



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

DIAGNÓSTICO DE LA VEGETACIÓN DE AMATLÁN, MORELOS, MÉXICO

CON FINES DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

KARLA PATRICIA BILBATÚA NAVARRETE

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. MARÍA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. JORGE ARTURO MEAVE DEL CASTILLO
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
DR. JOSÉ LÓPEZ GARCÍA
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

CIUDAD DE MÉXICO, MARZO 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

MANEJO INTEGRAL DE ECOSISTEMAS

DIAGNÓSTICO DE LA VEGETACIÓN DE AMATLÁN, MORELOS, MÉXICO

CON FINES DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

KARLA PATRICIA BILBATÚA NAVARRETE

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. MARÍA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. JORGE ARTURO MEAVE DEL CASTILLO
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
DR. JOSÉ LÓPEZ GARCÍA
INSTITUTO DE GEOGRAFÍA, UNAM

CIUDAD DE MÉXICO, MARZO 2019



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE CIENCIAS
DIVISIÓN ACADÉMICA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

OFICIO FCIE/DAIP/1069/2018

ASUNTO: Oficio de Jurado

Lic. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día **20 de agosto de 2018** se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** en el campo de conocimiento de **Manejo Integral de Ecosistemas** de la alumna **BILBATÚA NAVARRETE KARLA PATRICIA** con número de cuenta **300067532** con la tesis titulada "**Diagnóstico de la vegetación de Amatlán, Morelos, México con fines de conservación y restauración**", realizada bajo la dirección de la **DRA. MARÍA DEL CONSUELO BONFIL SANDERS**:

Presidente: **DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ**
Vocal: **DR. GUILLERMO IBARRA MANRÍQUEZ**
Secretario: **DR. JORGE ARTURO MEAVE DEL CASTILLO**
Suplente: **DRA. MERCEDES DEL PILAR RODRIGUEZ MORENO**
Suplente: **DR. ROBERTO BONIFAZ ALFONZO**

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPÍRITU"
Ciudad Universitaria, Cd. Mx., a 6 de noviembre de 2018

DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
COORDINADOR DEL PROGRAMA



AGNS/MMVA/ASR/ipp

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme la oportunidad de adquirir conocimientos invaluable y formarme como Maestra en Ciencias

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada durante el periodo de estudios (CVU: 440657).

Al Programa UNAM-DGAPA-PAPIIT por su apoyo al proyecto con clave IN-218815 y título “Investigación para la restauración ecológica de los bosques tropicales secos”. Los recursos otorgados permitieron realizar parte del trabajo de campo y concluir la escritura de la tesis.

A mi tutora Dra. Consuelo Bonfil por todo su apoyo y su confianza para realizar este proyecto. En verdad he aprendido mucho de ti en todos los niveles, eres para mí un ejemplo a seguir ¡gracias por ser la tutora y la persona que eres!

A los miembros de mi comité tutor: Dr. Jorge Meave y Dr. José López por sus valiosas aportaciones a este trabajo y compartir su valioso conocimiento conmigo. Así como a los miembros del jurado que con sus comentarios ayudaron a mejorar notablemente este trabajo.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

A mi mamá, por todo tu apoyo en todas las áreas de mi vida, sin ti este logro parecería imposible. Por todo lo que me has enseñado a lo largo de mi vida, por guiarme siempre, por tu confianza en mí y por tu amor infinito.

A Pepe por tu apoyo, por estimularme a ser cada vez mejor, por tu amor y tu compañía en los buenos y malos momentos, gracias simplemente por existir y caminar conmigo.

A mis hermanos adorados Liliana, Christian y Viridiana por enseñarme tantas cosas, por tantos momentos de felicidad a su lado en todas las etapas de mi vida.

A mis sobrinos Ramón, Andrés, Luis, Romina y Gerardo que me han inspirado desde su primer aliento para tratar de ser cada día mejor, por tantas alegrías y satisfacciones que me han dado, por ser como son, no podría sentirme más orgullosa de ser su tía y parte de sus vidas.

A mis amigos Sathya, Mayela, Francisco e Isabel por compartir su conocimiento pero sobre todo por su invaluable y divertida amistad.

A toda mi familia, a mi abuelita, tíos y primos por todo lo que me han enseñado y por creer siempre en mí.

A todas las personas que contribuyeron con el trabajo de campo y de quienes también aprendí mucho; particularmente a Bruno Barrales, Pedro García, Adriana Núñez, Santiago Torres, Tonalli Cruz y Berenice Fernández.

A la comunidad de Amatlán por mostrar interés en conservar sus bosques y todo el apoyo brindado para la realización de este proyecto.

A todos los miembros del Laboratorio de Ecología de la Restauración del Departamento de Ecología y Recursos Naturales del Facultad de Ciencias, UNAM por tantas alegrías pero más que nada por tantas enseñanzas.

A todos los profesores que con entusiasmo comparten su conocimiento para hacer de éste un mundo mejor.

A todas las personas que han formado parte de mi vida porque de todas y cada una he podido aprender algo.

A mi amada Universidad Nacional Autónoma de México por ser un motivo de orgullo y por brindarme tantas oportunidades. Te llevaré siempre en el corazón.

ÍNDICE

RESUMEN

ABSTRACT

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. El estudio de la vegetación.....	1
1.2. El ambiente y la vegetación	4
1.3. La vegetación de la Sierra del Chichinautzin.....	8
2. OBJETIVOS.....	11
3. MÉTODOS.....	11
3.1. Zona de estudio.....	11
3.2. Delimitación de los tipos de vegetación.....	13
3.3. Caracterización de la vegetación.....	15
3.3.1. Variables estructurales.....	15
3.3.2. Composición.....	18
3.3.3. Diversidad.....	19
3.4. Caracterización de las variables que contribuyen a la heterogeneidad ambiental.....	22
3.4.1. Relieve.....	22
3.4.2. Clima.....	22
3.4.3. Disturbio.....	23
3.5. Integración de las variables.....	24
4. RESULTADOS.....	25
4.1. Descripción general de la vegetación arbórea.....	25
4.1.1. Composición florística.....	25
4.1.2. Diversidad.....	26
4.2. Descripción de los tipos de vegetación.....	27
4.2.1. Bosque tropical caducifolio.....	27
4.2.2. Bosque de encino.....	32
4.2.3. Bosque de pino-encino.....	38
4.2.4. Bosque de pino.....	41

4.3. Comparación entre los tipos de vegetación.....	45
4.3.1. Estructura.....	45
4.3.2. Composición.....	47
4.3.3. Diversidad.....	48
4.3.4. Diversidad beta.....	51
4.4. Variables ambientales.....	52
4.4.1. Relieve.....	52
4.4.2. Clima.....	54
4.4.3. Disturbio.....	58
4.5. Variables ambientales y vegetación.....	60
5. DISCUSIÓN.....	66
5.1. Bosque Tropical Caducifolio.....	69
5.2. Bosque de Encino.....	72
5.3. Bosque de Pino-Encino.....	75
5.4. Bosque de Pino.....	77
5.5. Comparación entre Tipos de Vegetación y Variables Ambientales.....	78
6. CONCLUSIONES.....	81
7. BIBLIOGRAFÍA.....	82
8. ANEXOS.....	103

RESUMEN

El análisis de la vegetación, además de su valor para comprender el funcionamiento de las comunidades vegetales, es una pieza clave para la elaboración de planes de conservación y manejo. El paisaje influye en muchas características de la vegetación, incluyendo su estructura y composición; entre los rasgos más relevantes que lo definen están los gradientes altitudinales, debido a su fuerte efecto sobre las variables ambientales que afectan el establecimiento de las especies. A lo largo de un gradiente altitudinal, las variaciones en la composición de especies y la diversidad pueden ser sutiles, pero también abruptas, lo que resulta en la presencia de diferentes comunidades vegetales y en un fuerte recambio de especies a lo largo del mismo, lo que contribuye significativamente a la diversidad florística de algunas regiones. En este estudio analizamos la composición y la estructura de las comunidades vegetales que se establecen a lo largo de un gradiente altitudinal de más de 1,100 m (1,230 m - 2,350 m s.n.m.), en un área pequeña (2,610 ha) en la parte oriental del área natural protegida Corredor Biológico Chichinautzin, Morelos, México. Se usaron imágenes satelitales para seleccionar los sitios de muestreo, incluyendo los diferentes tipos de vegetación. Se muestrearon 12 sitios de 1000 m², (cuatro del bosque tropical caducifolio -BTC- y bosque de encinos -BE-, respectivamente, y dos del bosque de pino-encino -BPE- y bosque de pino -BP-, respectivamente) en los cuales se registraron todos los individuos leñosos con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 2.5 cm. Además, se midió la altura y la cobertura de la copa de cada individuo y se recolectaron ejemplares con el fin de identificarlos. En cada sitio se registró la altitud, la pendiente, la orientación y algunas variables indicadoras de disturbio. Se caracterizó la estructura de la vegetación en cada tipo de bosque y se estimaron la diversidad alfa (i.e., la riqueza local) y beta (i.e., el recambio de especies). También se elaboró un mapa de la distribución de dichos bosques, que incluye las zonas bajo uso y urbanas, con el fin de brindar una imagen de las condiciones actuales de la localidad. Se registraron en total 100 especies de plantas leñosas. El tipo de vegetación más ampliamente distribuido fue el bosque tropical caducifolio, que es también el que tiene los valores más altos de riqueza de especies (80) y diversidad alfa promedio, y el más afectado

por el disturbio. Éste tiene una alta similitud florística con el bosque de encino, que se ubica en el piso altitudinal contiguo, en el que se registraron 30 especies. En el bosque de pino-encino se registraron 20 especies, y a pesar de tener valores bajos de riqueza promedio, ocupa el segundo lugar en diversidad alfa. Finalmente, la menor diversidad se registró en el bosque de pino, que tuvo una riqueza de ocho especies y se localiza en el piso altitudinal superior; presenta también un nivel alto de disturbio debido a la extracción de ocote. El mayor recambio de especies se presentó entre el bosque tropical caducifolio y el bosque de pino. Las variables estructurales mostraron diferencias claras entre el BTC y el resto de los bosques templados. Con base en los resultados del presente estudio se sugiere la implementación de planes de manejo y conservación que abarquen todo el gradiente altitudinal, ya que la gran diversidad de especies vegetales presentes en la zona está asociada a éste.

