jiménez et al., 1999; y Manson et al., 2009). Las perturbaciones en los ecosistemas tan sensibles como las montañas modifican los patrones de las especies ocasionando disturbios en el equilibrio de los ecosistemas (Manson et al., 2009).

Las montañas que comprenden la Sierra Madre Oriental en México son áreas donde se pueden observar niveles muy altos de riqueza de especies y comprender la distribución de organismos en los ambientes similares de las “islas” montañosas, situadas a miles de kilómetros de distancia unas de otras (Chaverri, 1998; Salinas, 2014). Además, ofrecen diferentes hábitats en un área geográfica relativamente pequeña que proporciona pendiente, picos y acantilados, todos con diferentes temperaturas, horas de radiación solar, precipitaciones pluviales y tipos de vegetación (Espinosa et al; 2008; Kaplan, 2009; López, 2011).

Para evaluar los efectos de la perturbación se puede tomar en cuenta muchas especies indicadoras, algunas de las cuales por su tamaño y actividad resultan poco prácticas como los vertebrados (Isasi, 2011). Los estudios basados en presencia y ausencia de una especie pueden ofrecer una idea de las asociaciones de un hábitat, permitiendo evaluar la distribución de las especies a través del paisaje (Pearce et al., 2004). Una alternativa es estudiar la macrofauna edáfica, la cual agrupa invertebrados mayores de 2 mm de diámetro (Cabrera 2012). Muchos organismos de la macrofauna son importantes en la transformación y dinámica de las propiedades del suelo, entre ellos destacan las arañas. Éstas son un grupo ecológicamente importante debido a que son casi en su totalidad depredadores (Eggs y Sanders, 2013), dentro de la macrofauna edáfica, se sitúan en la parte más alta de la cadena alimenticia de los invertebrados (Uma y Weiss 2012), influyen en la densidad y actividad de la fauna de detritívoros y fungívoros y afectan de manera

indirecta los procesos de descomposición (Avalos et al., 2007; Willett 2001). Las arañas son un componente importante de cualquier ecosistema donde habiten (Deza y Andía, 2009).

La arquitectura de la vegetación juega un papel importante en la composición de especies encontradas dentro de un hábitat, por lo que una vegetación estructuralmente compleja puede contener una abundancia y diversidad mayor de arañas (Avalos et al., 2007). Se conoce poco sobre la importancia de los roles de las arañas como depredadoras y la composición de las especies, diversidad y abundancia que habitan en bosques templados y grandes masas forestales (Pearce et al., 2004). A pesar de ser consideradas uno de los grupos entomófagos más abundantes en la naturaleza algunos autores mencionan que el conocimiento de ellas es aún incipiente (Salazar y Solís, 2015; Ruiz y Coronado, 2002; Avalos et al., 2007; Rodríguez, 2015). Avalos (2007) y Divya (2012) indican que si bien el conocimiento taxonómico y sistemático de algunas familias de arañas es amplio, las investigaciones referidas a aspectos ecológicos de comunidades de arañas asociadas a áreas naturales o alteradas son escasas.

Las actividades antropogénicas han causado severos cambios en la composición y la diversidad de la mayoría de los ecosistemas conocidos, llevando a la modificación de las poblaciones, la distribución de especies, la estructura y el funcionamiento de las comunidades. Debido a que la diversidad y densidad de arañas responden a cambios en los ecosistemas producidos por el ser humano han sido consideradas como buenos indicadores ecológicos de la calidad del hábitat (Pinkus et al., 2006; Carignan et al., 2002; Simó et al., 2011; Avalos, 2007; Willett, 2001).

Entre los rasgos que justifican el uso de las arañas como indicadores de la calidad del hábitat se pueden señalar: la ventaja de su diversificación ecológica, la presencia continua a lo largo del año, y la posibilidad de que sean manipulados e identificados, así como su corto periodo entre generaciones (Pinkus et al., 2006; Willett 2001).

Este estudio tiene como objetivo identificar y establecer como varían las comunidades de arañas en función de la perturbación antropogénica, mediante el establecimiento de un gradiente de perturbación, calculado a partir de un índice cuantitativo. Se espera encontrar una menor diversidad en los sitios más perturbados.

Materiales y métodos

Área de estudio. El estudio se realizó en el cerro “El Potosí”, en el municipio de Galeana, Nuevo León y sierra “Peña Nevada” que abarca los municipios de Zaragoza, Nuevo León y Miquihuana, Tamaulipas en el noreste de México (Figura 1). Son dos promontorios que forman parte de la Gran Sierra Plegada dentro de la provincia Sierra Madre Oriental, se encuentran separadas por 140 kilómetros de distancia, estas áreas se caracterizan por poseer ecosistemas de tipo templado que las hace alcanzar el mayor intervalo altitudinal (Cantú et al., 2013) y superan los 3,500 metros sobre el nivel del mar además y tienen gran diversidad biológica (Salinas, 2015). Factores el gradiente altitudinal, la variedad de suelos, climas y formas propician que en ésta área confluyan ecosistemas de bosques templados y vegetación alpina (Salinas, 2015).

La sierra de Peña Nevada forma parte de la región terrestre prioritaria (RTP) N° 86, “San Antonio-Peña Nevada” (Arriaga et al., 2000). La sierra Peña Nevada y la mesa de San Antonio se encuentran dentro de la Sierra Madre Oriental. Ésta sierra alcanza una altura de 3,500 msnm, y tiene una superficie de 60,500 hectáreas. Las coordenadas extremas son Latitud N: 23° 33' 18'' a 23° 52' 28'', Longitud O: 99° 38' 55'' a 99° 56' 45''. En esta área existe gran diversidad de vegetación debido a las variaciones climáticas que prevalecen en el área (Moreno, 2014), el bosque de encino, se encuentra sobre sierras, bajadas, y valles entre los 380 y 2,300 msnm, está formado por especies del género *Quercus*, y elementos acompañantes como *Brahea*, *Rhus* y *Arctostaphylos*. El matorral desértico rosetófilo, se encuentra en la parte central y norte de la subprovincia, presenta elementos arrosetados como agaves, *Dasylyrion* y *Hechtia*. El bosque de pino se localiza en manchones dispersos, y presenta especies del género *Pinus* (Bustamante, 2009).

El cerro El Potosí es un área natural protegida estatal, declarada en el año 2000, por el gobierno del estado de Nuevo León. Posee una superficie de 989.38 hectáreas, se localiza a 15 kilómetros al oeste de Galeana, Nuevo León, entre los 24°50'35'' y 24°53'16'' de Latitud Norte y los 100°13'9'' y 100°15'12'' de Longitud O. Tiene una altura máxima de 3700 msnm. Éste cerro su ubica en el extremo occidental de la Sierra Madre y colinda hacia el sur y el oeste con la Altiplanicie Mexicana. Su topografía es de lomeríos bajos, haciéndose escarpadas las pendientes en el extremo noreste y oriental (García y González,

1991). El sustrato está constituido principalmente por roca caliza. El clima de la zona es de tipo E(T)H(e), frío y extremo (Márquez, 2002). La vegetación incluye la pradera alpina, que pertenece a regiones de climas fríos, con elementos de flora que son endémicos a la cima del cerro (García y González, 1991; García et al., 1999). También presenta matorral de coníferas con pinos enanos *Pinus culminicola* y bosque de coníferas con oyamel *Abies vejari*, pino *Pinus pseudostrobus*, *Pinus ayacahuite*, *Pinus hartwegii*, *Pseudotsuga flabasulti*, *Pseudotsuga macrolepis* y enebro *Juniperus monticola* (Márquez, 2002), *Pinus strobiformis*, *Pinus flexilis*, *Pinus hartwegii*, *Pseudotsuga menziesi* y *Juniperus zanoni* (Estrada, 2014).

Colecta de invertebrados

La colecta de arañas se llevó a cabo entre el año 2013 y 2015. Los sitios de muestreo fueron seleccionados atendiendo una distribución altitudinal, se seleccionaron diez cotas altitudinales, iniciando en 2,100 metros de altitud, hasta 3,450 m (Tabla 2), en cada cota se realizaron dos muestreos dirigidos. Posteriormente fueron registrados geográficamente mediante GPS.

En cada sitio de muestreo se estableció un transecto de 100 m de longitud, en el cual se situaron cinco puntos, marcados con banderas enterradas en el suelo, alternándose a ambos lados de la línea del transecto (en forma de zigzag) y separados de esta por una distancia de 1.0 m, para la colecta de arañas.

El método de colecta fue el de colecta directa, las arañas se localizaron de forma visual y se colectaron directamente del suelo sobre y bajo la hojarasca. La técnica se estandarizó estableciendo un horario de 9 am a 3 pm y un esfuerzo de muestreo de 75 minutos en el área correspondiente a cada sitio, es decir 15 minutos por m². Los ejemplares fueron colectados con ayuda de pinzas entomológicas o con un pincel humedecido con alcohol, se depositaron en un frasco pet, debidamente rotulado y fueron conservadas y fijadas en alcohol al 70% (v/v) hasta su traslado al laboratorio.

Proceso de identificación

La identificación se determinó a nivel de especie cuando fue posible y si no se determinaron como morfoespecies. Para la identificación de las arañas se utilizaron las

claves taxonómicas (Ubick et al., 2005; Levi, 1991) y ayuda de especialistas. El material colectado fue depositado en la colección de invertebrados del laboratorio de ecología del Instituto Tecnológico de Cd. Victoria, Tamaulipas.

Caracterización de la vegetación

Se realizaron 45 muestreos en un intervalo de altitud, iniciando en 2,100 metros de altitud, hasta 3,450 m. dentro de las mismas áreas donde fueron colectadas las arañas, posteriormente fueron registrados geográficamente mediante GPS.

En los sitios de muestreo se establecieron cuadrantes de 10 x 10 (100m²) para medir árboles y arbustos mayores a 3 metros, 5 x 5 (25m²) para arbustivas y 1 x 1 (1m²) para herbáceas. También se realizó un censo de todos los árboles, arbustos y herbáceas.

La caracterización de la vegetación se realizó a partir de las propuestas de Miranda y Hernández (1963), González-Medrano (2003), Treviño y Valiente (2005) y Rzedowski (2006). Tabla 8.

Para la identificación de la vegetación se utilizaron múltiples claves botánicas y literatura de la flora de la zona (González-Medrano, 2003; Rzedowski, 2006; García et al, 2014; Moreno-Talamantes, (2012); Treviño y Valiente, 2005; Salinas, 2015; Estrada et al., 2014), bases de datos de los herbarios (FCF, Tamux). Las colectas botánicas de todas las especies fueron depositadas en el herbario del Museo de Historia Natural de Tamaulipas.

Índice de perturbación

La selección de los sitios se realizó de la misma manera que la colecta de arañas, atendiendo un gradiente altitudinal y de manera aleatoria, dentro de cada sitio ubicó un cuadrante de 50 m² dónde se cuantificaron las fuentes de perturbación, según se indica en el método propuesto por Martorell y Peters (2005), lo cual permitió obtener un índice de perturbación que se basa en el análisis de 13 parámetros los cuales están comprendidos en 3 categorías, 1- actividades humanas, 2- cría de ganado y 3- estado de degradación del suelo. A partir de estas fuentes de perturbación se establecieron parámetros específicos ejemplificados en la tabla 1. Una vez que se estimó el índice de perturbación en cada zona muestreada se establecieron tres categorías de perturbación: Perturbación Alta: (índice de

perturbación entre 1.4 -1.8), Media (1 - 1.4) y baja (0.6 - 1). De tal manera que se definieron los 45 sitios según su índice de perturbación.

Análisis de datos

Para determinar el grado de perturbación en los sitios de muestreo se utilizó el método de Martorell y Peters (2005) el cual está basado en la combinación de las principales fuentes de perturbación: 1-Actividades humanas, 1- Cría de animales y 3- Estado de degradación del suelo. A partir de estas variables se construyó una matriz donde cada uno de los sitios obtuvo un diferente índice de perturbación para cada uno de los sitios. Después de la designación de los índices de cada variable, los valores obtenidos fueron combinados en un solo índice a través de un análisis de componentes principales usando el programa SPSS V 22.