ABSTRACT

Vegetation analysis is relevant for understanding the functioning of plant communities, but it is also essential to design conservation and management plans. The landscape has a large influence in many vegetation characteristics, including its structure and composition; among the more relevant traits that define landscapes are altitudinal gradients, due to their strong effect on the environmental variables that influence species establishment. Variations in species composition and diversity along an altitudinal gradient may be subtle, but they may also be abrupt, resulting in different plant communities and a strong species turnover along it, which is a significant contribution to the floristic diversity of some regions. In this study we analyzed the composition and structure of plant communities along an altitudinal gradient of $\approx 1,100$ m (1,230 m - 2,350 m a.s.l), in a small area (2,610 ha) in the eastern part of the protected area Corredor Biológico Chichinautzin, in Morelos, México. Satellite images were used to select the sampling sites, which included the main vegetation types. 12 sites of 1000 m² were sampled (four in tropical dry forest -TDF- and oak forest -OF-, respectively, and two in pine-oak forest -POF- and pine forest -PF-, respectively), in which all woody plants having a diameter at breast height DBP ≥ 2.5 cm were registered. Height and crown cover of each individual were also registered, and botanical samples were taken to identify them. In each site altitude, slope, orientation and disturbance variables were registered. Vegetation structure in each forest type was characterized, and alpha (i.e., local richness) and beta (i.e., species turnover) diversity were estimated. A map of forest distribution was elaborated, which includes other land uses such as agricultural and urban areas, to have an image of the present conditions in the locality. A total of 100 woody species were registered. The vegetation type with the largest distribution was TDF, which also had the higher values of species richness (80) and mean alpha diversity; it is also the most disturbed vegetation type. It has a high floristic similitude with the oak forest, which is found in the immediate upper altitudinal belt and has a richness of 30 species. 20 species were registered in the POF, and although its mean richness was a low, it had the second largest value of alpha diversity. Finally, the lowest diversity was found in the PF, whose richness was eight species and is found

in the highest elevations. It also has a high disturbance level due to “ocote” extraction. The highest species turnover was found among TDF and PF. Structural variables showed significant differences among TDF and all temperate forests. Based on our results, we suggest that management and conservation plans that include the whole altitudinal gradient should be implemented, as the high plant species diversity found in the area is associated to it.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. El estudio de la vegetación

Las plantas son el elemento fundamental en los ecosistemas terrestres; junto con las algas y las bacterias fotosintéticas oxigénicas, han modificado la naturaleza física y química de la biósfera, lo cual ha permitido la existencia de organismos aeróbicos (Keddy 2007). Además de ser los productores primarios, intervienen en muchos ciclos biogeoquímicos (Walter 1973), e influyen en factores del medio físico como el suelo y el micro-clima (Breckle 2002). Por ello, constituyen el componente estructural más importante de la mayoría de las comunidades biológicas, además de proporcionar diferentes tipos de hábitats a otros organismos (MacArthur y MacArthur 1961, Huston 1994, Breckle 2002).

Mientras que el concepto de flora se refiere al conjunto de especies vegetales que están presentes en un sitio, sin importar qué tan bien representadas están (Meave y Pérez-García 2013), el concepto de vegetación incluye aspectos cuantitativos del conjunto de plantas que crecen de forma espontánea en un lugar (Terradas 2001). Es decir, la vegetación involucra a la comunidad formada por los individuos de las especies vegetales (van der Maarel 2005). Esta distinción permite reconocer características particulares de la vegetación, como su fisonomía, su organización espacial –componentes de la estructura de la vegetación–, y su diversidad, que no sólo se refiere al número de especies presentes en un sitio (riqueza), sino que considera también la abundancia relativa de cada una (Magurran 2004). De este modo, los atributos de la vegetación se pueden clasificar esencialmente en dos grupos: los estructurales y los de diversidad florística (van der Maarel 2005).

El concepto de estructura de la vegetación se refiere tanto al arreglo espacial de las plantas (Terradas 2001) como a su estructura cuantitativa (Hayek y Buzas 1997). En el arreglo espacial se consideran la estructura vertical, es decir la distribución de los diversos componentes de las plantas (hojas, tallos o troncos y raíces) que forman una comunidad, así como a la altura diferencial de las mismas;

y la estructura horizontal se refiere a la distribución de los individuos de las diferentes especies en el sustrato, el cual puede presentar patrones agregados, aleatorios o regulares. La estructura cuantitativa es la distribución numérica de los individuos, y en ella se incluyen variables importantes para su caracterización, como la biomasa, el área basal y la cobertura de la copa (Hayek y Buzas 1997), las cuales permiten estimar la contribución de cada especie a la estructura de la comunidad (Kershaw 1964) y el grado de desarrollo de la propia comunidad.

El concepto de diversidad, en un sentido amplio, se refiere por lo general a la amplia variedad de organismos existentes en la Tierra o en un sitio determinado y es el fruto de miles de millones de años de evolución; ha sido moldeada por procesos naturales y, cada vez más, por la influencia del ser humano (CDB 1992). En el caso de las comunidades vegetales, se refiere tanto al número de especies presentes en un sitio como a su abundancia relativa, y se mide generalmente con medidas de heterogeneidad, que combinan la riqueza y la equidad (*i.e.*, que tan homogénea o heterogéneamente se distribuyen los organismos presentes en las distintas especies; Magurran 2004). De este modo, el concepto de diversidad en este caso se refiere a la 'diversidad taxonómica', que denominaremos 'diversidad alfa (α)' o simplemente 'diversidad'.

A nivel local, existen dos factores básicos determinantes de la diversidad de un sitio. El primero es el acervo regional de especies (*species pool*), que se refiere a todas las especies disponibles que pueden colonizar y habitar en un área dada y cuya presencia responde principalmente a procesos biogeográficos y ecológicos (Whittaker *et al.* 2001, O'Brien *et al.* 2003, Wiens y Donoghue 2004, Halffter y Moreno 2005, Kreft y Jetz 2007). El segundo se refiere a las interacciones ecológicas locales, que comprenden no sólo a las que se dan entre los organismos, sino también a las interacciones de éstos con el medio físico en que se encuentran. Ambos tipos de interacciones funcionan como filtros selectivos que determinan el establecimiento y la coexistencia en un sitio de un subconjunto de las especies que conforman el acervo regional (Zobel 1997, Ricklefs 2000, Lepš 2005, Myers y Harms 2009, 2011).

Habitualmente existen cambios en la diversidad relacionados con el paisaje. El grado de cambio o reemplazo en la composición de especies a través de gradientes ambientales o diversidad β (Whittaker 1972) se evalúa con índices o coeficientes de similitud, de disimilitud o de distancia entre muestras, a partir de datos cualitativos (presencia-ausencia de las especies) o cuantitativos (abundancia proporcional de cada especie, dada por número de individuos, biomasa, densidad o cobertura), o bien con índices de diversidad beta propiamente dichos (Wilson y Shmida 1984, Moreno 2001, Magurran 2004).

El análisis de la vegetación permite, además de conocer y describir a las comunidades vegetales, detectar cambios en su estructura, diversidad y funcionamiento (dinámica de la vegetación, Pickett *et al.* 2013); analizar las causas probables de dichos cambios (por ejemplo, el efecto de la disponibilidad de recursos y las condiciones ambientales, Pretzsch 2009); comparar una comunidad vegetal con otras con el fin de detectar patrones, así como poner a prueba hipótesis relacionadas con su funcionamiento (Kent y Coker 1992, van der Maarel 2005). Además, brinda bases sólidas para que los programas de aprovechamiento y conservación incluyan criterios científicos que permitan aumentar su sostenibilidad (CONABIO 2008). Todo esto pone de manifiesto la relevancia de los estudios de la vegetación.

Cabe notar, sin embargo, que la obtención de la información a partir de la toma de datos en campo requiere una inversión importante de trabajo y tiempo (Shuman y Ambrose 2003). Además, hay variaciones espaciales de los atributos de la vegetación en respuesta a factores ambientales y gradientes en la disponibilidad de recursos, que pueden detectarse a distintas escalas (Watt 1947, Thorhallsdottir 1990, Foody 2003, Strayer *et al.* 2003, Wagner y Fortin 2005). Para analizar dichas variaciones resulta muy útil integrar a la percepción remota, que permite adquirir datos físicos sobre un objeto sin entrar en contacto con él, u observar algo a través de un dispositivo que se encuentra a una distancia lejana del objeto estudiado (Barrett y Curtis 1976). Esta disciplina incluye todos los procesos de obtención de imágenes u otras formas de registro electromagnético de la superficie de la Tierra

desde la distancia, así como el tratamiento y procesamiento de los datos de la imagen, a partir de la radiación electromagnética emitida o reflejada desde un área objetivo (White 1977, Campbell y Wynne 2011).

La gran ventaja de la integración de este campo de conocimiento a los análisis de vegetación es que permite estimar de forma relativamente rápida y a gran escala muchos atributos de la misma (Foody *et al.* 2001, Lefsky *et al.* 2002, Pohl y Van Genderen 2010), considerando su variación espacial a un menor costo (Nagendra 2001, Foody 2003, Kerr y Ostrovsky 2003, Luoto *et al.* 2004, Aplin 2005, Gillespie *et al.* 2008). Además permite cubrir grandes extensiones de terreno, incrementar la frecuencia con la que pueden hacerse estimaciones sobre la vegetación y sus características, y hacer estimaciones en sitios de difícil acceso (Cingolani *et al.* 2004, Cayuela *et al.* 2006, Omo-Irabor *et al.* 2011). Estas capacidades convierten a la percepción remota en una disciplina que provee herramientas prácticas y rápidas para estudiar ecosistemas o comunidades en escalas medianas o grandes (Gould 2000, Chambers *et al.* 2007).

1.2. El ambiente y la vegetación

El registro de variables ambientales es fundamental para el análisis de vegetación. Algunos factores como el clima, el suelo, el relieve y los propios organismos generan gradientes ambientales que son determinantes de la variación regional de la vegetación (Whittaker 1975, Loveless 1983, Austin 1987, Ter Braak 1987, Salas-Morales *et al.* 2018).

El clima es el factor ambiental más relacionado con la distribución de los tipos de vegetación a nivel mundial, continental y regional (Kogan 1990, Stephenson 1990, Archibold 1995, Ohmann y Spies 1998, Keller *et al.* 2000, Gallardo-Cruz *et al.* 2009), debido a que las especies suelen responder diferencialmente a los gradientes climáticos (Pausas y Austin 2001, Wang *et al.* 2006). Entre las variables climáticas que mayor impacto tienen en la distribución de la vegetación se encuentran la temperatura y la precipitación (Salisbury 1926, Holdridge 1982, Krebs 1994, Sardinero 2004, Williams-Linera *et al.* 2013).

El papel central de la temperatura en la determinación de los cambios espaciales de la vegetación ha sido demostrado en diversos estudios, a partir de los cuales se sabe que, debido a la presión atmosférica, existe una correlación negativa entre la altitud y la temperatura (Adams 2007, Piao *et al.* 2011). La tasa de cambio puede variar de acuerdo con la hora del día, la estación, el tamaño y la posición de las montañas y la humedad relativa (Newman 1990, Tang y Fang 2006). En regiones sin limitaciones en la disponibilidad de agua a lo largo de un gradiente, la temperatura es el elemento restrictivo de la distribución altitudinal de las especies (Jones 1983, Whitmore 1990).