Se calculó la diversidad de las arañas encontradas mediante el índice de diversidad de Shannon. Para determinar la existencia de diferencias en la diversidad de arañas en relación al gradiente de perturbación, se usó un análisis de varianzas de un factor mediante el programa SPSS Statistics V 22.

Se aplicó un análisis de Kruskal-Wallis, usando el índice de perturbación como variable dependiente, y el promedio de las alturas del cerro como variable independiente (2000-2400 baja, 2500-2900 media y 3000-3500 alta) para comparar el índice con la altitud y analizar diferencias en la diversidad de especies y la condición de sitio, es decir si la perturbación influye en la diversidad de las especies en casa sitio.

Para analizar la diversidad de las arañas con respecto a los factores ambientales y las principales fuentes de perturbación, se realizó un análisis de correspondencia canónica utilizando las variables que conforman los componentes principales (Tabla 1) utilizando el programa CANOCO 4.5.

La elevación y las variables evaluadas, tanto para el muestreo total como para las muestras de cada cota se establecieron por medio de anova de un factor y se presentaron en un gráfico de dispersión con una línea de tendencia.

Resultados

Abundancia de arañas

Un total de 71 especies, 42 géneros y 23 familias (ver apéndice 2) fueron registradas, de las cuales las familias con mayor abundancia fueron Lycosidae (56%), Agelenidae (10%) y Anyphaenidae (9%) (Figura 2). El número de familias encontradas en las áreas de estudio corresponde al 66% de las conocidas para éstas áreas de acuerdo a Ruiz y Coronado (2002) quienes reportan 35 familias y 135 especies para los estados de Nuevo León y Tamaulipas. En este estudio se encontró una alta riqueza de especies, tomando en cuenta que el tamaño del área muestreada es menor al 1% de la superficie total de éstos dos estados.

La perturbación sobre la dinámica de las arañas:

Índice de perturbación

Se definió un índice de perturbación para cada sitio dónde el valor mínimo fue de 0.69 y el máximo fue de 1.71. De acuerdo con estos valores, se eligieron 3 categorías para establecer el gradiente de perturbación: índice de perturbación baja (0.6 - 1.0), media (1.0 - 1.4) y alta (1.4 - 1.8).

Mediante el análisis de componentes se extrajeron tres componentes que explican el 62.40% de la varianza total de la correlación de todas las fuentes de perturbación utilizadas para crear el índice de perturbación. Se eligieron las primeras variables con más peso para cada componente. El componente 1 explica el 32.67% del total de las variables, y se refiere a presencia y frecuencia de heces de bovinos y equinos, número de plantas en el cuadrante con partes o ramificaciones extraídas para combustible, número de sendas en el cuadrante utilizadas por personas, superficie de los senderos dentro del cuadrante (superficie de la intersección) y porcentaje del área del cuadrante utilizada para algún tipo de actividad (forrajeo, aprovechamiento, agricultura, etc.). El componente 2 explicó el 10.712% de las variables. Correlaciona todas aquellas variables negativas con gran peso y se constituye

de manera negativa con la cercanía a núcleos de actividades humanas (número de actividades que se encuentran hasta 200 m), evidencia de indicios de fuego (presencia o ausencia) 1 ó 0, porcentaje de erosión del suelo (ocurrencia) y presencia de islas de suelo expuestos (presencia o ausencia) 1 ó 0; es decir todas aquellos factores que de alguna manera provocan perturbación en el área. El componente 3 explicó el 9.65% del total de las variables, se asocia a la proximidad de los asentamientos humanos en kilómetros, y es independiente del resto.

Efecto de la perturbación sobre el ensamblaje de arañas

El análisis de correspondencia canónica entre grupos de arañas, mostró un impacto de la perturbación en los ensambles de arañas presentes en las áreas muestreadas bajo algún grado de perturbación.

Se consideraron como variables dependientes el porcentaje de hojarasca (Hojarasc), altitud (Elevacion) el tamaño de la intersección entre las veredas y sendas dentro del cuadrante (Tamasen), el número de plantas ramoneadas (Ramoneo), el número de senderos (Senderos), el número de heces de bovinos y equinos presentes en el área (HecesVac), el número de árboles cortados extraídos para leña (Leña), sitios con índice de perturbación bajo 0.6-1.2 (NoPerturb), sitios con índice de perturbación alto 1.2-1.8 (Perturba).

Los resultados del análisis mostraron que el factor más importante respecto del eje 1 corresponde a la variable Hojarasca, en el eje 2 las variables independientes más importantes corresponden a Perturbación y No perturbación (Figura 3).

Al parecer el efecto de la hojarasca resulta determinante en la distribución y ensamblaje de las arañas, casi la mitad de las arañas se asocian con la presencia de este factor. *Hogna sp.*, *Orthonops sp.*, *Melpomene sp.*, y *Rabidosa sp.* se encuentran más asociadas a esta variable en bosques de pino principalmente. Al respecto Jiménez (2010) menciona que estos géneros tienden a compartir los microhábitats sin competir por el espacio. A diferencia de *Pardosa sp.* la cual es cazadora por excelencia y por tanto no se le observa en los mismos sitios.

Por otro lado *Novalena* sp., *Neoscoma* sp. y algunos géneros de la familia Coriniidae se observan con desplazamiento en dirección opuesta a la del vector de la hojarasca, ya que éstas especies se distribuyen en áreas de matorral desértico desprovisto de hojarasca y con un nivel bajo de perturbación.

Kukulkania hibernalis y *Castianeira* sp., son organismos que se distribuyen también en áreas desprovistas de hojarasca y en áreas menos perturbadas. La primera se encuentra principalmente bajo rocas y troncos.

Respecto al eje 2 se define la perturbación como factor determinante en el ensamble de arañas. *Leucauge* sp., *Mexicanus* sp. y *Strotarchus* sp. son con mayor jerarquía los géneros que indican sitios con alto grado de perturbación, nunca se encontraron en sitios no perturbados. Cabe mencionar que esta variable también se relaciona con las variables ramoneo y tamaño de sendas, y en conjunto incluyen algunas arañas de las familias Salticidae, Dipluridae, Linyphiidae y Gnaphosidae.

Dentro de la variable No perturbación se observan bien definida la relación con *Mexigonus* sp., *Agineta* sp., *Nephila clavipes* y algunas especies de las familias Agelenidae y Lycosidae. Las cuales a su vez tienen también una estrecha relación con la variable senderos, muy probablemente debido a que los senderos estuvieron presentes en prácticamente todas las áreas, los cuales fueron utilizados para llegar a los puntos.

Piabuna sp. y algunas especies de la familia Ghaphosidae junto con la hojarasca la elevación se asocia directamente con la presencia de estas arañas, por estar en el centro de ambas. Debido a que estas arañas necesitan de la hojarasca pero también se encuentran en función de la elevación.

Chrysometa sp. y *Psilochorus* sp., se encuentran asociadas claramente con la elevación y áreas donde existe extracción de leña, se encuentran únicamente en bosques de pino y atendiendo un gradiente de altitud.

Por último *Pardosa* sp. resulta ser muy generalista al encontrarse en el centro de los vectores de perturbación y hojarasca, este género se localizó principalmente en áreas boscosas, se le atribuye la particularidad de ser pionera al establecerse en casi todos los

tipos de ecosistemas templados desplazando a otras arañas (Avalos et al., 2007) (Figura 3).

El resultado de la comparación de las medias de los tres grupos independientes (nivel altitudinal bajo, medio y alto) con el índice de perturbación mostró que no existen diferencias en el grado de perturbación respecto a la altitud $P=0.38$ (Figura 4).

En la sierra de Peña Nevada no se encontraron diferencias ($P=0.64$) en la distribución de la diversidad de las especies respecto a la perturbación. Probablemente la influencia de ésta sea específica para algunas especies, ya que existen áreas muy perturbadas donde la diversidad es alta y lo mismo sucede con algunas áreas más conservadas (Figura 5A). En cambio en el cerro El Potosí se encontraron algunas diferencias ($P=0.011$) en la diversidad respecto a la condición del sitio, es decir los sitios más perturbados fueron significativamente más diversos (Figura 5B).

La frecuencia de especies con relación al gradiente altitudinal es muy marcada, el resultado del análisis de varianzas muestra que tanto para Peña Nevada como para el cerro El Potosí ($P=0.003$ y $P=0.004$, respectivamente), existe un muy marcado patrón que indica que existe una mayor concentración de individuos en áreas intermedias (entre 2,500 y 3,000) de las montañas (Figuras 5C y 5D). Por tanto, el ensamblaje de arañas se ve más afectado por la altitud que por la perturbación. Esto probablemente se debe a que la perturbación puede ocurrir en cualquier altura, sin embargo existen áreas que por sus características topográficas y su difícil acceso se encuentran en condiciones menos perturbadas. Por otra parte, la cima del cerro El Potosí es un área aparentemente muy perturbada ya que existe un asentamiento humano y evidencia de minería, sin embargo en este estudio no se tomó en cuenta.

Aunque el gráfico de dispersión entre la diversidad de arañas y la altitud muestre una línea de tendencia que muestra menor diversidad a mayor elevación no se puede detectar una relación ya que el resultado del coeficiente de correlación de Spearman fue de 0.18, muy baja correlación, con un valor $P=0.23$ (Figura 6). Por otro lado se observa que los sitios de muestreo estuvieron asociados mostrando una relación entre el índice de perturbación y la diversidad evidenciando que sitios más perturbados son más diversos ($Rho=0.98$ y $P=0.002$) (Figura 7).

Efecto de la vegetación sobre el ensamblaje de arañas

Se registraron un total de 1056 individuos dentro pertenecientes a 136 taxa, 88 géneros y 44 familias. Se realizaron índices de similitud entre áreas y se derivó un listado florístico para las zonas. Las familias más abundantes fueron Asteraceae (25%), Fagaceae (15%) y Pinaceae (11%).

Se realizaron 45 colectas de muestreo abarcando todos los tipos de vegetación existentes respecto al gradiente altitudinal en la sierra de San Antonio-Peña Nevada y cerro El Potosí, se identificaron las siguientes comunidades

Bosque de pino

Bosque de pino encino

Bosque de encino

Bosque de coníferas

Chaparral

Matorral desértico rosetófilo

En el eje 1 se observa que la variable elevación explica casi por si sola la gráfica, la magnitud de esa variable refleja la alta correlación que existe entre la altura y la vegetación principalmente. Por ejemplo *Abies vejari*, *Lupinus* sp y *Geranium crenatifolium* son especies que se localizan únicamente en zonas de mayor altitud junto con *Chrysometa* que es una araña que se ubicó solo en los bosques de coníferas. Caso contrario el de *Dyssodia pinnata* que es una hierba que se localiza en áreas más desérticas y en partes bajas, Agelenidae es una familia que se encuentra en esas zonas principalmente bosques de pino piñonero con elementos de chaparral (figura 8).

Se observa muy marcado otro grupo en los sitios 20, 40 y 12, en los cuales encontramos asociación entre las arañas *Kukulkania hibernalis*, *Duguetia* sp, *Novalena* y *Neoscoma* y *Larrea tridentata* esta última es un arbusto perteneciente áreas con alto porcentaje de suelo desnudo, desérticas en matorral desértico rosetófilo.

Respecto al vector Leña, se ubican especies como *Hedeoma palmeri*, *Rhus pachyrachis*, *Chrysactinia* y *Cercocarpus*, que son especies de zonas de chaparral y bosques de encino donde se localizaron especies de arañas como *Psilochorus*, *Hasarius*, *Castianeira* y *Orodassus* que son especies que principalmente forman nidos y se refugian bajo troncos, piedras y pequeñas hierbas.

Pardosa sp. se ubica en el centro de los vectores, este género se localizó principalmente en bosques de pino, se le atribuye la particularidad de ser pionera al establecerse en casi todos los tipos de ecosistemas templados (Avalos et al., 2007).

Discusión

En este trabajo, la diversidad de arañas en las dos montañas más altas para el noreste de México mostró un ensamble similar.

Los factores ambientales reflejaron patrones opuestos a lo esperado, ya que a mayor altitud se esperaría un aumento en la diversidad de arañas por tratarse de espacios en mejores condiciones por estar más alejados de las actividades antropogénicas. Sin embargo los sitios mejores conservados se ubicaron en cañadas donde la humedad y temperatura crean mejores condiciones y la inaccesibilidad podría funcionar como barrera.

En este estudio las fuentes de perturbación fueron determinantes para establecer la dinámica y respuesta de las arañas respecto a la perturbación. Los factores ambientales en el análisis de correspondencia canónica explicaron en un 54.5% la variación en la presencia de los individuos en determinados sitios. La variable que mejor explicó la dinámica de éstas fue la hojarasca, enseguida el grado de perturbación alto y bajo. Al respecto Lucio (2012) señala que muchas especies principalmente de la familia Gnaphosidae se distribuyen sobre y bajo la hojarasca.

Muy seguramente la diversidad de arañas y la hojarasca está vinculada con la cobertura vegetal ya que ésta relación refleja mayor cantidad y diversidad de nichos disponibles en hábitats más complejos y con menor frecuencia de disturbios (Avalos et al. 2007). Éste mismo autor menciona que la distribución de las arañas sobre la hojarasca refleja la

dependencia a una permanente cobertura en el suelo la cual provee refugio y disponibilidad de presas, aireación y la regulación de la temperatura ambiente, haciendo a estas áreas más propicias para el desarrollo de las arañas.

Se ha probado en algunos estudios como el de Arana et al., (2014), Avalos et al., (2007) y Nyffeler y Benz (1988), que los ecosistemas perturbados pueden dar lugar a una mayor productividad por sus características y propician una alta abundancia de arañas. Esto coincide con lo observado en este trabajo, en dónde algunos grupos de arañas fueron más frecuentes en áreas perturbadas. *Pardosa* sp. se localizó en todo el gradiente altitudinal y de perturbación quizá como resultado de su dinámica para poder colonizar prácticamente todas las áreas. Tal como lo sugieren Arana et al., (2014), Nyffeler y Benz (1988), Major (2006) y Avalos et al., (2009), la familia Lycosidae y el género *Pardosa* sp. en particular se encuentra entre las depredadoras más comunes en ecosistemas modificados o con algún grado de perturbación por ser un grupo generalista en uso de recursos. Lo cual le permite una mayor tolerancia a condiciones desfavorables para otras (Major et al. 2006 y Cabrera 2012). Avalos et al., (2007) exponen que Lycosidae y Linyphiidae no superan juntas el 45 % de los individuos en áreas protegidas, alcanzando hasta el 85 % en áreas deterioradas. Por lo anterior se considera a *Pardosa* sp. como grupo indicador de áreas perturbadas, coincidiendo con el trabajo de Urones y Majadas (2002), el cual menciona que este grupo es reconocido como pionero en bosques incendiados y durante las primeras etapas de sucesión dónde convive con otras especies. Sin embargo para el cerro El Potosí este grupo también fue encontrado en áreas con índice de perturbación bajo en donde habitan de forma independiente y dominante, quizá desplazando a otras especies.

La composición de arañas tiende a cambiar su dinámica con variaciones en la vegetación que les provee de hábitats específicos o una disponibilidad de presas determinadas, por lo cual ciertos grupos de arañas prefieren hábitats en áreas particulares asociadas a distintos factores (Arana et al., 2014). Las familias que fueron menos abundantes en sitios perturbados son Linyphiidae, Therididae, Tetragnathidae y Agenelidae, y los géneros *Leucauge* sp., *Mexicanus* sp. y *Strotarchus* sp. que representaron con mayor jerarquía los sitios con alto grado de perturbación coincidiendo con las investigaciones desarrolladas por Urones y Majadas (2002).

Chrysometa sp. se localizó en áreas mejor conservadas en bosques de pino y áreas más altas, quizá debido a que no es una especie ágil como *Pardosa* sp. y le es más difícil cazar en áreas abiertas.

Fue notable observar que de todos los individuos no identificados hasta nivel especie en el presente trabajo sean especies raras o con muy baja diversidad y esto pudiera ser producto de que la cantidad de muestreos fue insuficiente, pero también a que muy posiblemente se trate de especies no registradas para la región.

Por otro lado, las fuentes de perturbación que se tomaron en cuenta para este estudio explicaron el 62.40% la variación en el análisis de componentes principales para la abundancia de las comunidades de arañas, por lo que las variables consideradas de perturbación son importantes en la dinámica de los grupos de arañas en el área.

De las fuentes de perturbación seleccionadas la variable con más peso se trata de la presencia de ganadería en el área y esto trae consigo una serie de implicaciones como compactación del suelo, baja disponibilidad de herbáceas para alimento y poca cobertura.

A pesar de que no se detectaron diferencias respecto al grado de perturbación con la altitud, la diversidad de las arañas tiende a ser mayor en alturas medias del cerro (alrededor de 2600m), esto quizá se debe a áreas de difícil acceso que podrían funcionar como barreras protectoras de los principales disturbios antrópicos directos.

AGRADECIMIENTOS. C. González apoyó en la elaboración de mapas y observaciones al manuscrito. H. Cortés apoyó en el trabajo de campo. J. F. Gómez y C. Salazar colaboraron en la identificación taxonómica y al Instituto Tecnológico de Cd. Victoria donde fueron depositados los ejemplares. M. Salinas Rodríguez y L. García Morales colaboraron con la identificación de ejemplares botánicos.

Apéndice de figuras y tablas

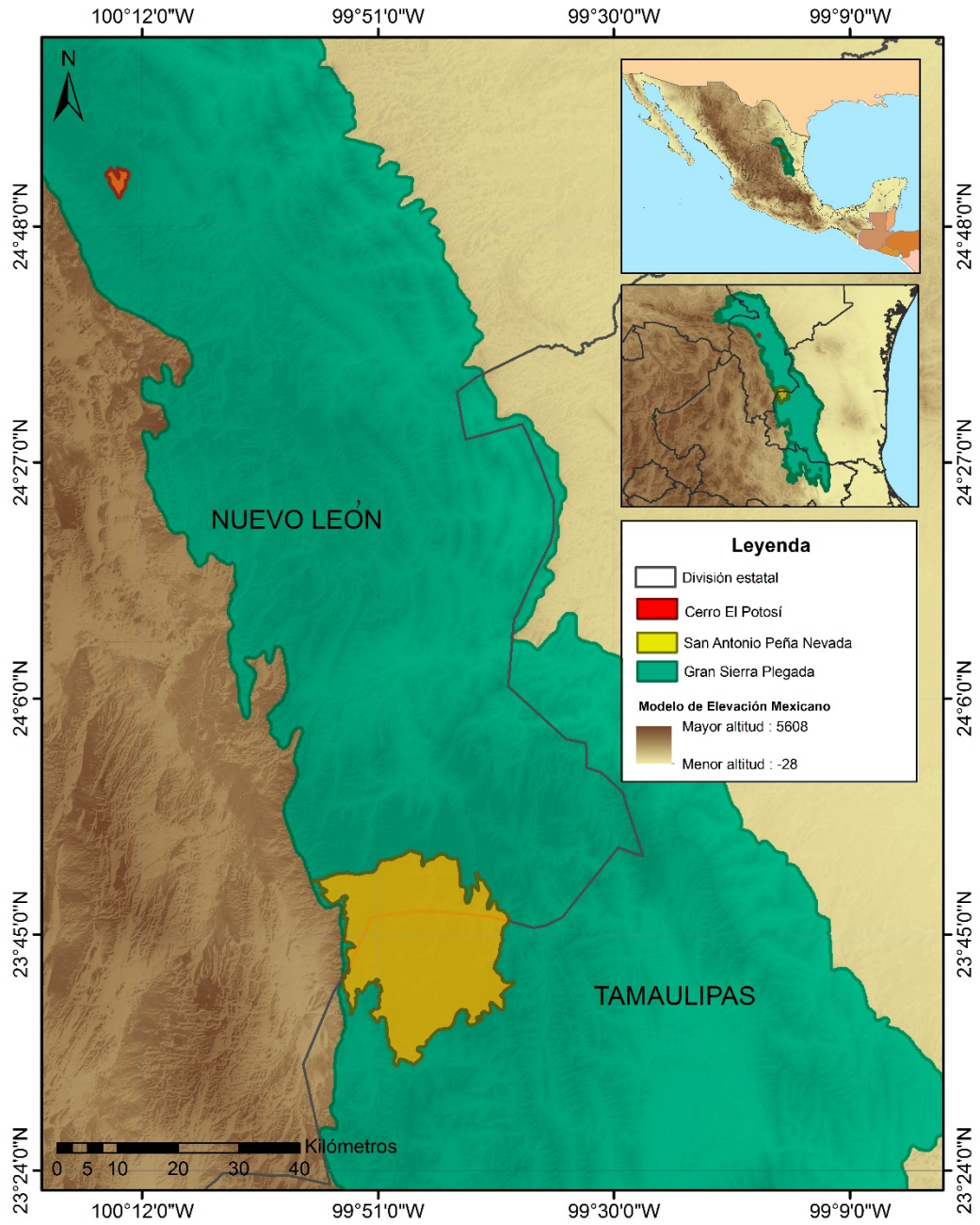


Figura 1. Localización del área de estudio dentro de la Sierra Madre Oriental

Tabla 1. Descripción de los parámetros evaluados para cada fuente de perturbación. Adaptado del índice de Martorell y Peters (2005).

Categorías	Fuentes de perturbación	Variable
Cría de ganado	Presencia de heces de caprinos (frecuencia)	FC
	Presencia de heces de bovinos y quinos (frecuencia)	FV
Actividades humanas	Número de plantas en el cuadrante utilizadas como alimento para ganadería (número de plantas ramoneadas)	RA
	Densidad de sendas de animales por m2 en el cuadrante	CG
	Número de plantas en el cuadrante con partes o ramificaciones extraídas para combustible	EX
	Número de sendas en el cuadrante utilizadas por personas	NC
	Superficie de los senderos dentro del cuadrante (superficie de la intersección)	SS
	Proximidad a los asentamientos humanos en kilómetros	PA
	Porcentaje del área del cuadrante utilizada para algún tipo de actividad (forrajeo, aprovechamiento, agricultura, etc.)	UT
	Cercanía a núcleos con actividades humanas (número de actividades que se encuentran hasta 200 m=)	CN
Degradación del suelo	Evidencia de indicios de fuego (presencia o ausencia) 1 o 0	EI
	Porcentaje de erosión del suelo (ocurrencia)	PE
	Presencia de islas de suelo expuestos (presencia o ausencia) 1 o 0	PI

Tabla 2. Cotas seleccionadas siguiendo un gradiente altitudinal.