Las especies tolerantes a variaciones amplias de temperatura tienen distribuciones más extensas en el gradiente, haciendo que las transiciones entre comunidades sean graduales (Lovett 1998, Sánchez-González y López-Mata 2003). Sin embargo, algunos estudios han demostrado la existencia de distribuciones discretas con límites definidos entre comunidades (Kitayama 1992, Hemp 2006). En las zonas montañosas ciertos factores climáticos causan transiciones bióticas abruptas, llevando a una sucesión discreta de zonas de vegetación (Martin *et al.* 2007, Salas-Morales y Meave 2012, Salas-Morales *et al.* 2015).

En el caso particular de las especies tropicales, existe una restricción debida a las temperaturas que prevalecen en las partes altas, ya que las menores de 10 °C son críticas para este tipo de plantas (Lyons 1973, Smillie y Nott 1979, Salas-Morales *et al.* 2015, Taiz *et al.* 2018). Salas-Morales y Meave 2012 encontraron una disminución abrupta en la riqueza a lo largo de un gradiente altitudinal entre los 1,800 - 2,000 m s.n.m., que podría estar relacionada con variaciones críticas de temperatura, lo que representa una discriminación altitudinal típica de ambientes tropicales y templados, en donde los sitios elevados son más homogéneos florísticamente hablando.

La precipitación, por su parte, no sólo determina la disponibilidad de agua en el suelo, sino que también está relacionada con la humedad del aire, la cual se asociada negativamente con la pérdida de agua de la vegetación (Salisbury 1926). De este modo, la precipitación se relaciona con el agua que pueden absorber las

plantas pero también con el agua que pierden. La disponibilidad de agua está directamente relacionada con la elevación ya que, como se ha mencionado, el incremento en la elevación está asociado con descensos en la temperatura, por lo que se espera que en zonas elevadas exista una menor evapotranspiración. En zonas poco elevadas el efecto de la escorrentía produce una acumulación de la humedad en el suelo (Gallardo-Cruz *et al.* 2009); sin embargo, en regiones altamente estacionales se esperan restricciones de humedad en las partes bajas debido a una mayor evaporación por altas temperaturas (Salas-Morales y Meave 2012).

Esto muestra que a lo largo de un gradiente altitudinal los diferentes factores del clima afectan de manera diferencial a la vegetación: las temperaturas pueden ser determinantes particularmente en zonas elevadas, mientras que la disponibilidad de agua puede tener mayor influencia en las partes bajas (Sang 2009). Por otro lado, el efecto de la temperatura en la riqueza de especies es particularmente notable en regiones donde la flora está adaptada a largos períodos de sequía pero tiene tolerancia limitada a las bajas temperaturas (Becerra 2005).

Los patrones de insolación y los procesos hidrológicos se encuentran condicionados por la topografía, lo que ocasiona cambios en la energía disponible y las condiciones del balance hídrico, que a su vez producen cambios en la estructura y diversidad de la vegetación (Gallardo-Cruz *et al.* 2009). En las montañas de regiones templadas, la distribución de la vegetación está fuertemente influida por la orientación de las pendientes, el viento y la insolación (Sánchez-González y López-Mata 2003, Rzedowski 2006). En las regiones estacionalmente secas de las latitudes tropicales del hemisferio norte, las pendientes orientadas al sur reciben más energía solar durante el estiaje, mientras que las orientadas al norte reciben más energía solar durante la época de lluvias, por lo tanto se espera que la vegetación ubicada en estas últimas esté más desarrollada (Gallardo-Cruz *et al.* 2009). Estos últimos autores mostraron que existe una respuesta diferencial de los atributos de la vegetación a lo largo de un gradiente altitudinal, pero ésta responde también a la orientación de las pendientes. De este modo, las diferencias florísticas

halladas en Monte Cerro Verde son mayores en las laderas orientadas al norte, debido a que el ingreso potencial de energía es más variable en estas laderas; sin embargo, dichas diferencias no sólo se deben a variaciones ambientales debidas a la orientación, ya que existe una variación importante ligada a la elevación. Esto muestra que los regímenes de insolación dependen de la inclinación y la orientación de las pendientes, pero también de la altitud (Daubenmire 1968, Pianka 2000, Ricklefs y Miller 2000).

Lo anterior muestra que la altitud es un factor determinante de los gradientes climáticos y de la topografía y, por lo tanto, tiene una gran influencia en la vegetación (Gallardo-Cruz *et al.* 2009). La diversidad de especies a lo largo de gradientes altitudinales ha sido ampliamente estudiada, lo que ha llevado a reconocer una relación inversamente proporcional entre la diversidad de la flora y la altitud (Lieberman *et al.* 1996, Vázquez G. y Givnish 1998, Odland y Birks 1999, Grytnes y Vetaas 2002, Salas-Morales y Meave 2012). A pesar de la relativa generalidad de la relación entre diversidad y altitud, algunos estudios han encontrado comportamientos no lineales (Lovett 1998, Kessler 2001, Bachman *et al.* 2004, Bhattarai *et al.* 2004). A partir de una revisión, Rahbek (1995) determinó tres principales distribuciones altitudinales de distribución de la biota, que dependen del grupo estudiado o del tamaño del área de estudio: 1) disminución monotonía con el aumento de la altitud; 2) un modelo de campana o de joroba, con un máximo en elevaciones y 3) una riqueza constante desde las zonas bajas hasta las elevaciones medias, seguida por una fuerte disminución en los pisos más elevados.

Por otro lado, como se mencionó, la diversidad de especies también es afectada por las actividades humanas, en particular por los disturbios. Desde el punto de vista de la ecología, el disturbio es un evento o fuerza, de origen biológico o abiótico, que causa mortalidad de los organismos y por lo tanto pérdida de biomasa. Debido a que los disturbios modifican la distribución temporal y espacial de la disponibilidad de recursos, constituyen un factor determinante en la abundancia y distribución de las poblaciones (Tilman 1983, Chaneton y Facelli 1991). Por ello, se considera que los disturbios físicos y biológicos representan una

de las principales fuentes de variación en la estructura de las comunidades (Whittaker y Levin 1977, Sousa 1984), ya que diferentes especies reaccionan a ella de distinto modo, habiendo plantas susceptibles y tolerantes al disturbio y otras que se ven favorecidas por él (Martorell y Peters 2005). Diferentes modelos de disturbio han identificado que las variaciones en la disponibilidad de recursos controlan las respuestas de las comunidades vegetales (Roberts y Gilliam 1995). El disturbio antrópico puede conducir a transformaciones relativamente rápidas de los recursos naturales y sus efectos son acumulativos; si se presenta de manera regular o crónica, constituye la forma principal de destrucción ambiental (Singh 1998).

1.3. La vegetación de la Sierra del Chichinautzin

El presente estudio se llevó a cabo en la sierra del Chichinautzin, que se localiza en la Faja Volcánica Transmexicana, en la porción norte del estado de Morelos. Está conformada por volcanes jóvenes, con edades menores de 50,000 años. Fries (1960) definió a esta sierra como el conjunto de todas las corrientes lávicas, tobas, brechas y materiales clásticos interestratificados, depositados por agua, de composición andesítica o basáltica que descansan encima de la formación Cuernavaca o de unidades más antiguas.

El Área de protección de Flora y Fauna Corredor Biológico Chichinautzin es una de las seis Áreas Naturales Protegidas (ANP) de la región centro del país (CONANP 2016); cuenta con una superficie de 65,721 ha y abarca 12 municipios de Morelos (SEMARNAT 2018), además de un municipio del Estado de México y una parte de las alcaldías de Milpa Alta y Tlalpan, en el sur de la Ciudad de México (SEMARNAT 2018). Cuenta con tres zonas núcleo: Chalchihuites, con 783 ha, Chichinautzin-Quiahuistepec, con 2,873 ha, y La Mariposas, con 1,741 ha (Vega *et al.* 2008).

Este corredor une los parques nacionales Lagunas de Zempoala y El Tepozteco (Paz 2005), y debido a sus condiciones geográficas y climáticas cuenta con una notable diversidad de hábitats y especies (SEMARNAT 2018). De acuerdo con el decreto de su creación, publicado en el Diario Oficial de la Federación en

1988, la zona en su conjunto presenta características edafológicas, florísticas, faunísticas, de altitud y de ubicación geopolítica —por ser el límite territorial con la Ciudad de México— que le confieren una alta importancia ecológica, económica y geoambiental. La integración de los dos parques busca establecer un área de conservación más vasta y obedece a la necesidad de proteger y conservar un rico entorno natural que es muy vulnerable por su cercanía a las grandes áreas urbanas de la Ciudad de México y Cuernavaca (Paz 2005).

De acuerdo con la SEMARNAT (2018), en el Corredor Chichinautzin se han registrado 785 especies de plantas en siete tipos de vegetación, así como 315 especies de hongos (de los cuales más de 80 son comestibles), 43 especies de reptiles, 10 especies de anfibios, 237 de aves (36 exclusivas de esta región), cinco especies de peces y 1,348 especies de insectos y arañas.

Aunque predominan los bosques de pino, oyamel y encino —que corren de oriente a poniente en el estado de Morelos—, comprende una buena parte de la porción de la selva baja caducifolia presente en dicho estado (Paz 2005). Vega *et al.* (2008) reportan la presencia de bosques de oyamel, de pino, de encino, bosque mixto (pino-encino), bosque tropical caducifolio y matorral crassirosulifolio. Por otro lado, en el plan de manejo del Parque Nacional El Tepozteco (CONANP 2008), se registra la presencia de 1,119 especies vegetales, que incluyen tanto especies leñosas como herbáceas. Sin embargo; de acuerdo con Block y Meave (2015), dichas cifras subestiman la riqueza de la flora del parque.

Esta área de protección genera importantes servicios ambientales, entre los que destaca la recarga de mantos acuíferos, que abastecen cerca de 80% de los requerimientos hídricos del estado de Morelos y permiten su desarrollo económico (Paz 2005). Asimismo, el corredor es una zona de amortiguamiento para el Valle de Cuernavaca (SEMARNAT 2018) y las zonas urbanas del norte de Morelos. Esto pone de manifiesto su importancia como zona de protección y conservación de hábitats (particularmente de especies endémicas o en peligro de extinción) y de cuencas hidrológicas (Paz 2005).