Categoría	Cota (msnm)
1	2,100
2	2,250
3	2,400
4	2,550
5	2,700
6	2,850
7	3,000
8	3,150
9	3,300
10	3,450

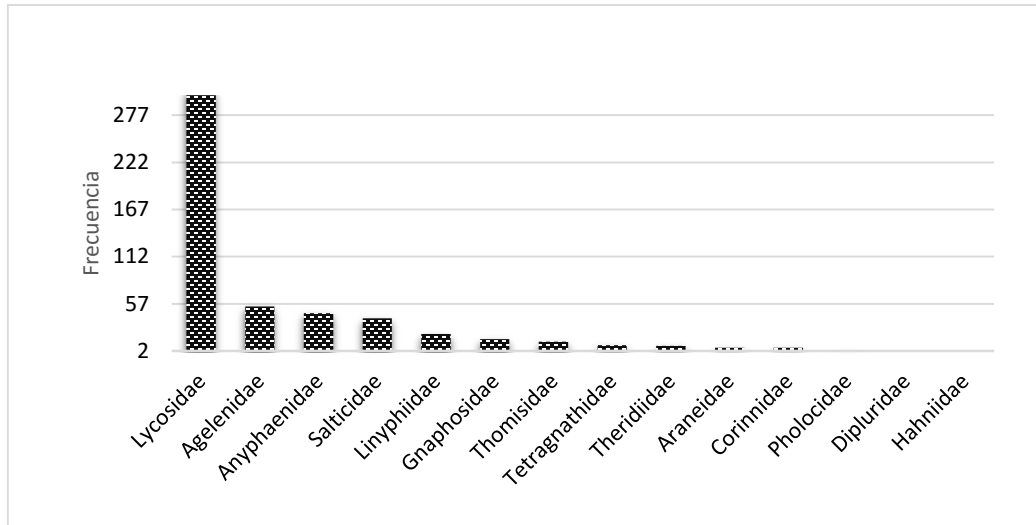


Figura 2. Familias de arañas con mayor abundancia

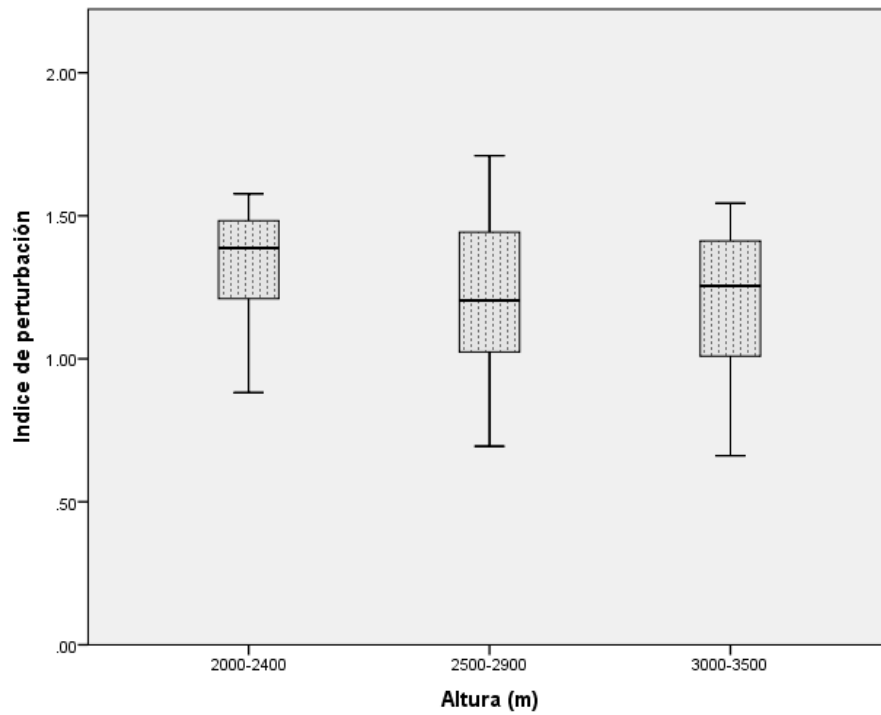


Figura 4. Grado de perturbación, con relación a la altitud, $P=0.38$. Las barras verticales indican el error estándar.

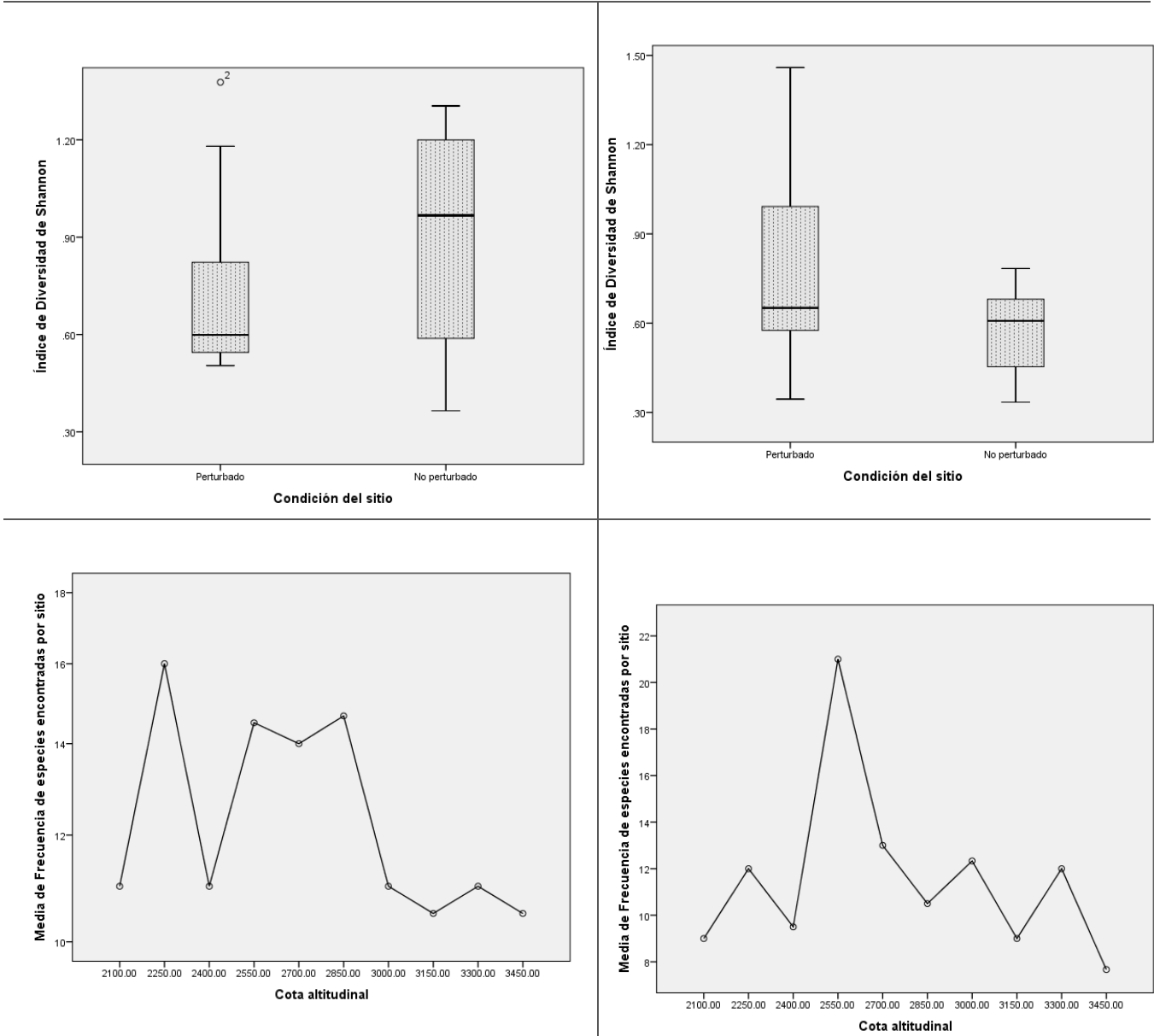


Figura 5. Diversidad, altitud y frecuencia de especies en Peña Nevada y El Potosí

A. No se muestran diferencias entre la diversidad de especies y condición del sitio en Peña nevada $P=0.64$, B. Existen diferencias entre la condición del sitio y la diversidad, mayor diversidad en áreas perturbadas en el cerro El Potosí $P=.011$, C. En Peña Nevada existen diferencias muy marcadas en la distribución de los individuos, una alta concentración de individuos en áreas medias de la sierra $P=.003$, D. En el Cerro El Potosí se repite la misma situación anterior $P=.004$.

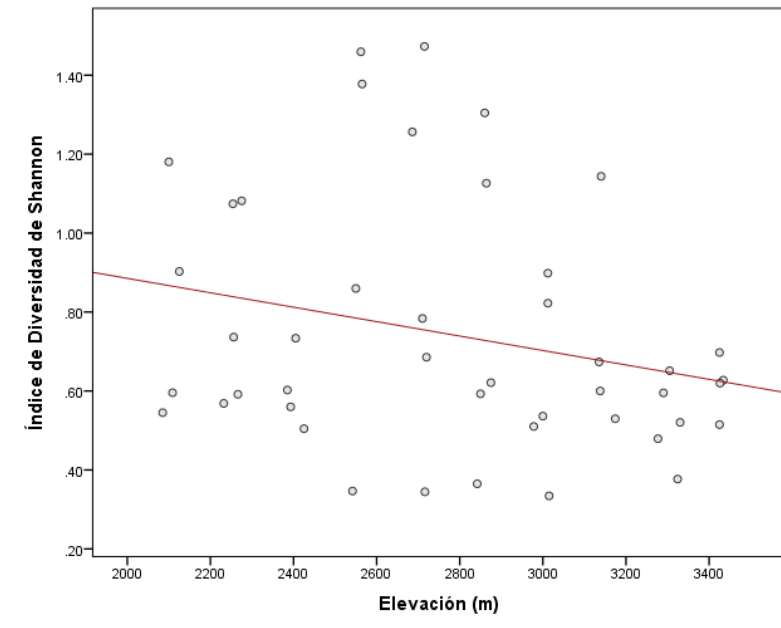


Figura 6. Gráfica de dispersión de la diversidad de las especies a lo largo de un gradiente de altitud. No existe correlación entre diversidad y elevación ($Rho=0.18$, $P=0.23$)

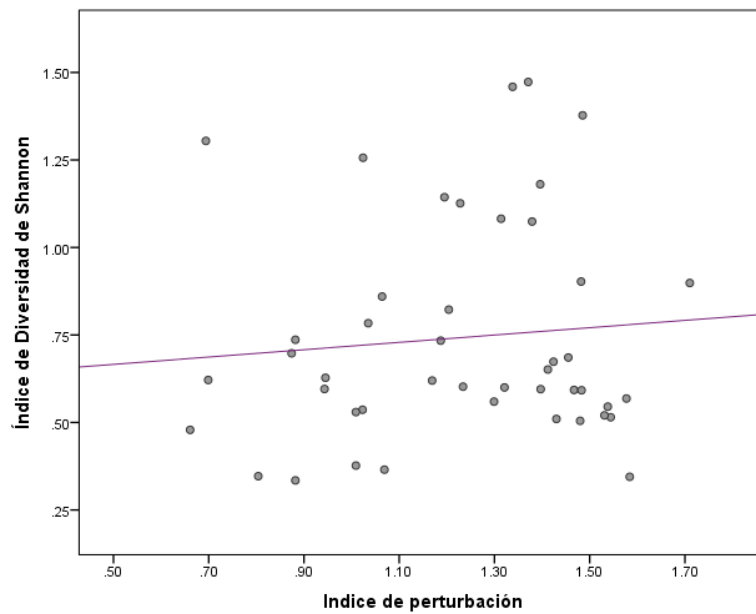


Figura 7. Asociación entre índice de diversidad de Shannon e índice de perturbación en donde se detecta una tendencia a mayor diversidad en sitios con mayor perturbación ($Rho=0.98$, $P=0.002$).