A pesar de estos esfuerzos de conservación, los bosques del norte de Morelos han sufrido un notable deterioro, debido principalmente al desarrollo de fraccionamientos urbanos, a incendios, a la tala clandestina, la extracción de tierra de monte para jardinería y la extensión de la frontera agrícola. Por ello, urge que la protección de la zona vaya más allá del decreto y la palabra, y permita regular el crecimiento urbano y la presión demográfica, además de la planeación ordenada de las actividades productivas permitidas en la zona de amortiguamiento, con el fin de alcanzar un aprovechamiento de los recursos en beneficio de la región en su conjunto, sin menoscabo de su base ecológica (Paz 2005).

El manejo de las áreas naturales protegidas, encaminado a preservar los diversos hábitats presentes en ellas, generar beneficios a quienes en ellas habitan y mantener el funcionamiento de los ecosistemas (que ofrecen importantes servicios ambientales a escala regional), debe ser un asunto de interés público, ya que además de ser ecosistemas que generan recursos y servicios son, en muchos casos, también producto de construcciones sociales e históricas (Paz 2005).

El conocimiento de la biodiversidad de las áreas naturales protegidas y su estado de conservación es fundamental para poder desarrollar programas de conservación y manejo adecuados, que permitan su aprovechamiento sin ponerla en riesgo. En este sentido, cobra relevancia el estudio de la vegetación, ya que además de su aportación al conocimiento de la biodiversidad de las comunidades del país, permite sentar bases sólidas para diseñar dichos programas. Este trabajo busca contribuir al conocimiento de la vegetación de la Sierra del Chichinautzin a través del estudio detallado de una pequeña porción de su territorio, así como brindar información relevante para que sus habitantes, junto con las autoridades competentes, elaboren planes de manejo y conservación de su territorio y sus recursos naturales.

2. OBJETIVOS

General

Caracterizar la vegetación leñosa del territorio de la comunidad de Amatlán, Morelos, con el fin de brindar información relevante para desarrollar alternativas de conservación y restauración.

Particulares

- Identificar los principales tipos de vegetación presentes en el territorio de Amatlán.
- Elaborar un mapa de la distribución de los principales tipos de vegetación.
- Determinar la composición, la estructura y diversidad de los principales tipos de vegetación.
- Analizar el efecto de algunas variables, como la altitud, el clima, la pendiente y la orientación, en la estructura de la vegetación.
- Caracterizar los principales tipos de disturbio presentes y establecer su posible impacto en la vegetación.

3. MÉTODOS

3.1. Zona de estudio

El estudio se llevó a cabo en la localidad de Amatlán de Quetzalcoátl (Amatlán, de aquí en adelante), municipio de Tepoztlán, Morelos, que se ubica entre las coordenadas 18° 55' 29.99" y 18° 59' 58.77" N, y 99° 03' 21.77" y 99° 00' 40.36" O (Figura 1). La parte norte de este territorio pertenece a la provincia fisiográfica de Lagos y Volcanes del Anáhuac, mientras que el sur forma parte de la Provincia Sierras y Valles Guerrerenses (INEGI 2010), inmersa en la cuenca del Río Balsas.

Este territorio consta de 2,610 ha y está formado por cuatro unidades estratigráficas: tres de ellas de clase ígnea extrusiva (tipos basalto-brecha volcánica, basalto y toba intermedia, respectivamente); y una de tipo brecha

sedimentaria, que constituye la parte accidentada del relieve del territorio. Las cuatro formaciones datan de la era Cenozoica; dos pertenecen al sistema Neógeno (entre ellas la única de clase sedimentaria) y dos al Cuaternario. La porción norte se encuentra ocupada por litosoles de textura de media; mientras que en el sur se registran andosoles húmicos de textura media y pedregosos, regosoles eútricos de textura media y líticos, y vertisoles pélicos de textura fina (INEGI 2010).

En Amatlán existe un importante gradiente altitudinal, que va de 1,230 a 2,350 m s.n.m., asociado al cual se presentan cambios en el clima, que en el extremo norte es templado subhúmedo con lluvias en verano -C(w₂)-, y en la parte central y sur es semicálido subhúmedo con lluvias en verano. El nivel de humedad es mayor en la parte central que en el sur ((A)C(w₂) y (A)C(w₁), respectivamente; INEGI 2010).

Como consecuencia de la variación en los factores ambientales, a pesar de que el territorio es relativamente pequeño, se presentan diferentes tipos de vegetación. De acuerdo con INEGI destaca la presencia de bosque mixtos de pino con encino, selva baja caducifolia, bosque de encino y bosque mesófilo de montaña; sin embargo, de acuerdo con lo observado en recorridos en campo previos al estudio, se identificaron cuatro tipos principales de vegetación: el bosque tropical caducifolio (BTC) y los bosques de encino (BE) en las partes más bajas, los bosques de pino-encino (BPE) y pino (BP) en las partes más altas, así como los ecotonos entre ellos. Se observaron elementos característicos de bosque mesófilo de montaña, sin embargo, este tipo de vegetación es poco extendido y difícil de localizar, por lo que no se incluyó en este estudio.

La mayor parte del territorio de Amatlán forma parte del corredor biológico Chichinautzin, y en él se encuentra gran parte de la zona núcleo conocida como Las Mariposas. La tenencia de la tierra es comunal, y las actividades productivas más importantes son la agricultura de temporal y de subsistencia (centrada en el cultivo de maíz y frijol), la ganadería y el turismo (Puente 2019). En 2010 la población era de 1,029 habitantes. Además de la agricultura, muchos habitantes encuentran

empleos temporales en la construcción y en el extranjero, a través del Programa de Trabajadores Agrícolas Temporales México-Canadá.

Con base en información obtenida por la propia comunidad y facilitada a través del comisario de bienes comunales en turno, fue posible trazar, con el apoyo de un Sistema de Información Geográfica, el polígono que abarca el territorio de Amatlán y por lo tanto delimitar el área de estudio (Figura 1), así como localizarla en el municipio y la entidad.

3.2. Delimitación de los tipos de vegetación

En este estudio se utilizó una imagen de la zona, obtenida el 28 de marzo del 2010, por el Satélite Para la Observación de la Tierra (*Spot 5*, Figura 2). Se utilizaron cuatro bandas espectrales; tres con una resolución espacial de 10 m, de las cuales dos comprenden el espectro visible (verde y rojo: 0.5 – 0.69 μm del espectro electromagnético), y una en el infrarrojo cercano (0.78 – 0.89 μm), y finalmente una banda en el infrarrojo medio (1.58 – 1.75 μm), con una resolución espacial de 20 m por píxel.

Con la finalidad de identificar los diferentes tipos de vegetación presentes en Amatlán y obtener las firmas espectrales de cada uno, con la ayuda de un sistema geoespacial de teledetección (ERDAS IMAGINE 2013), se calculó el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, siglas en inglés), cuya fórmula es:

$$\frac{\text{NIR}-\text{RED}}{\text{NIR}+\text{RED}}$$

Donde,

NIR = banda espectral correspondiente al infrarrojo cercano

RED = banda espectral correspondiente al rojo del espectro visible (Rouse *et al.* 1973).

A partir del NDVI y las observaciones hechas durante recorridos en campo, con la ayuda del mismo sistema geoespacial de teledetección, se realizó una clasificación supervisada basada en el método de máxima verosimilitud, el cual

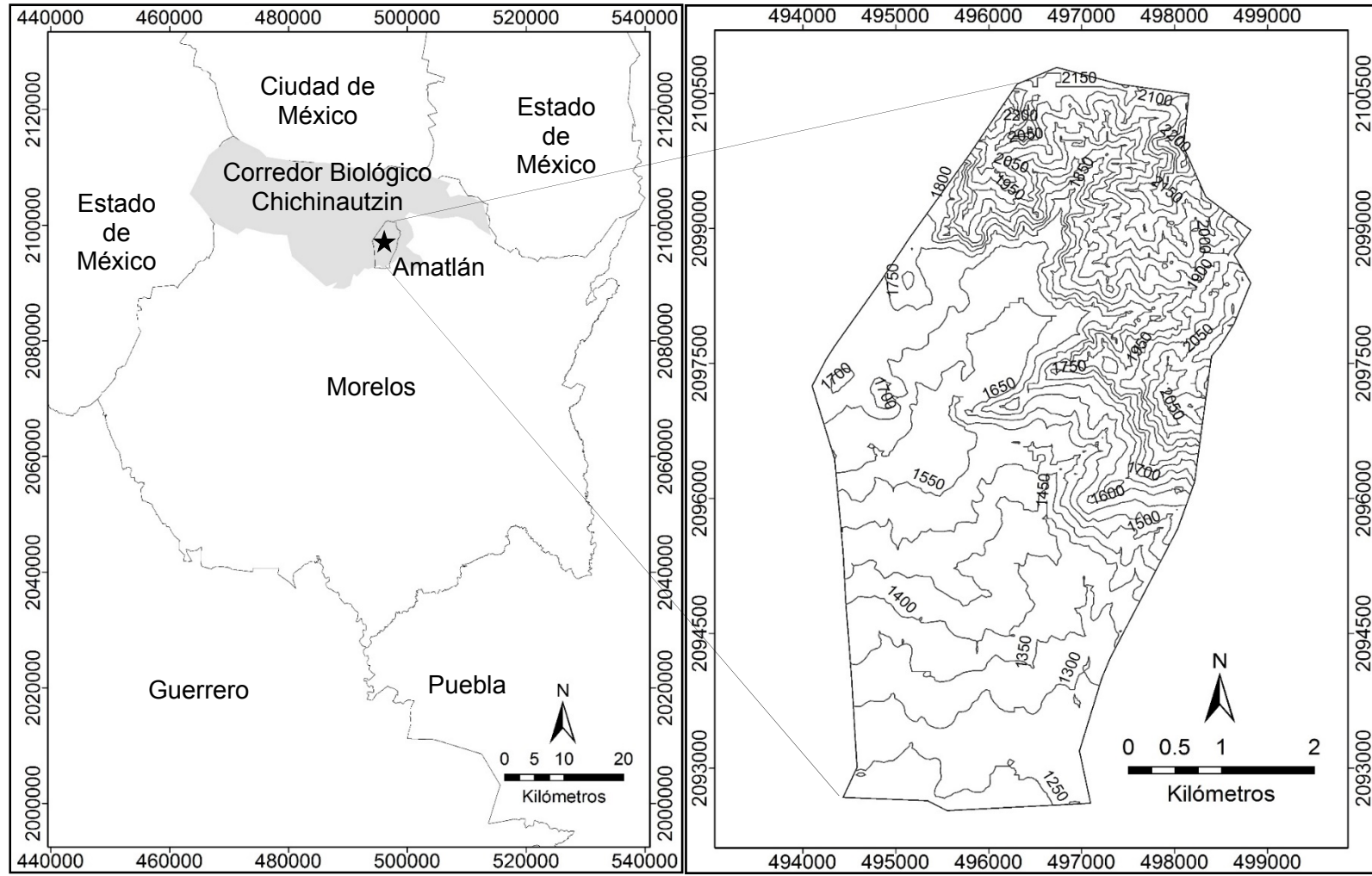


Figura 1. Localización del territorio de Amatlán en el estado de Morelos y en el Corredor Biológico Chichinautzin. Se muestran las curvas de nivel cada 50 m.

agrupar, por sus características, los atributos que componen la imagen, ya que se espera que pixeles con valores similares pertenezcan a una misma clase, en este caso un mismo tipo de vegetación.

3.3. Caracterización de la vegetación

A partir de la delimitación realizada con las imágenes de satélite y los recorridos en campo se identificaron cuatro tipos principales de vegetación boscosa, en los cuales se establecieron los sitios de muestreo (Figura 2). El número de sitios en cada tipo de vegetación dependió de su extensión y de su accesibilidad; en total se establecieron 12 sitios de muestreo, cada uno de los cuales consistió de 10 cuadros de 10 × 10 m (i.e., 0.01 ha) que es una medida usada frecuentemente para caracterizar la vegetación arbórea (Mueller-Dombois y Ellenberg 1974). El número de sitios por tipo de vegetación se muestra en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Número de sitios y extensión muestreada en los principales tipos de vegetación presentes en el territorio de Amatlán.

TIPO DE VEGETACIÓN	NÚMERO DE SITIOS	NOMBRE DE LOS SITIOS	SUPERFICIE (m ²)
Bosque Tropical Caducifolio (BTC)	4	S1, S3, S6 y S10	4000
Bosque de Encino (BE)	4	S2, S4, S5 y S8	4000
Bosque de Pino-Encino (BPE)	2	S7 y S11	2000
Bosque de Pino (BP)	2	S9 y S12	2000

El muestreo de la vegetación abarcó un total de 12 000 m², que equivalen a 1.2 ha y el trabajo de campo se realizó en octubre de 2014 y de junio a noviembre de 2015.

3.3.1. Variables estructurales

Se incluyeron como componentes del estrato arbóreo a las plantas leñosas cuyo diámetro a la altura del pecho (DAP, a 1.3 m de altura) fuera mayor o igual a 2.5 cm, ya que son los individuos que más contribuyen tanto al área basal como a la

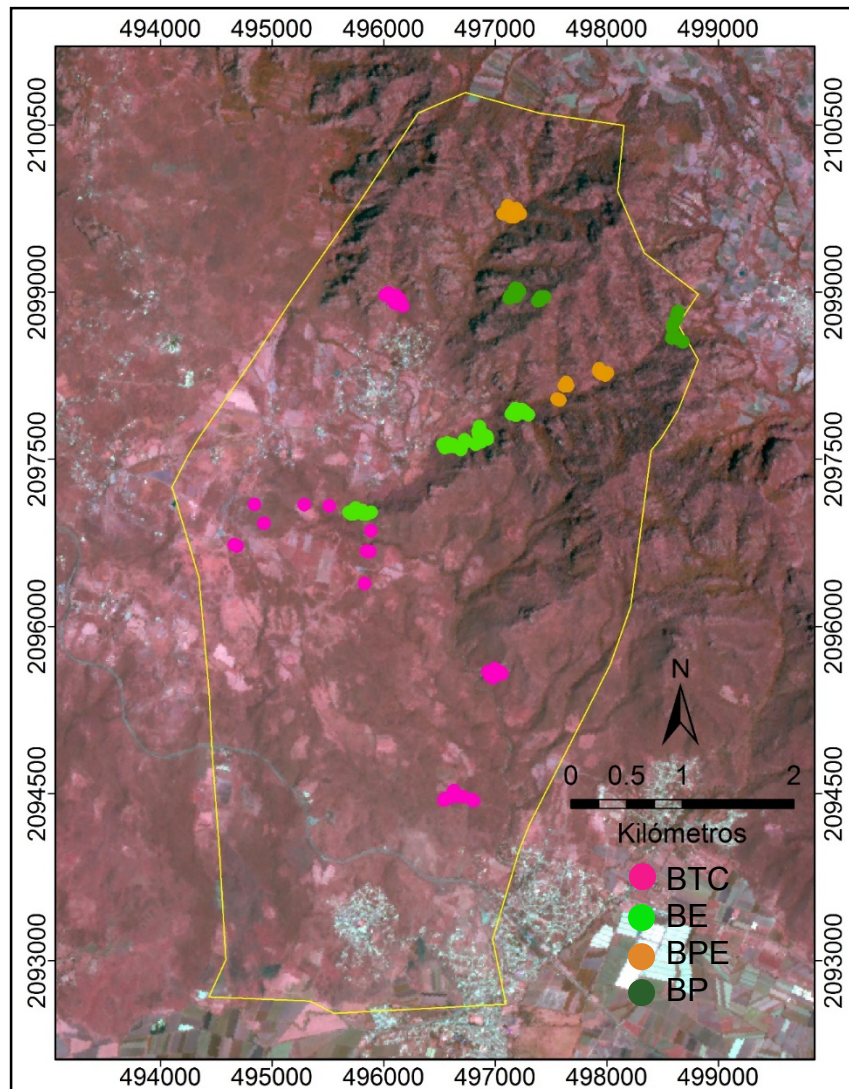


Figura 2. Recorte de la imagen del satélite *Spot 5*, que comprende el territorio de Amatlán, con una combinación de bandas en color falso: RGB-4, 3, 2 y una resolución espacial de 12.5 m por pixel. Se muestra en amarillo el polígono de los límites territoriales. Asimismo, se presenta la distribución de los sitios de muestreo por tipo de vegetación. BTC = Bosque Tropical Caducifolio. BE = Bosque de Encino. BPE = Bosque de Pino-Encino. BP = Bosque de Pino.

biomasa del bosque (Bongers *et al.* 1988); no se incluyeron las que presentaron diámetros menores o alturas inferiores a 1.3 m.

En todos los individuos con DAP ≥ 2.5 cm se registró el DAP con una cinta diamétrica. En aquéllos cuyo tronco se ramifica por debajo de 1.3 m se midió el DAP a todos los tallos a esa misma altura, independientemente de su diámetro, y con estos datos se calculó su área basal. Además, se midió la altura de cada individuo con un estadal, y se midieron dos diámetros de la copa: el primero con una orientación norte-sur y el segundo sobre la línea perpendicular. Con estos datos se calculó el área de la copa de cada árbol mediante la fórmula de la elipse:

$$C = \left(\frac{D_1}{2} \times \frac{D_2}{2} \right) \times \pi$$

Para evaluar la importancia relativa de las especies, se calculó primero la frecuencia absoluta mediante la siguiente fórmula (Matteucci y Colma 1982):

$$Fa = \frac{\text{Número de parcelas con presencia de una especie}}{\text{Número total de parcelas}} \times 100$$

Asimismo, se calculó la frecuencia relativa de cada especie usando la fórmula (Matteucci y Colma 1982):

$$Fr = \frac{\text{Frecuencia absoluta de una especie}}{\Sigma \text{ Frecuencia absoluta de todas las especies}} \times 100$$

Este parámetro permite conocer la probabilidad de encontrar una especie en relación con la probabilidad de encontrar al total de las especies.

Se calculó además la abundancia relativa, que es una medida de cuántos individuos, del total de individuos registrados, pertenecen a una misma especie (Matteucci y Colma 1982):

$$Ar = \frac{\text{Número de individuos de una especie}}{\text{Número de individuos de todas las especies}} \times 100$$

Finalmente, se evaluó la dominancia relativa, obtenida a través del área basal, que indica qué tanto aporta una especie determinada al área basal total de cada unidad de vegetación (Matteucci y Colma 1982):

$$Dr = \frac{\text{Área basal de una especie}}{\text{Área basal de todas las especies}} \times 100$$

El área basal se calculó a partir del diámetro (d) con la fórmula:

$$Ab = \pi \left(\frac{d}{2} \right)^2$$

El área basal de cada especie y la total fueron calculadas como la suma del área basal de todos los individuos de una especie o de todos los individuos de todas las especies, respectivamente.

A partir de estas variables es posible obtener el valor de importancia relativa de Curtis (VIR) de cada especie, con el fin de identificar a las especies dominantes en cada tipo de vegetación (Matteucci y Colma 1982):

$$VIR = \text{Dominancia relativa} + \text{Abundancia relativa} + \text{Frecuencia relativa}$$

La cobertura de copa de cada especie, así como la de cada parcela y tipo de vegetación, fue calculada como la suma del área de la copa de cada individuo.

3.3.2. Composición

Se recolectaron ejemplares de todas las especies presentes en las unidades de muestreo, con el objetivo de herborizarlos e identificarlos, con ayuda del personal del herbario de la Facultad de Ciencias (FCME) y de especialistas del Instituto de Biología de la UNAM (Cuadro 2). Esto permitió determinar la composición florística de los sitios y las unidades de vegetación a nivel de familia, género y especie.

Cuadro 2. Lista de especialistas que contribuyeron a la identificación de las especies.

NOMBRE	DEPENDENCIA
Ramiro Cruz Durán	Herbario de la Facultad de Ciencias (FCME)
Emanuel Martínez Ambriz	Herbario de la Facultad de Ciencias (FCME)
Susana Valencia Ávalos	Herbario de la Facultad de Ciencias (FCME)
Alfonso Delgado Salinas	Herbario Nacional del Instituto de Biología, UNAM (MEXU)
José Luis Villaseñor Ríos	Herbario Nacional del Instituto de Biología, UNAM (MEXU)
María Leticia Torres Colín	Herbario Nacional del Instituto de Biología, UNAM (MEXU)

3.3.3. Diversidad

Debido a que el número de muestras no fue igual en los diferentes tipos de vegetación, fue necesario realizar una rarefacción. Este método consiste en una interpolación basada en remuestreos aleatorios a partir de una matriz de incidencia de las especies (Colwell *et al.* 2012) y permite estandarizar y comparar los datos, así como determinar la riqueza o la densidad de especies y determinar qué tan completo fue el muestreo (Gotelli y Colwell 2001). Se obtuvieron curvas de rarefacción de especies para los tipos de vegetación en los que el esfuerzo de muestreo fue mayor (BTC y BE) y curvas de acumulación de especies para toda la vegetación en conjunto y para cada uno de los tipos de vegetación en donde se muestrearon 20 cuadros (BPE y BP), con el software *EstimateS* versión 9.1.0. Para evaluar la completitud de las muestras se utilizó el estimador de riqueza Chao 2.