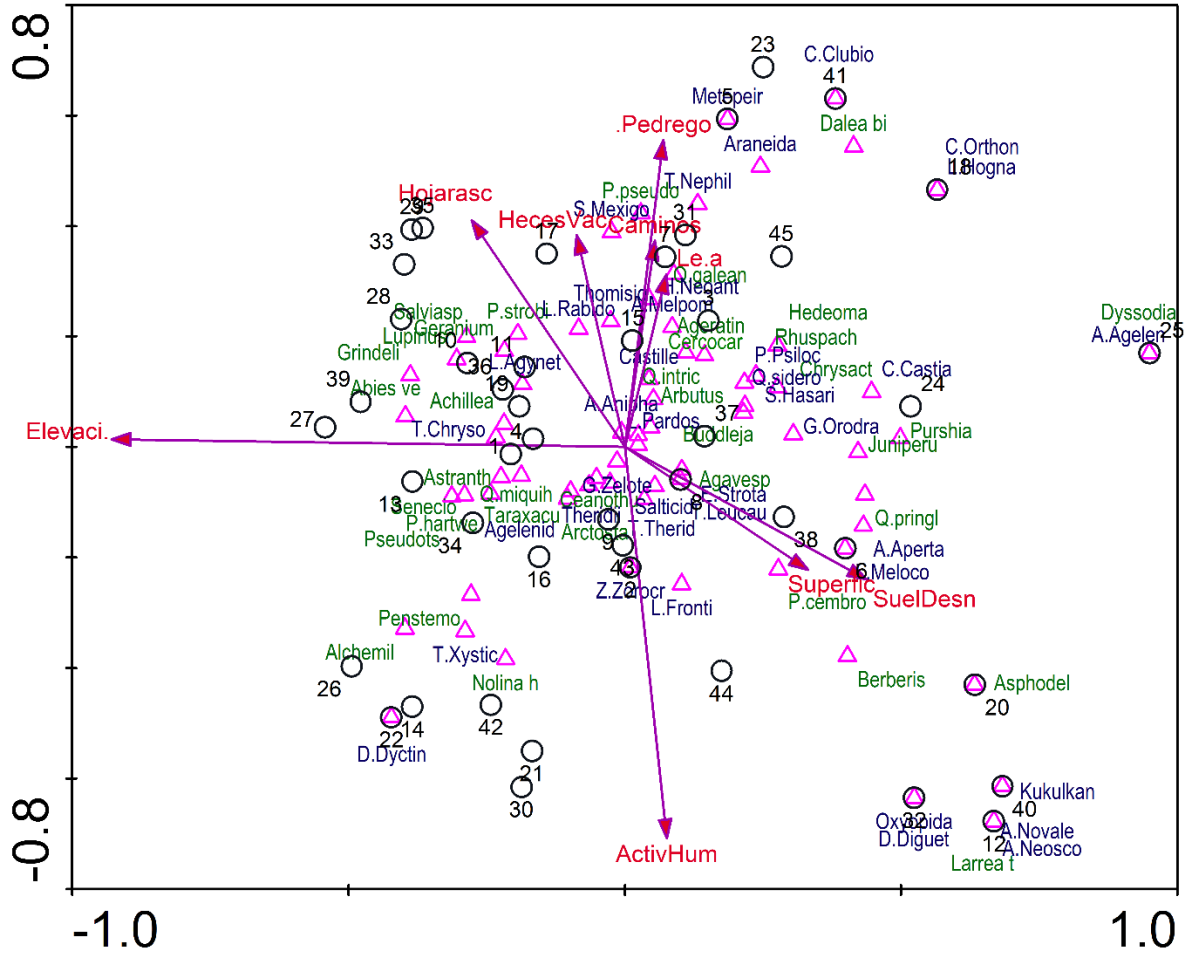


Figura 8. Gráfico del análisis canónico de correspondencia que indica la dinámica de los grupos de arañas y la vegetación con respecto a las variables ambientales. Eje 1 (50.6%), eje 2 (41.8%). (Hecesvac=Frecuencia de heces encontradas en el sitio, Leña=Frecuencia de plantas utilizadas para la extracción de combustible (madera, leña), Hojarasc=Nivel de hojarasca por sitio de muestreo, Elevación=Cota altitudinal, SuelDesn=Porcentaje de suelo desnudo encontrado en el área, Pedregos=Porcentaje de pedregosidad en el área.

Tabla 8. Clasificaciones correspondientes a las comunidades vegetales en Peña Nevada y El Potosí.

Miranda y Hernández (1963)	González-Medrano (2003)	Treviño y Valiente (2005)	Rzedowski (2006)	Este trabajo (2015)
Pinar	Bosque templado mediano de aciculifolios	Bosque de pino	Bosque de coníferas	Bosque de coníferas Bosque de pino
Encinar	Bosque templado mediano de durifolios	Bosque de encino	Bosque de <i>Quercus</i>	Bosque mixto (pino y encino) Bosque de encino
Matorral espinoso con espinas laterales y terminales: isotales, magueyales, lechuguillales, guapillajes.	Matorral bajo rosetófilo espinoso	Matorral rosetófilo	Matorral xerófilo	Chaparral Matorral xerófilo rosetófilo

Apéndice 1. Listado de arañas registradas en el cerro “El Potosí” y sierra “Peña Nevada” en Nuevo León y Tamaulipas.

AGELENIDAE	sp.
<i>Agelenopsis</i>	Morphoespecie 1
<i>amertoni</i>	Morphoespecie 2
<i>aperta</i>	
sp.	CAPONIIDAE
<i>Melpomene</i>	<i>Orthonops</i>
<i>coahuilana</i>	<i>lapanus</i>
sp.	
<i>Novalena</i>	CLUBIONIDAE
Sp.	<i>Clubiona</i>
Morphoespecie 1	sp.
Morphoespecie 2	
Morphoespecie 3	CORINNIDAE
Morphoespecie 4	<i>Castianeira</i>
Morphoespecie 5	sp.
Morphoespecie 6	Morphoespecie 1
Morphoespecie 7	
	DICTYNIDAE
ANYPHAENIDAE	<i>Dyctinia</i>
<i>Aniphaena</i>	sp.
sp.	
	DIGUETIDAE
ARANEIDAE	<i>Diguertia</i>
<i>Metepeira</i>	sp.
<i>minima</i>	
<i>Neoscoma</i>	DIPLURIDAE

Morphoespecie 1

EUTICHURINAE

Strotarchus

sp.

FILISTATIDAE

Kukulkania

Hibernalis

GNAPHOSIDAE

Zelotes

sp.

Orodrassus

Sp.

Morphoespecie 1

Morphoespecie 2

HAHNIIDAE

Neoantistea

sp.

LINYPHIIDAE

Agyneta

sp.

Frontinella

pyramitella

Morphoespecie 1

Morphoespecie 2

LYCOSIDAE

Hogna

sp.

Melocosa

sp.

Pardosa

sp.

Rabidosa

rabida

Morphoespecie 1

Morphoespecie 2

Morphoespecie 3

Morphoespecie 4

OXYOPIDAE

Morphoespecie 1

PHOLOCIDAE

Psilochorus

sp.

PHRUROLITHIDAE

Piabuna

sp.

SALTICIDAE

Habronattus

sp.

Hasarius

sp.

Mexicanus

sp.

Mexigonus

sp.

Morphoespecie 1

Morphoespecie 2

Morphoespecie 3

Morphoespecie 4

Morphoespecie 3

Morphoespecie 4

Morphoespecie 5

ZOROCRATIDAE

Zorocrates

unicolor

TETRAGNATHIDAE

Chrysometa

sp.

Leucauge

sp.

Nephila

Clavipes

THERIDIIDAE

Theridion

sp.

Morphoespecie 1

Morphoespecie 1

THOMISIDAE

Modysticus

sp.

Xysticus

sp.

Morphoespecie 1

Morphoespecie 2

Tabla 3. Cuadro de datos

Área	Sitio	Tipo de Vegetación	Fecha	Índice perturbación	Mes	Condición del sitio	msn m	Frecuencia de especies	Diversidad (Shannon)	Cota altitudinal	categoría de cota
Peña Nevada	1	Bosque pino	12/04/2013	1.467	abril	Perturbado	2850	12	0.592960	2850	6
Peña Nevada	2	Chaparral	09/06/2013	1.485	junio	Perturbado	2565	10	1.377600	2550	4
Peña Nevada	3	Bosque encino	19/06/2013	1.024	junio	No perturbado	2686	17	1.256450	2700	5
Peña Nevada	4	Bosque pino	20/08/2013	0.694	agosto	No perturbado	2860	20	1.304550	2850	6
Peña Nevada	5	Chaparral	25/10/2013	1.371	octubre	Perturbado	2715	11	1.472937	2700	5
El Potosí	6	Bosque pino	20/02/2014	1.314	febrero	Perturbado	3275	22	1.081902	3300	9
El Potosí	7	Bosque pino	22/02/2014	1.228	febrero	Perturbado	2864	9	1.126364	2850	6
El Potosí	8	Bosque encino	12/04/2014	1.338	abril	Perturbado	2562	27	1.459132	2550	4
El Potosí	9	Bosque pino encino	12/04/2014	1.710	abril	Perturbado	3012	6	0.898380	3000	7
Peña Nevada	10	Bosque coníferas	01/08/2014	1.195	agosto	No perturbado	3140	15	1.143733	3150	8
Peña Nevada	11	Bosque pino	31/07/2014	1.424	julio	Perturbado	3135	6	0.673770	3150	8
Peña Nevada	12	Matorral desértico rosetófilo	31/07/2014	1.379	julio	Perturbado	2254	14	1.074281	2250	2
El Potosí	13	Bosque coníferas	09/08/2014	0.882	agosto	No perturbado	3015	15	0.334368	3000	7
El Potosí	14	Bosque coníferas	10/08/2014	1.023	agosto	No perturbado	3000	16	0.536202	3000	7
El Potosí	15	Bosque encino	10/08/2014	1.035	agosto	No perturbado	2710	14	0.783792	2700	5
Peña Nevada	16	Bosque pino	29/11/2014	1.204	noviembre	Perturbado	3012	11	0.822511	3000	7
Peña Nevada	17	Bosque pino	29/11/2014	1.069	noviembre	No perturbado	2842	12	0.365126	2850	6
Peña Nevada	18	Bosque pino	30/11/2014	1.396	noviembre	Perturbado	2100	13	1.180472	2100	1
Peña Nevada	19	Bosque pino	30/11/2014	1.455	noviembre	Perturbado	2720	14	0.685739	2700	5
El Potosí	20	Bosque pino encino	24/02/2015	1.482	febrero	Perturbado	2125	10	0.902683	2100	1
El Potosí	21	Bosque pino	25/02/2015	1.544	febrero	Perturbado	3425	4	0.515020	3450	10
El Potosí	22	Bosque pino	25/02/2015	1.412	febrero	Perturbado	3305	7	0.651342	3300	9
El Potosí	23	Bosque encino	13/05/2015	1.187	mayo	No perturbado	2405	10	0.733773	2400	3

El Potosí	24	Bosque encino	13/05/2015	0.882	mayo	No perturbado	2256	10	0.736361	2250	2
El Potosí	25	Chaparral	13/05/2015	0.943	mayo	No perturbado	2109	8	0.595584	2100	1
Peña Nevada	26	Bosque pino	16/05/2015	1.397	mayo	Perturbado	3290	13	0.595234	3300	9
Peña Nevada	27	Bosque pino	17/05/2015	0.661	mayo	No perturbado	3277	9	0.479000	3300	9
El Potosí	28	Bosque pino	14/06/2015	0.945	junio	No perturbado	3434	12	0.627500	3450	10
El Potosí	29	Bosque pino	14/06/2015	1.169	junio	No perturbado	3426	7	0.619778	3450	10
Peña Nevada	30	Bosque pino	30/08/2015	1.430	agosto	Perturbado	2978	11	0.510193	3000	7
Peña Nevada	31	Bosque pino encino	30/08/2015	1.064	agosto	No perturbado	2550	19	0.859696	2550	4
El Potosí	32	Chaparral	20/10/2015	1.483	octubre	Perturbado	2266	14	0.591828	2250	2
El Potosí	33	Bosque pino	21/10/2015	1.009	octubre	No perturbado	3324	7	0.376789	3300	9
El Potosí	34	Bosque pino	21/10/2015	1.321	octubre	Perturbado	3138	9	0.600083	3150	8
El Potosí	35	Bosque coníferas	22/10/2015	1.009	octubre	No perturbado	3174	9	0.529707	3150	8
El Potosí	36	Bosque pino	29/10/2015	0.699	octubre	No perturbado	2875	12	0.621226	2850	6
El Potosí	37	Chaparral	29/10/2015	1.584	octubre	Perturbado	2716	12	0.344550	2700	5
Peña Nevada	38	Bosque pino	01/11/2015	1.577	noviembre	Perturbado	2232	18	0.568492	2250	2
Peña Nevada	39	Bosque coníferas	01/11/2015	0.874	noviembre	No perturbado	3425	12	0.697417	3450	10
Peña Nevada	40	Bosque pino	02/11/2015	1.538	noviembre	Perturbado	2085	9	0.545073	2100	1
Peña Nevada	41	Bosque pino	08/11/2015	1.234	noviembre	Perturbado	2385	11	0.602439	2400	3
Peña Nevada	42	Matorral desértico rosetófilo	08/11/2015	1.531	noviembre	Perturbado	3330	9	0.520498	3450	10
Peña Nevada	43	Bosque pino	08/11/2015	1.480	noviembre	Perturbado	2425	11	0.504505	2400	3
El Potosí	44	Bosque pino	11/11/2015	1.299	noviembre	Perturbado	2393	9	0.559701	2400	3
El Potosí	45	Bosque pino	11/11/2015	0.804	noviembre	No perturbado	2542	15	0.346573	2550	4

Apéndice 2. Listado de los taxa endémicos en Galeana, N.L. y Miquihuana, Tam.