Se evaluó la diversidad puntual con el índice de Shannon (H'), que toma en cuenta tanto el número de especies presentes en un área determinada (riqueza) como el número de individuos que pertenecen a cada especie (su abundancia relativa). Asimismo, se calculó el índice de equidad relativa de Pielou (E , Jost 2010) -i.e., la homogeneidad de la abundancia de los individuos de las distintas especies-, con las fórmulas:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

$$E = \frac{H'}{H_{\max}} = \frac{H'}{\ln S}$$

Donde,

p_i = proporción de individuos de la especie i (número de individuos de la especie i / número de individuos de todas las especies).

S = número de especies encontradas en el sitio (Magurran 2004).

El índice de Shannon es una medida de entropía (Jost 2006), que mide más la incertidumbre en la identidad específica de una muestra tomada al azar que la diversidad. Por ello, y con el objetivo de complementar esta medida, se calculó el número efectivo de especies o diversidad verdadera. De acuerdo con Jost (2006), esto permite darles peso a las especies exactamente de acuerdo con su frecuencia, sin favorecer desproporcionadamente a los elementos raros o comunes. Se obtiene a partir de H' con la fórmula:

$${}^1D = \exp(-\sum p_i \ln p_i) = \exp(H')$$

Asimismo, con el fin evaluar la diversidad sin favorecer desproporcionadamente a las especies raras y obtener los diferentes valores del índice continuo de diversidad, llamado números de Hill (Jost 2006 y 2007), se evaluó la diversidad verdadera de orden 2 con la siguiente fórmula:

$${}^2D = 1 / (\sum_{i=1}^S P_i^2)$$

Para evaluar la diversidad β se calculó el índice de Whittaker (β_w), para poder hacer comparaciones con un trabajo similar realizado en el municipio de Tepoztlán (Block 2015). El grupo de índices al que pertenece esta medida examina la magnitud de la diferencia entre dos o más áreas de diversidad α , en relación a la diversidad γ , que se mide normalmente como la riqueza total de especies de una región.

El índice de Whittaker se calcula con la siguiente fórmula:

$$\beta_w = \gamma / \bar{\alpha}$$

Donde,

γ = número total de especies registradas en el conjunto de parcelas.

$\bar{\alpha}$ = riqueza promedio por parcela en ese conjunto (Magurran 2004).

El índice de Jaccard pertenece a un grupo muy usado de índices basados en abundancia, que se enfocan en las diferencias en la composición de especies entre áreas con diversidad α , y consisten en medidas de complementariedad o de similitud/disimilitud (Magurran 2004). Chao *et al.* (2004) propusieron estimadores para estos índices, con el fin de incrementar su precisión, a través de su transformación a estimadores basados en la abundancia que incluyen además el efecto de las especies compartidas que pudieron no haberse registrado (*unseen shared species*); este efecto está presente en todo muestreo, pero se incrementa al tener tamaños de muestra diferentes, como en este caso.

El estimador de Jaccard basado en abundancia (Chao *et al.* 2004) se calcula con la siguiente fórmula:

$$\hat{J}_{inc} = \frac{\hat{U}_{inc} \hat{V}_{inc}}{\hat{U}_{inc} + \hat{V}_{inc} - \hat{U}_{inc} \hat{V}_{inc}}$$

Donde,

\hat{U} = abundancia total de individuos pertenecientes a las especies compartidas en la muestra 1 (sitio o tipo de vegetación, en este caso), considerando el efecto de las especies no vistas.

\hat{V} = abundancia total de individuos pertenecientes a las especies compartidas en la muestra 2 (sitio o tipo de vegetación, en este caso), considerando el efecto de las especies no vistas.

Asimismo, con el programa *PAST* se realizó un análisis de clasificación basado en métodos aglomerativos (Ward), cuyo objetivo fue medir similitudes o distancias con base en una matriz binaria de presencia/ausencia de especies y de comparar los resultados con los obtenidos con los índices de diversidad β empleados.

3.4. Caracterización de las variables que contribuyen a la heterogeneidad ambiental

En cada cuadro de muestreo se tomó la coordenada geográfica en la esquina superior derecha del mismo (con la ayuda de un GPS marca Garmin, modelo eTrex Venture), y se registró la altitud en la que se ubica (con un altímetro), así como el valor de la inclinación de la pendiente con un clisímetro y la orientación de la pendiente con una brújula.

Asimismo, con el fin de evaluar si existe una relación entre algunas variables del medio físico –como el relieve del terreno y el clima– y la vegetación, se caracterizaron ambas variables con la ayuda de un sistema de información geográfica.

3.4.1. Relieve

Las topoformas se caracterizaron considerando las variables registradas en el campo (pendiente y orientación). Con la ayuda de un sistema de información geográfica y a partir del modelo digital de elevación (MDE, resolución espacial de 10 m por píxel), elaborado con los mapas de curvas de nivel para la zona, obtenidos del sitio de internet del INEGI (escala 1:50,000), fue posible obtener mapas de pendientes y su orientación, con el fin de analizar la posible existencia de patrones de distribución de las especies leñosas asociados a estas variables.

3.4.2. Clima

Debido a que no existe una estación meteorológica que permita caracterizar el clima de la localidad de Amatlán, éste se caracterizó a partir de la información del clima de ocho estaciones meteorológicas localizadas en los alrededores de la zona (Figura 3). Se incluyeron la temperatura (media anual, máxima y mínima) y la precipitación media anual y su estacionalidad, con los datos disponibles en la página de internet del Servicio Meteorológico Nacional (1981 – 2010). Con la ayuda de un sistema de información geográfica, dichas variables se interpolaron mediante el

método de Ponderación de Distancia Inversa (IDW, siglas en inglés), que estima los valores de las celdas considerando los valores promedio de los puntos vecinos, de modo que cuánto más cerca está un punto del centro de la celda a estimar, más influencia tendrá en el cálculo del promedio (Lu y Wong 2008). Los resultados obtenidos permitieron establecer las variables climatológicas en diferentes cotas altitudinales y buscar una posible relación entre el clima y la distribución de las especies.

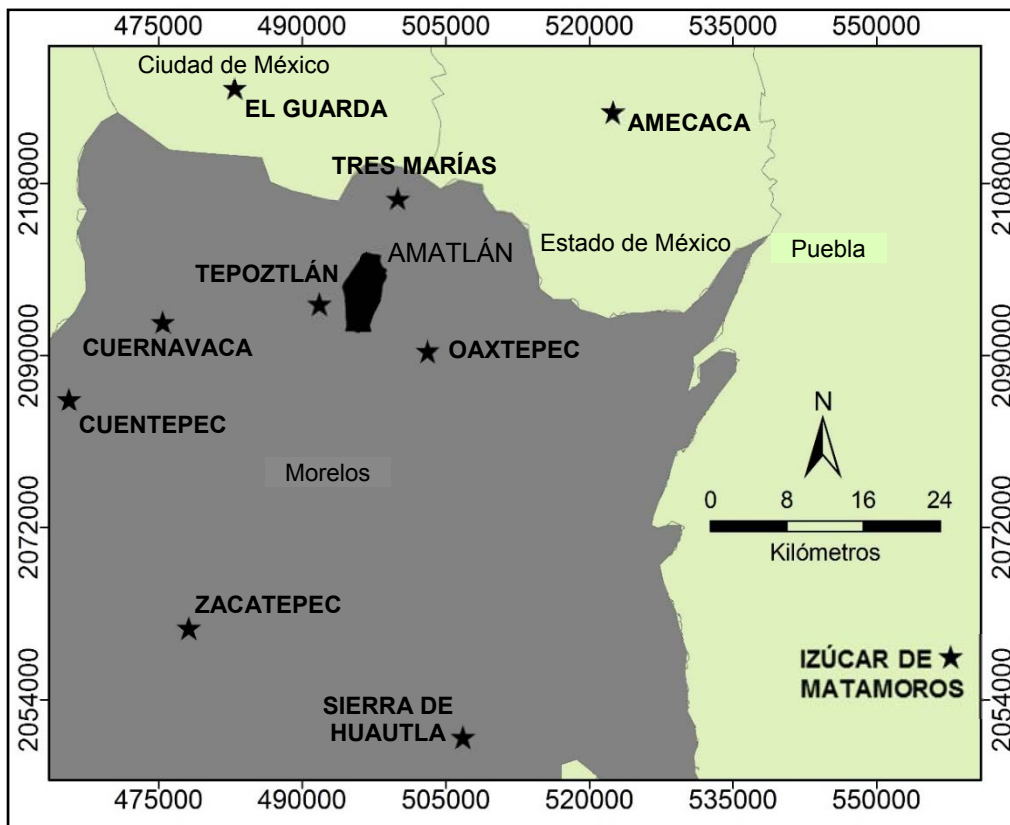


Figura 3. Ubicación de las estaciones meteorológicas consideradas para la interpolación, que permitió caracterizar el clima de la localidad.

3.4.3. Disturbio

En cada cuadro de muestreo se registraron indicadores de disturbio tales como deposiciones de estiércol, evidencia de ramoneo, evidencia de cortes, de incendios, cambios en el uso de suelo, presencia de senderos o caminos dentro o cerca del

cuadro y distancia estimada a zonas pobladas y núcleos de actividad humana. Estos datos se usaron para calcular el índice de disturbio crónico propuesto por Martorell y Peters (2005), en el que los indicadores de disturbio considerados se sustituyen en una ecuación. Debido a que no fue posible registrar en campo todas las variables consideradas en la fórmula original, se omitieron algunas variables en la ecuación empleada:

$$-1.37 \text{ GANA} + 27.62 \text{ RAMO} + 41.01 \text{ MACH} + 24.17 \text{ POBL} + 8.98 \text{ ADYA} - 0.49 \text{ INCE}$$

Donde,

GANAs = Frecuencia de excretas de ganado mayor

RAMO = Fracción de plantas ramoneadas

MACH = Fracción de plantas con evidencia de cortes

POBL = Cercanía a poblaciones

ADYA = Vecindad a núcleos de actividad

INCE = Evidencia de incendio

En esta ecuación se obtuvieron los coeficientes de cada variable y se estandarizaron para que el índice de disturbio (ID) adquiriera valores de 0 a 100, en donde 0 indica una zona totalmente prístina y 100 una zona totalmente perturbada (Martorell y Peters 2005).

3.5. Integración de las variables

Una vez obtenidos los datos de campo, se procedió a hacer una nueva clasificación supervisada sobre la imagen satelital mediante el método de máxima verosimilitud. Para ello también se emplearon técnicas de percepción remota (como la visualización de las diferentes firmas espectrales de los tipos de vegetación) y se consideraron las variables ambientales como la elevación, la orientación y la magnitud de las pendientes. La imagen resultante de dicha clasificación fue vectorizada en un Sistema de Información Geográfica (Congalton 1997) con el fin de obtener un mapa de la vegetación de Amatlán más claro y atractivo.

Finalmente, se realizó un análisis canónico de correspondencias (ACC) con el fin de determinar la relación y el peso de las variables ambientales en la distribución de las especies.

4. RESULTADOS

4.1. Descripción general de la vegetación arbórea

Se caracterizaron las variables estructurales de 1,071 individuos pertenecientes a 100 especies, que forman parte de la vegetación leñosa de los cuatro principales tipos de vegetación presentes en Amatlán: (a) el bosque tropical caducifolio (BTC), que tiene una extensión aproximada de 970 ha y que se distribuye desde las partes más bajas del territorio (1,230 m s.n.m.) hasta 1,745 m s.n.m., principalmente en laderas orientadas al sur. (b) El bosque de encino (BE) que se distribuye entre 1,480 y 2,000 m s.n.m., principalmente en laderas con exposición norte, y ocupa un área aproximada de 219 ha. (c) el bosque de pino-encino (BPE), cuya distribución inicia por encima de 1,550 m s.n.m. y rebasa los 2,100 m s.n.m., con una superficie aproximada de 223 ha y que se localiza preferentemente en laderas orientadas hacia el sur y el sureste y, (d) el bosque de pino (BP) cuya distribución inicia a una altitud de alrededor de 1,750 m s.n.m. y alcanza las partes más altas del territorio (2,350 m s.n.m.), tiene una extensión aproximada de 309 ha y una exposición preferente hacia el norte y el noroeste.

4.1.1. Composición florística

De las especies encontradas, 97 % se identificaron a nivel de familia, 92 % a nivel de género y 87 % a nivel de especie. No se pudieron identificar 13 especies, de las cuales diez fueron identificadas a nivel de familia y cinco a nivel de género. El listado florístico completo se presenta en el Anexo 1. En él se incluyen 34 familias, 63 géneros y 87 especies (más las 13 especies que no se pudieron identificar). En promedio se registraron 1.85 géneros y 2.94 especies por familia, así como 1.59 especies por género.

De las especies identificadas, 97.7 % pertenecen a las Angiospermas, y sólo 2.3 % son Gimnospermas (Cuadro 3). La familia Fabaceae fue la más rica por su número de especies y de géneros; la segunda familia más rica en géneros fue Asteraceae, con nueve especies, mientras que la segunda familia más rica en especies fue Fagaceae, aunque sólo está representada por un género (*Quercus*). Este último fue el género que tuvo más especies, seguido del género *Bursera*.

Cuadro 3. Número de familias, géneros y especies de los grupos taxonómicos a nivel suprafamiliar.

GRUPO TAXONÓMICO	FAMILIAS	GÉNEROS	ESPECIES
Gimnospermas	2	2	2
Liliópsidas	1	1	1
Magnoliópsidas	31	60	84

4.1.2. Diversidad

La curva de acumulación de especies, al no alcanzar la asíntota, sugiere que de incrementarse el área muestreada se incrementaría el número de especies encontradas (Figura 4). Se calculó una riqueza total promedio de 137 especies (intervalo de confianza de 95 % = 115.66 - 189.32), con el estimador de riqueza Chao 2; esto implicaría que en este estudio se encontraron 73 % de las especies leñosas que conforman los bosques de Amatlán.

La riqueza promedio de especies por sitio de 1,000 m² (\pm 1 d. e.) fue de 17.5 \pm 10.96 (intervalo 5 - 36 especies), y por tipo de vegetación (\pm 1 d. e.) fue de 15.5 \pm 10.93 (intervalo 6 - 31). El índice de diversidad promedio de Shannon (H') calculado con todas las especies del estrato arbóreo (i. e., todos los tipos de vegetación) fue de 3.66 y la equidad relativa de Pielou (E) de 0.79, mientras que la diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue de 38.84 y la diversidad verdadera de orden 2 (2D) fue de 18.33. El índice de dominancia de Simpson ($1-D$) fue de 0.95. El índice de

dominancia relativa de Berger-Parker fue de 0.145, es decir, cerca de 15% de los árboles pertenecen a la especie más dominante (*Pinus teocote* Cham. & Schltdl.).

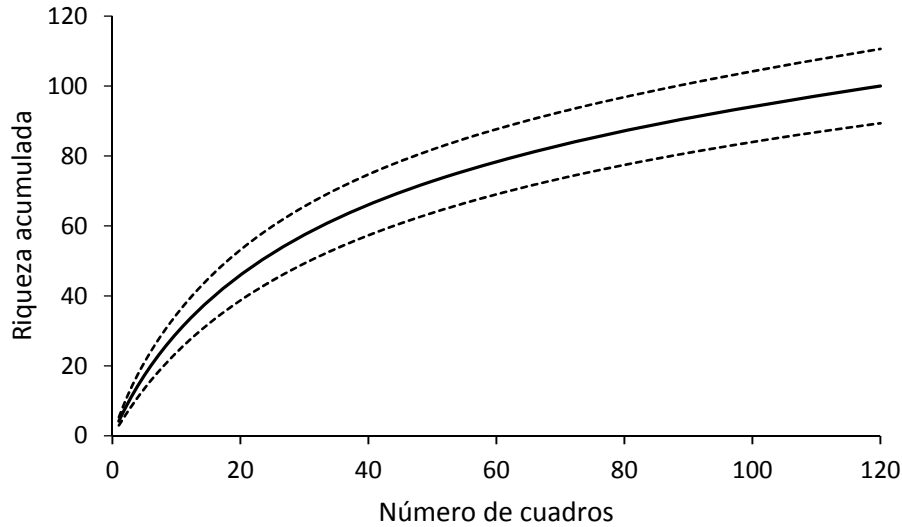


Figura 4. Curva de acumulación de especies de la vegetación leñosa de Amatlán. Las líneas discontinuas representan el intervalo de confianza de 95 %.

4.2. Descripción de los tipos de vegetación

4.2.1. Bosque tropical caducifolio

Estructura del BTC

Considerando la diferencia entre el sitio más bajo y el más alto, el gradiente altitudinal que abarcó el muestreo en el bosque tropical caducifolio (BTC) fue de 345 m. Este tipo de vegetación abarcó el 33 % del total de las zonas muestreadas, y en él se encontraron casi la mitad de los individuos censados (49.4 %), de los cuales 45.7 % fueron policaulescentes. La distribución de frecuencias de las clases diamétricas mostró forma de J invertida, en la que la gran mayoría de los tallos pertenecen a la clase más pequeña (2.5 a 10 cm) y se encontraron pocos individuos con troncos con un DAP > 30 cm.

La especie dominante (Dr) fue *Conzattia multiflora* Standl., que aportó 14.2 % del área basal total, seguida por *Spondias purpurea* L. (10.6 %), *Ipomoea*

murucoides Roem. & Schult. (9.7 %), *Lysiloma divaricatum* J.F.Macbr. (5.1 %) y *Bursera grandifolia* Engl. (5 %). Cuatro de las cinco especies más abundantes pertenecen a la familia Fabaceae: ocupa el primer lugar *L. divaricatum* (7.3 %), seguida por *I. murucoides* (la única que no pertenece a la familia Fabaceae), *Senna skinneri* (Benth.) H.S.Irwin & Barneby (5.8 % cada una), *Leucaena macrophylla* Benth. (5.1 %) y *Lonchocarpus obovatus* Benth. (4.7 %). La especie dominante (*C. multiflora*) ocupa el sexto lugar en abundancia (3.9 %). *L. divaricatum* fue también la especie más frecuente (3.9 %), mientras que *C. multiflora*, *Heliocarpus terebinthinaceus* Hochr. e *I. murucoides* comparten el segundo valor más alto de frecuencia relativa (3.5 %); *S. skinneri* y *S. purpurea* ocupan el tercer lugar (3.1 %) (Figura 5).

Conzattia multiflora fue la especie con mayor valor de importancia (VIR) en este tipo de vegetación, seguida por *Ipomoea murucoides* y *Spondias purpurea*. De las veinte especies con mayor VIR, ocho pertenecen a la familia Fabaceae, dos a la familia Burseraceae y dos a Anacardiaceae. *Quercus magnoliifolia* Née, a pesar de ocupar el noveno lugar de las especies dominantes (y no figurar entre las veinte especies más abundantes y frecuentes), se coloca entre las veinte especies con mayor VIR por su gran tamaño, ya que sólo se encontraron tres individuos de esta especie en el BTC (Figura 5). Aunque no es una especie característica de este bosque, se encuentra en la zona de contacto entre el BE y el BTC.

Conzattia multiflora fue también la especie que tuvo mayor cobertura de copa, aportando 15.8 % de la cobertura total; le siguió *Spondias purpurea*, que también ocupa el segundo lugar en dominancia y frecuencia y aportó 9.3 %.

Composición florística del BTC

En el BTC se logró identificar a nivel de familia y género a una proporción muy alta (96.2) % de los individuos (N = 529) y a 88.7 % a nivel de especie. Se registraron en total 29 familias, 56 géneros y 80 especies. El listado de especies se presenta en el Anexo 1.

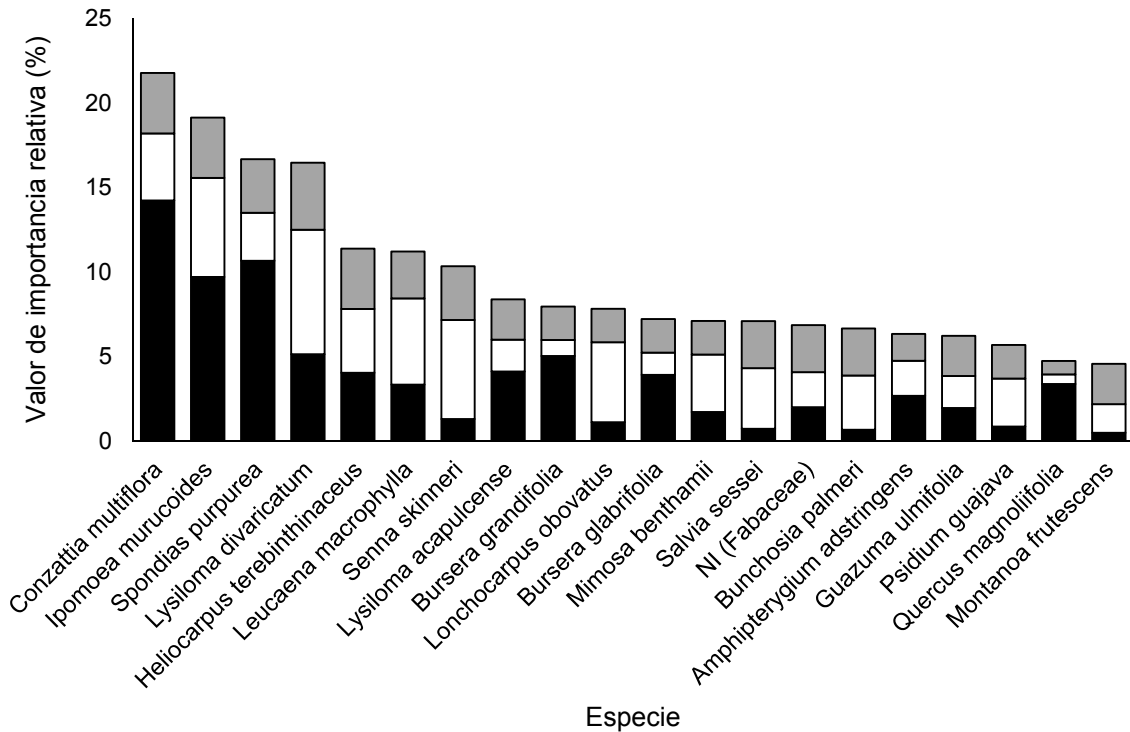


Figura 5. Especies con los valores de importancia relativa (VIR) más altos en el bosque tropical caducifolio. Las barras muestran la contribución de cada variable al VIR; dominancia (■), abundancia (□) y frecuencia (▒). NI (Fabaceae) = Especie no identificada de la familia Fabaceae.