Pinaceae

Pinus culminicola Andresen & Beaman. Bosque de pino-encino en cimas montañosas entre 3000 a 3600 m. Sierra Madre Oriental, cerro El Potosí en N.L.

Pinus cembroides Engelm. Bosque de encino. Amplia distribución de 2000 a 2700 m. Sierra Madre Oriental.

Asparagaceae

Agave montana Villarreal. Bosque de coníferas y vegetación subalpina, laderas rocosas. Partes altas de la Sierra Madre Oriental, cerro El Potosí en N.L.

Dasyllirion miquihuanense Bogler. Laderas de exposición oeste a 2200m en matorral desértico rosetófilo en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Dasyllirion quadrangulatum Zucc. Se distribuye ampliamente en áreas desérticas (matorral desértico rosetófilo) en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Papaveraceae

Ipomopsis aggregata (Pursh) V. E. Grant. var. *carmenensis* Henr. Bosque de pino-encino, laderas rocosas. Cerro El Potosí en N.L.

Lamiaceae

Hedeoma palmeri Hemsl. var. *santiagoanum* B. L. Turner. Bosque de pino-encino, suelo rocoso. Sierra Madre Oriental, municipios de Galeana en N.L.

Fagaceae

Quercus galeanensis. C. H. Müll. Bosque de pino-encino, laderas. Sierra Madre Oriental, Municipios de Miquihuana en Tam. y municipio de Galeana en N.L.

Quercus miquihuanensis Nixon & C.H. Mull. Estrato medio y bajo en bosques de pino y chaparral en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Quercus hypoxantha Trelease, William. Chaparrales alrededor de 2500m, en el cerro El Potosí, Galeana N.L.

Quercus pringlei Seemen. Bosque de pino en valles a 2400m, en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Asteraceae

Ageratina campyloclada (B.L. Rob.) R.M. King & H. Rob. Chaparrales y bosque de coníferas en laderas rocosas. Sierra Madre Oriental, Municipios de Miquihuana en Tam. y Galeana en N.L.

Astranthium beamanii De Jong. Bosques de pino por encima de los 2700 m. Cerro El Potosí en Galeana N.L.

Astranthium splendens De Jong. Bosques de pino por encima de los 3000 m. Cerro El Potosí en Galeana N.L.

Chaptalia lyratifolia Burkart. Bosques de pino por encima de los 3000 m, en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Cirsium novoleonense G.L. Nesom. Bosques de pino alrededor de los 3000 m, en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Senecio viejoanus B.L. Turner. Bosque de pino Hartwegii encima de los 3000 en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Zaluzania megacephala Sch. Bip. Bosque de encino y alta pedregosidad. Cerro El Potosí en Galeana N.L.

Rosaceae

Cercocarpus rzedowskii Henrickson. Matorral desértico y chaparral, suelo pedregoso en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Euphorbiaceae

Euphorbia beamanii M.C. Johnst. Distintos tipos de vegetación en zonas de alta montaña, Municipios de Miquihuana en Tam. y Galeana en N.L.

Garryaceae

Garrya ovata Benth. Chaparral, al pie de montaña en Cerro El Potosí en Galeana N.L.

Bromeliaceae

Hechtia hernandez-sandovalii I. Ramírez, C.F. Jiménez & J. Treviño. Matorral desértico rosetófilo, laderas y suelos pedregosos, altura alrededor de 2000m. en Peña Nevada-Miquihuana, Tam.

Linaceae

Linum lasiocarpum Benth. Chaparrales y encinares cerca de los 2200 m. en Cerro El Potosí en Galeana N.L.

Saxifragales

Sedum papillcaulum G.L. Nesom. Laderas rocosas por encima de los 3000 m. Municipios de Miquihuana en Tam. y Galeana en N.L.

Iridaceae

Sisyrinchium novoleonense G.L. Nesom & L. Hern. Bosque de pino, alta montaña, en Cerro El Potosí en Galeana N.L.

Violaceae

Viola galeanaensis M.S. Baker. Bosque de pino, alrededor de 3000 m. Municipios de Miquihuana en Tam. y Galeana en N.L.

Apéndice 3. Listado florístico del cerro “El Potosí” y sierra “Peña Nevada” en Nuevo León y Tamaulipas.

ANACARDIACEAE	<i>Achillea lanulosa</i>
<i>Rhus pachyrrachis</i>	<i>Achillea millefolium</i>
<i>Rhus virens</i>	<i>Acourtia purpusii</i>
APIACEAE	<i>Ageratina calophylla</i>
<i>Donnellsmithia ternata</i>	<i>Ageratina campyoclada</i>
<i>Eryngium venustum</i>	<i>Ageratina miquihuana</i>
<i>Tauschia madrensis</i>	<i>Ageratina saltillensis</i>
APOCYNACEAE	<i>Astranthium beamanii</i>
<i>Mandevilla karwinskii</i>	<i>Astranthium splendens</i>
ASPARAGACEAE	<i>Baccharis sulcata</i>
<i>Agave gentryi</i>	<i>Bidens pilosa</i>
<i>Agave lechuguilla</i>	<i>Bidens triplinervia</i>
<i>Agave montana</i>	<i>Chaptalia lyratifolia</i>
<i>Agave striata</i>	<i>Chrysactinia mexicana</i>
<i>Dasyilirion miquihuanense</i>	<i>Cirsium novoleonensis</i>
<i>Dasyilirion quadrangulatum</i>	<i>Dyssodia pinnata</i>
<i>Asparagales</i>	<i>Dyssodia setifolia</i>
<i>Nolina hibernica</i>	<i>Erigeron wellsii</i>
ASTERACEAE	<i>Gochnatia hypoleuca</i>

<i>Grindelia greenmanii</i>	BUDDLEJEAE
<i>Grindelia inuloides</i>	<i>Buddleja cordata</i>
<i>Hymenoxys insignis</i>	CACTACEAE
<i>Psacalium peltatum</i>	<i>Cylindropuntia leptocaulis</i>
<i>Senecio leonensis</i>	<i>Echinocactus platyacanthus</i>
<i>Senecio toluccanus</i>	<i>Opuntia streptacantha</i>
<i>Senecio viejoanus</i>	CAMPANULACEAE
<i>Solidago simplex</i>	<i>Campanula rotundifolia</i>
<i>Stevia jorullensis</i>	CARYOPHYLLACEAE
<i>Stevia organoides</i>	<i>Arenaria lycopodioides</i>
<i>Symphotrichum cordifolium</i>	CARYOPHYLLIDAE
<i>Tagetes lucida</i>	<i>Arenaria hypoleucus</i>
<i>Taraxacum campylodes</i>	CELASTRACEAE
<i>Taraxacum erythrospermum</i>	<i>Orthosphenia mexicana</i>
<i>Taraxacum officinale</i>	CUPRESSACEAE
<i>Thymophylla setifolia</i>	<i>Juniperus flaccida</i>
<i>Verbesina hypoleuca</i>	ERICACEAE
<i>Zaluzania megacephala</i>	<i>Arbutus xalapensis</i>
BERBERIDACEAE	<i>Arctostaphylos pungens</i>
<i>Berberis trifoliata</i>	EUPHORBIACEAE
BROMELIACEAE	<i>Euphorbia beamanii</i>
<i>Hechtia hernandez-sandovalii</i>	<i>Jatropha dioica</i>

FABACEAE

Astragalus hypoleucus

Astragalus purpusii

Calia secundiflora

Dalea bicolor

Dalea boteri

Lupinus montanus

Lupinus potosinus

Mimosa aculeaticarpa

Mimosa biuncifera

Orbexilum melanocarpum

FAGACEAE

Quercus flocculenta

Quercus galeanensis

Quercus greggii

Quercus hypoxantha

Quercus intricata

Quercus laceyi

Quercus mexicana

Quercus microphylla

Quercus miquihuanensis

Quercus polymorpha

Quercus pringlei

Quercus rugosa

Quercus sideroxyla

Quercus striatula

GARRYACEAE

Garrya ovata

GERANIACEAE

Geranium crenatifolium

Geranium potosinum

Geranium seemannii

IRIDACEAE

Sisyrinchium novoleonense

Sisyrinchium schaffneri

Sisyrinchium bellum

LAMIACEAE

Hedeoma palmeri

Salvia jaimehintoniana

Salvia macellaria

Salvia microphylla

Salvia zaragozana

LAURACEAE

Litsea parvifolia

LINACEAE

Linum lasiocarpum

OLEACEAE

Fraxinus cuspidata

OROBANCHACEAE

Castilleja rigida

Castilleja tenuiflora

Lamourouxia rhinanthifolia

OXALIDACEAE

Oxalis corniculata

PINACEAE

Abies vejari

Pinus arizonica

Pinus cembroides

Pinus culminicola

Pinus hartwegii

Pinus montezumae

Pinus nelsoni

Pinus pseudostrobus

Pinus strobiformis

Pinus teocote

Pseudotsuga menziesii

PLANTAGINACEAE

Penstemon barbatus

Penstemon campanulatus

Plantago rhodosperma

POACEAE

Festuca amplissima

POLEMONIACEAE

Ipomopsis aggregata

Polemonium pauciflorum

POLYPODIACEAE

Polypodium guttatum

RHAMNACEAE

Ceanothus buxifolius

Ceanothus coeruleus

Ceanothus greggii

ROSACEAE

Alchemilla procumbens

Amelanchier denticulata

Cercocarpus fothergilloides

Cercocarpus rzedowskii

Cowania plicata

Fragaria virginiana

Malacomeles paniculata

Purshia plicata

SALICACEAE

Populus deltoides

SAPINDACEAE

Dodonaea viscosa

SAXIFRAGALES

Sedum papillcaulum

VERBENACEAE

Glandularia elegans

VIOLACEAE

Viola galeanesis

XANTHORRHOEACEAE

Asphodelus fistulosus

ZYGOPHYLLACEAE

Larrea tridentata

GALERÍA FOTOGRÁFICA

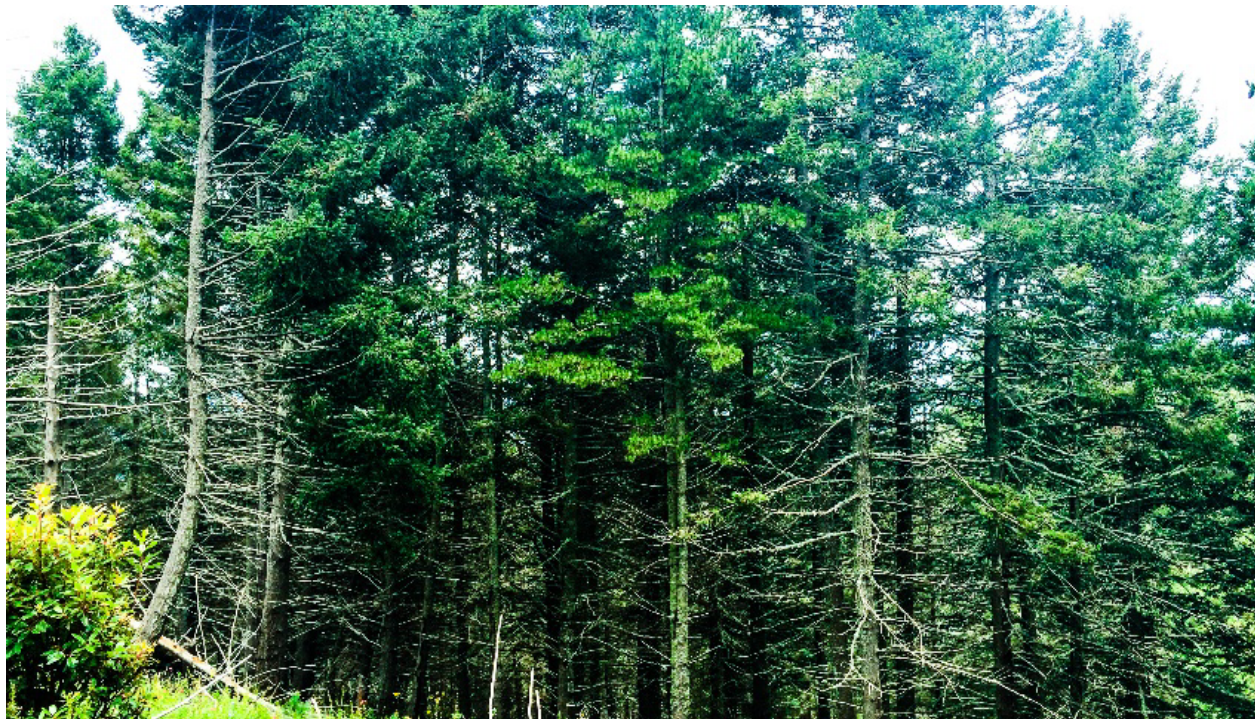


Figura 9. Bosque de coníferas cerro “El Potosí”, 3200 msnm

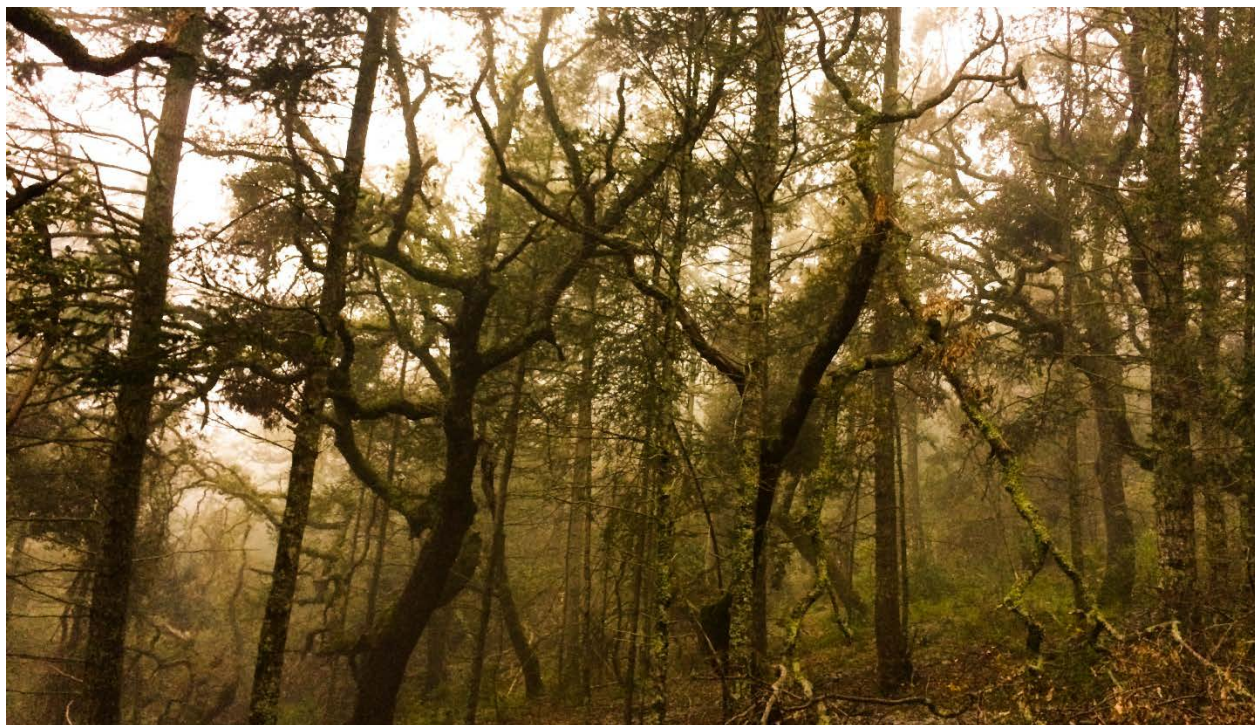


Figura 10. Bosque de encino cerro “El Potosí”, 2700 msnm



Figura 11. Matorral desértico rosetófilo, Miquihuana a 2000 msnm.



Figura 12. Bosque de pino a 2600 metros de altitud en Miquihuana, Tam.



Figura 13. Extracción de material mineral de forma ilícita en el cerro El Potosí.



Figura 14. Área con perturbación alta (valor 1.7)



Figura 15. *Xycus* sp. Familia Thomisidae



Figura 16. *Rabidosa rabida*, Familia Lycosidae



Figura 17. *Hogna* sp. Familia Lycosidae



Figura 18. *Kukulkania hibernalis*, especie encontrada zonas áridas y pedregosas



Figura 19. *Agelenopsis* sp. Familia Agelenidae



Figura 20. *Zelotes* sp. entre la hojarasca.



Figura 21. Bosque de pino en invierno en cerro “El Potosí” a 3600 metros de altitud.



Figura 22. Vista desde un cerro al noreste del pueblo Miquihuana, Tam.



Figura 23. Valle en el cerro “La Gloria” Miquihuana, Tam.



Figura 24. Valle y zonas de pastoreo y agricultura al centro de la RTP-86.



Figura 25. *Nolina hibernica* a 3200 metros de altitud en un área incendiada.



Figura 26. Vista de la comunidad “Valle Hermoso” al pie del cerro “El Nacimiento” en Miquihuana.

LITERATURA CITADA

1. Arana-Gamboa, R. N., Pinkus-Rendón, M. A., & Rebollar-Téllez, E. A. 2014. Spatial and Temporal Diversity and Structure of Cursorial Spiders (Arachnida: Araneae) in a Fragmented Landscape in Yucatan, Mexico. *Southwestern Entomologist*, 39(3), 555-580.
2. Arriaga-Cabrera, L., J.M. Espinoza-Rodríguez, C. Aguilar-Zúñiga, E. Martínez-Romero, L. Gómez-Mendoza y E. Loa Loza. 2000. Regiones Terrestres Prioritarias de México. CONABIO. México, 609 pp
3. Avalos G., Rubio G. D., Bar M.E. & González A. 2007. Arañas (Arachnida, Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Rev. Biol. Trop.* 55: 899-909.
4. Avalos, G., Damborsky, M. P., Bar, M. E., Oscherov, E. B., & Porcel, E. 2009. Composición de la fauna de Araneae (Arachnida) de la Reserva provincial Iberá, Corrientes, Argentina. *Rev. Biol. Trop.* 57(1-2), 339-351.
5. Begon, M., Townsend, C. R., & Harper, J. L. 2006. Ecology: from individuals to ecosystems. Malden. MA: *Blackwell Publishing*.
6. Brown, J. H. 2001. Mammals on mountainsides: elevational patterns of diversity. *Global Ecology and Biogeography*, Volume 10, pages 101–109, January 2001 10: 101–109. doi: 10.1046
7. Bustamante-Rodríguez. 2009. Tesis de Maestría. Estudio comparativo sobre la flora asociada al bosque de Pino piñonero (*Pinus cembroides zucc.*) en cuatro localidades de la zona subárida en la sierra madre oriental de Tamaulipas, México. Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria.
8. Cabrera, G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes*, 35(4), 346-363.

9. Cantú, C., J. Estrada Arellano, M. Salinas Rodríguez, J. Marmolejo Monsiváis, E. Estrada Castellón. 2013. Vacíos y omisiones en conservación de las ecorregiones de montaña de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, Vol. 4 Núm. 17, pp. 10-27.
10. Carignan, Vincent, and Marc-André Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental monitoring and assessment* 78, no. 1. 45-61.
11. Caro, T. M. 2010. Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press, Washington, D.C
12. Chaneton, E. J. 2005. Factores que determinan la heterogeneidad de la comunidad vegetal en diferentes escalas espaciales. *La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas*, 19-42.
13. Chaverri-Polini A. 1998. Mountains, biodiversity and conservation. UNASYLVA-FAO- (1998): 47-54.
14. Deza. M y, Andía Juan. 2009. Diversidad y riqueza de especies de la familia araneidae (arachnida, araneae) en Cicra (Madre de Dios - Perú). *Ecología Aplicada*, vol. 8, núm. 1-2, enero-diciembre, 2009, pp. 81-90, Universidad Nacional Agraria La Molina. Perú
15. Di Martino, S., y Donadio E. 2009. Monitoreo de indicadores de diversidad de la reserva de biosfera San Guillermo: Paisaje, ecosistemas, comunidades, poblaciones e individuo. Administración de Parques Nacionales. Informe inédito. 140 pp
16. Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406.
17. Divya B. Uma Y Martha R. Weiss. 2012. Flee or Fight: Ontogenetic Changes in the Behavior of Cobweb Spiders in Encounters with Spider-Hunting. *Environmental Entomology*. Vol. 41, Issue 6, p 1474-1480
18. Dufrêne, M. and Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366.

19. Dufrene, M., Defourny, P., y Coosemans, M. 2013. Anopheles species associations in Southeast Asia: indicator species and environmental influences. *Parasit Vectors*, 6.
20. Eggs B, Sanders D. 2013. Herbivory in Spiders: The Importance of Pollen for Orb-Weavers. *PLoS ONE* 8(11): e82637. doi: 10.1371/journal.pone.0082637
21. Escalante T., Rodríguez G., y Morrone, Juan. 2005. Las provincias biogeográficas del Componente Mexicano de Montaña desde la perspectiva de los mamíferos continentales. *Revista mexicana de biodiversidad*, 76(2), 199-205
22. Espinosa, D., S. Ocegueda et al. 2008. El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural, *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 33-65.
23. Estrada Castellón, E., J. Villarreal-Quintanilla y Salinas Rodríguez, M., Encina Domínguez, J., Cantú Ayala, C., González Rodríguez, H. y Javier Jiménez P. 2014. *Coníferas de Nuevo León, México*. Universidad Autónoma de Nuevo León UANL-FCF. ISBN 978-607-27-0348-3. México. Pp. 145.
24. Ezcurra, E., C. Montaña & S. Arizaga. 1991. Architecture, light interception, and distribution of *Larrea* species in the Monte Desert, Argentina. *Ecology* 72: 23
25. FAO. 2002. *International Year of Mountains: concept paper*. Roma.
26. Favreau, J., Drew, A., Hess, G., Rubino, M., Koch, F., y Eschelbach, K. 2006. Recommendations for assessing the effectiveness of surrogate species approaches. *Biodiv. Cons.* 15: 3949-3969. Obsomer, V.,
27. Fleishman, Erica, Dennis D. Murphy, y Robert B. Blair. 2001. Selecting effective umbrella species. *Conservation in Practice* 2, no2. 17-23.
28. Funnell, Don C., y Martin F. Price. 2003. "Mountain geography: A review." *The Geographical Journal* 169.3 2003: 183-190.
29. García, A., Mario, A., Treviño Garza, E. J., Cantú Ayala, C. M., y González Saldívar, F. N. 1999. Zonificación ecológica del cerro "El Potosí", Galeana, Nuevo León, México. *Investigaciones geográficas*, (38), 31-40.
30. García-Aranda. 1996. Análisis de la cubierta vegetal y propuesta para la zonificación ecológica del cerro "El Potosí", Galeana, N.L. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. Mex.

31. Garcia-Arevalo, A., & González-Elizondo, S. 1991. Flora y vegetación de la cima del Cerro Potosí, Nuevo León, México. *Acta Botánica Mexicana*, 13, 53-74.
32. Gerrard, A. J. 1990. Mountain environments: An examination of the physical geography of mountains. Belhaven Press, London, 1990. ISBN 1 85293 049 7, pp 317.
33. Gray, M. 2004. Geodiversity: Valuing and Conserving Abiotic Nature. Chichester, U.K.: JohnWiley & Sons. pp 411.
34. Halme, P., Monkkonen, M., Kotiaho, J. S., Ylisirmlö, A. L., y Anni Markkanen. 2009. Quantifying the indicator power of an indicator species. *Conservation Biology* 23, no. 4 (2009): 1008-1016.
35. INEGI, 1986. Carta Geológica F14-2 Cd. Victoria. Escala 1:250000
36. INEGI. 2002. Síntesis de Información geográfica del estado de San Luis Potosí. 2-Fisiografía.
37. Instituto Nacional de Ecología, PNUMA y SEMARNAT. 2004. Perspectivas del medio ambiente en México. GEO México 2004. ISBN: 968-817-683-4. Pp. 120-140
38. Isasi, Catalá, E. 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia* 36.1: 31-38.
39. Jablonski D. 2005. Mass extinctions and macroevolution. *Paleobiology* June 2005: Vol. 31, Issue sp5. pg(s) 192-210
40. Jiménez, J., et al. 1999. Patrones de desarrollo en un ecosistema de *Pinus culminicola* y *Pinus hartwegii*. *Revista Ciencia UANL* 2.2 (1999): 149-154.
41. Jiménez. M y Navarrete. J. 2010. Ground surface spider fauna in an arid tropical community in Baja California Sur, Mexico. México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 417- 426, 2010
42. Jonasson, C., Gordon, J. E., Kociánová, M., Josefsson, M., Dvorak, I. J., & Thompson, D. B. 2005. Links between geodiversity and biodiversity in European mountains: case studies from Sweden, Scotland and the Czech Republic. *The Mountains of Europe: Conservation, Management and Initiatives*, pp 57-70.
43. Kaplan, M. 2009. Mountains may be cradles of evolution. *Nature News*. Nature Publishing Group. doi:10.1038/news.2009.952

44. Kapos, V. J. Rhind M. Edwards M. F. Price and C. Ravilious. 2000. Developing a map of the world's mountain forests. In: Price M. F. and N. Butt (eds.). *Forests in Sustainable Mountain Development: A State-of-Knowledge Report for 2000*. CAB International. Wallingford UK. pp. 4–9.
45. Körner, C. y M. Ohsawa. 2005. Mountain Systems. Chapter 24. In: *Ecosystems and human well-being: current state and trends, Volume 1*. Washington, DC: Island Press. pp 681-716.
46. Levi, H. W. 1991. The Neotropical and Mexican species of the orbweaver genera *Araneus*, *Dubiepeira*, and *Aculepeira* (Araneae: Araneidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology. Harv.* 158: 139-182.
47. Lindenmayer, David B., Chris R. Margules, y Daniel B. Botkin. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation biology* 14, no. 4. 941-950.
48. López-Pujol, Jordi, et al. 2011. Mountains of Southern China as “plant museums” and “plant cradles”: evolutionary and conservation insights. *Mountain Research and Development* 31.3 (2011): 261-269.
49. Lucio-Palacio, C. R. 2012. Nuevos registros de arañas errantes para el estado de Aguascalientes, México. *Dugesiana*, 19(1), 35-36.
50. Major, R. E., Gowing, G., Christie, F. J., Gray, M., & Colgan, D. 2006. Variation in wolf spider (Araneae: Lycosidae) distribution and abundance in response to the size and shape of woodland fragments. *Biological conservation*, 132(1), 98-108.
51. Manson, R.H., E.J. Jardel Peláez et al. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico, *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. Conabio, México, pp. 131-184.
52. Manson, R.H., Hernández-Ortiz V., Gallina S. y Mehlreter K. 2008. *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz; Biodiversidad, manejo y conservación*. Instituto Nacional de Ecología, (INE-SEMARNAT-INECOL), México, 348 p.
53. Margules, C. R. y A. O. Nichols. 1988. Selecting networks of reserves to maximize biological diversity. *Biol. Conserv.* 21:79-109.

54. Márquez, Edjuly J., Fariñas, Mario R., Briceño, Benito, y Rada, Fermín J. 2004. Distribution of grasses along an altitudinal gradient in a Venezuelan paramo. *Revista chilena de historia natural*, 77(4), 649-660.
55. Márquez, Fernando Vargas. 2002. Áreas naturales protegidas de México con decretos estatales. Vol. 2. Instituto Nacional de Ecología, México.
56. Martorell, C., & Peters, E. M. 2009. Disturbance-Response Analysis: a Method for Rapid Assessment of the Threat to Species in Disturbed Areas. *Conservation Biology*, 23(2), 377-387.
57. Maser, O. 1996. Deforestación y degradación forestal en México. Documentos de trabajo, 19.
58. Mazzola, M., A. Kin, E. Morici, F. Babinec y G. Tamborini. 2008. Efecto del gradient altitudinal sobre la vegetación de las sierras de Lihue Calel (La Pampa, Argentina). *Bol. Soc. Argent. Bot.* V. 43 n. 1-2, Córdoba.
59. McCain, Ch. & J. Arvid. 2010. Elevation gradients in species richness. *Encyclopedia of Life Sciences (ELS)*. John Wiley y Sons, Ltd: Chichester.
60. Messerli, B. and J. Ives. eds. 1997. *Mountains of the world: a global priority*. Nueva York, Estados Unidos y Carnforth, Reino Unido, Parthenon Publishing Group. Pp- 249-280
61. Moreno-Talamantes, A. 2014. *Ecología del paisaje y cambio del uso del suelo y vegetación en la sierra San Antonio-Peña Nevada, Zaragoza, Nuevo León*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas de la UANL, Nuevo León, México. 247 pp.
62. Morrone, Juan J. 2004. Panbiogeografía, componentes bióticos y zonas de transición. *Revista Brasileira de Entomologia*, 48(2), 149-162.
63. Nogués-Bravo, D., Araújo, M. B., Romdal, T., & Rahbek, C. 2008. Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature*, 453(7192), 216-219.
64. Noss, Reed F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology* 4, no. 4: 355-364.

65. Nyffeler, M. and Benz, G. 1988. Feeding ecology and predatory importance of wolf spiders (*Pardosa* spp.) (Araneae, Lycosidae) in winter wheat fields. *Journal of Applied Entomology*, 106: 123–134. doi: 10.1111/j.1439-0418.1988.tb00575.x
66. Peattie, R. 1936. *Mountain geography. A critique and field study.* London: Humphrey Milford. Harvard University Press. pp 230.
67. Pinkus-Rendón, Miguel Angel, Jorge Leonel León-Cortés, and Guillermo Ibarra-Núñez. 2006. Spider diversity in a tropical habitat gradient in Chiapas, Mexico. *Diversity and Distributions* 12, no. 1. 61-69.
68. Pearce, J. L., Venier, L. A., Eccles, G., Pedlar, J., & McKenney, D. 2004. Influence of habitat and microhabitat on epigeal spider (Araneae) assemblages in four stand types. *Biodiversity & Conservation*, 13(7), 1305-1334.
69. Richardson, B. A., Richardson, M. J., & Soto-Adames, F. N. 2005. Separating the effects of forest type and elevation on the diversity of litter invertebrate communities in a humid tropical forest in Puerto Rico. *Journal of Animal Ecology*, 74(5), 926-936.
70. Rodríguez T., D. A.; M. Rodríguez A.; F. Fernández S. 2002. *Educación e Incendios Forestales.* Ed. Mundi-Prensa. España.
71. Rodríguez, J. F. G. 2015. ARANEAE: Arañas de la región montañosa de Miquihuana, Tamaulipas: listado faunístico y registros nuevos. *Dugesiana*, 19(1).
72. Rubio, Gonzalo D., Ignacio Minoli, and Luis Piacentini. 2007. Patrones de abundancia de cinco especies de arañas lobo (Araneae: Lycosidae) en dos ambientes del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. *Brenesia* 67: 59-67.
73. Ruiz-Cancino, E. & Coronado-Blanco, J. M. 2002. *Artrópodos Terrestres de los estados de Tamaulipas y Nuevo León, México.* Centro de Investigación y Desarrollo Agropecuario, Forestal y de la Fauna - Universidad Autónoma de Tamaulipas, Serie Publicaciones Científicas, No. 4. Cd Victoria, Tamaulipas, México. 377 pp
74. Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México.* Limusa, México D.F.
75. Rzedowski, J. 1978. *La Vegetación de México.* Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional.

76. Salazar-Olivo, Carlos A.; Solís-Rojas, Carlos. 2015. Araneofauna Urbana (Arachnida: Araneae) De Ciudad Victoria, Tamaulipas, México Acta Zoológica Mexicana (Nueva Serie), Vol. 31, Núm. 1, Abril, 2015, Pp. 55-66 Instituto De Ecología, A.C. Xalapa, México
77. Salinas-Rodríguez, M. 2015. Conocimiento, manejo y conservación de la diversidad florística de la Sierra Madre Oriental, México. Tesis para obtener el título de Doctor en Ciencias con Especialidad en Manejo de Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Forestales de la UANL. Linares, NL. 250 pp
78. Sánchez, O. 2003. Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. In: Sánchez Ó. E. Vega E. Peters y O. Monroy-Vilchis (eds.). Instituto Nacional de Ecología. México D.F. México. 112 p.
79. Sanders, N. J. 2002. Elevational gradients in ant species richness: area, geometry, and Rapoport's rule. *Ecography* 25: 25-32.
80. Sarukhán, J. 1995. "Diversidad biológica." *Universidad de México* 536 (1995): 3-10.
81. SGM (Servicio Geológico Mexicano). 2010. Atlas de Riesgo de los Municipios de Bustamante, Jaumave, Miquihuana y Palmillas. Tamaulipas. México. 230pp
82. Simó, Miguel, Álvaro Laborda, Carolina Jorge, y Manuel Castro. 2011. Las arañas en agroecosistemas: bioindicadores terrestres de calidad ambiental. *INNOTEC* 6: 51-55.
83. Talamantes, B. A. M., Garza, E. J. T., & Rojas, J. I. R. 2007. Cambio de la cubierta vegetal y sus procesos espaciales de transformación en la Sierra San Antonio Peña Nevada, Zaragoza NL. *Sociedad Latinoamericana en percepción remota y sistemas de información espacial*. Capítulo. México. 15pp.
84. Ubick, D., Roth, V. D. B., & Robert, G. 2005. *Spiders of North America: an identification manual*. American Arachnological Society. 377 pp.
85. Uma, D. B., & Weiss, M. R. 2012. Flee or Fight: Ontogenetic Changes in the Behavior of Cobweb Spiders in Encounters With Spider-Hunting Wasps. *Environmental entomology*, 41(6), 1474-1480.

86. Urones, C., y Majadas, A. 2002. Cambios en la comunidad de Araneae durante la sucesión postfuego en matorrales mediterráneos de montaña. *Revista ibérica de aracnología*, 5, 19-28.
87. Wang, J., Soininen, J., Zhang, Y., Wang, B., Yang, X., & Shen, J. 2012. Patterns of elevational beta diversity in micro-and macroorganisms. *Global Ecology y Biogeography* 21, no. 7: 743-750.
88. Whittaker, R. H., & Niering, W. A. 1975. Vegetation of the Santa Catalina Mountains, Arizona. V. Biomass, production, and diversity along the elevation gradient. *Ecology*, 771-790.
89. Willett, T. R. 2001. Spiders and Other Arthropods as Indicators in Old-Growth versus Logged Redwood Stands. *Restoration Ecology*, 9(4), 410-420.