La familia más rica en número de géneros fue Fabaceae (15), la cual muestra una diferencia notable con las otras familias que le suceden en riqueza. Ésta fue también la familia más rica en número de especies (25), seguida por Asteraceae y Burseraceae (Cuadro 4).

El género con mayor riqueza de especies fue *Bursera* (6), seguido por *Lysiloma* y *Mimosa*, cada uno con tres especies. El género *Citrus* tuvo también tres especies, aunque sólo se contabilizó un individuo de cada una, por lo que el género (e incluso la familia Rutaceae), está representado únicamente por tres individuos.

Amphipterygium adstringens (Schlechtend.) Schiede sólo se encontró en los dos sitios con menor altitud (\bar{x} = 1,358 y 1,486 m s.n.m.), mientras que *Bocconia*

arborea S.Watson sólo en encontró en las partes más altas (\bar{x} = 1,595 y 1,706 m s.n.m.).

Cuadro 4. Familias con mayor riqueza de géneros y especies en el BTC (≥ 3 géneros y/o especies).

FAMILIA	GÉNEROS	ESPECIES
Fabaceae	15	26
Asteraceae	5	7
Anacardiaceae	3	3
Euphorbiaceae	3	3
Burseraceae	1	6
Rutaceae	1	3

De las 80 especies registradas en este tipo de vegetación, 58 (72.5 %) fueron exclusivas, es decir, no se comparten con ningún otro tipo de vegetación. Cuatro pertenecen al género *Bursera* -*B. bicolor* Engl., *B. copallifera* (Sessé & Moc. ex DC.) Bullock, *B. glabrifolia* Engl. y *B. grandifolia*- y dos a *Lonchocarpus* (*L. caudatus* Pittier y *L. obovatus*). *Conzattia multiflora*, la especie con mayor VIR, también está restringida a este tipo de bosque. Por otro lado, *Agonandra racemosa* Standl., *Annona cherimola* Miller, *Buddleja parviflora* Kunth, *Dodonaea viscosa* Jacq, *Eremosis corymbosa* (Mill.) Pruski, *Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzsch, *Leucaena macrophylla*, *Mimosa lacerata* Rose, *Verbesina fastigiata* B.L.Rob. & Greenm., *Urera caracasana* Griseb., *Xylosma flexuosum* (Kunth) Hemsl.y *Quercus magnoliifolia* son algunas de las especies que se encontraron exclusivamente en las partes más elevadas del BTC, y todas (con excepción de tres, *E. pulcherrima*, *U. caracasana* y *X. flexuosum*) se comparten con el BE. Por su parte, *L. macrophylla*, *B. parviflora* y *Q. magnoliifolia* se comparten también con el BPE, mientras que *D. viscosa* y *V. fastigiata* se registraron también en el BP.

Diversidad del BTC

Como se mencionó, se registraron 80 especies. El estimador de riqueza Chao 2 arrojó una medida estimada de 104.6 (IC 95 % = 89.7 - 142.1), lo que permite calcular que en el muestreo se encontraron 76.5 % de las especies del BTC de Amatlán, es decir, al incrementarse el área muestreada se registraría una mayor riqueza.

Como ya se mencionó, con el fin de poder comparar los diferentes tipos de vegetación se hizo una rarefacción (Colwell 2016). De este modo, si se consideran sólo 20 cuadros en este tipo de vegetación, se habrían registrado 61 especies, y el estimador de riqueza Chao 2 muestra que se esperaría encontrar cerca de 88 (IC 95 % = 71.3 - 130.7); es decir, en dicha área se habría encontrado 69 % de la riqueza del bosque tropical caducifolio (Figura 14).

La riqueza de especies promedio por sitio (1,000 m²) (± 1 d.e.) fue de 31.25 \pm 5.5 (intervalo 24 - 36). El índice de Shannon (H'), fue de 3.83 y la equidad relativa (E) de 0.89. La diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue de 46.14 y la diversidad de orden 2 (2D) de 32.51. En cuanto a la dominancia, el índice de Simpson ($1-D$) fue de 0.97, y el de dominancia relativa de Berger-Parker fue de 0.07; es decir, 7% de los árboles de este tipo de vegetación corresponden a *Lysiloma divaricatum*. Una vez rarificada la muestra a 20 cuadros, el índice de Shannon (H') fue de 3.64, mientras que la diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue de 38.36 y la diversidad verdadera de orden 2 (2D) de 27.34.

Comparación entre sitios del BTC

Los sitios del BTC que más especies compartieron fueron S3 y S6 (13 especies). Los valores más bajos se encontraron al comparar S1 con S6. Los análisis de diversidad β (Whittaker y Chao-Jaccard), muestran que el mayor recambio de especies se da entre S1 y S6 (en concordancia con el número de especies compartidas), mientras que los sitios más similares son S1 y S10 (Cuadro 5).

Cuadro 5. Valores de diversidad β (recambio de especies) en el BTC. Por encima de la diagonal se muestran los valores del índice de Whittaker y por abajo los valores del estimador Chao-Jaccard.

SITIOS	1	3	6	10
1	-	0.69	0.86	<i>0.59</i>
3	0.276	-	0.61	0.63
6	0.108	0.439	-	0.73
10	<i>0.483</i>	0.157	0.235	-

* Negritas- valores que indican mayor recambio de especies, cursivas - mayor similitud.

El análisis de clasificación de los cuadros basado en el método de Ward, usando datos de incidencia de las especies, muestra la formación de dos grupos a una distancia de 15; en el primero se ubican la mayoría de los cuadros de los sitios S1 y S3, mientras que en el segundo se encuentran todos los cuadros del S6 y la gran mayoría de los cuadros del S10 (9 de 10). En el primer grupo mencionado se distinguen dos grupos, uno que contiene a la gran mayoría de los cuadros del S1 y otro a los de S3, mientras que en el segundo se forman también dos grupos, uno en el que se agrupan la gran mayoría de los cuadros del S10 y otro que contiene a la mayoría de los cuadros del S6 (Figura 6).

4.2.2. Bosque de encino

Estructura del BE

El gradiente altitudinal que abarcó el muestreo del BE fue restringido, con una diferencia entre el sitio más bajo y el más alto de 86 m (1,582 a 1,668 m s.n.m.). En este tipo de vegetación se midieron 448 troncos; sólo 26 % de los individuos fueron policaulescentes, por lo que en general un tronco representa a un individuo en la distribución de frecuencias de las clases diamétricas. Esta distribución, al igual que la del BTC, tiene forma de J invertida; sin embargo, el porcentaje de troncos en las clases diamétricas altas es mayor, con algunos árboles con diámetro ≥ 80 cm.

al 10 % de los individuos más altos, se registra una mayor altura en el BP que en el BE; el resto de las comparaciones se mantienen igual (Cuadro 9).

Cuadro 9. Variables estructurales de la vegetación boscosa de Amatlán por tipo de vegetación. En el primer renglón se muestra el promedio (± 1 d. e.) y en el segundo los valores máximos y mínimos registrados, entre paréntesis. T. V. = Tipo de vegetación, BTC - Bosque tropical caducifolio, BE - Bosque de encino, BPE - Bosque de pino-encino y BP - Bosque de pino

T. V.	ÁREA BASAL (m ² /ha)	COBERTURA (m ² /ha)	ALTURA (m)	ALTURA (m) 10% más altos	DENSIDAD (ind./ha)
BTC	19.07 \pm 0.77 ^a (10.06 - 27.38)	168.41 \pm 5.34 ^a (97.86 - 219.48)	5.38 \pm 0.83 ^a (1.17 - 22)	11.7 \pm 3.73 ^a (8 - 22)	1322.5 \pm 38.84 ^a (1060 - 1900)
BE	68.77 \pm 2.94 ^b (26.64 - 94.52)	318.15 \pm 9.31 ^b (194.12 - 392.56)	9.27 \pm 2.51 ^b (1.6 - 29)	18.82 \pm 2.77 ^{bc} (16.5 - 29)	740 \pm 19.54 ^b (500 - 970)
BPE	76.87 \pm 4.15 ^b (47.49 - 106.25)	379.96 \pm 14.69 ^b (276.07 - 483.85)	10.73 \pm 3.85 ^b (1.9 - 37)	27.3 \pm 4.15 ^{dc} (22 - 37)	525 \pm 6.36 ^b (480 - 570)
BP	63.2 \pm 1.80 ^b (50.46 - 75.94)	304.88 \pm 4.37 ^b (273.96 - 335.81)	9.09 \pm 0.77 ^b (1.5 - 26)	23.25 \pm 1.62 ^c (20 - 26)	705 \pm 17.8 ^b (580 - 830)

La prueba de Kruskal-Wallis utilizada para comparar los valores de las variables estructurales entre los tipos de vegetación detectó diferencias significativas en todas las variables consideradas ($P < 0.0001$), y de acuerdo con la prueba de Dunn, el BTC es el único que difiere del resto de los tipos de vegetación en todas las variables estructurales, es decir, no hay diferencias significativas en ninguna variable entre los tres tipos de vegetación de bosques templados (BE, BPE, BP), excepto cuando se considera únicamente al 10 % de los individuos más altos, en donde se registra una diferencia significativa ($P = 0.0120$) entre el BE y BPE.

Los valores de importancia relativa de las especies (VIR) variaron considerablemente entre los tipos de vegetación. Mientras que en el BTC el máximo VIR fue de 22.35; en el BP fue de 228.45. En el BPE cinco especies, de las ocho con VIR ≥ 10 , son del género *Quercus*. En el BE y el BP este género contó con una sola especie entre las que tienen VIR ≥ 10 (*Q. magnoliifolia* y *Q. castanea*,

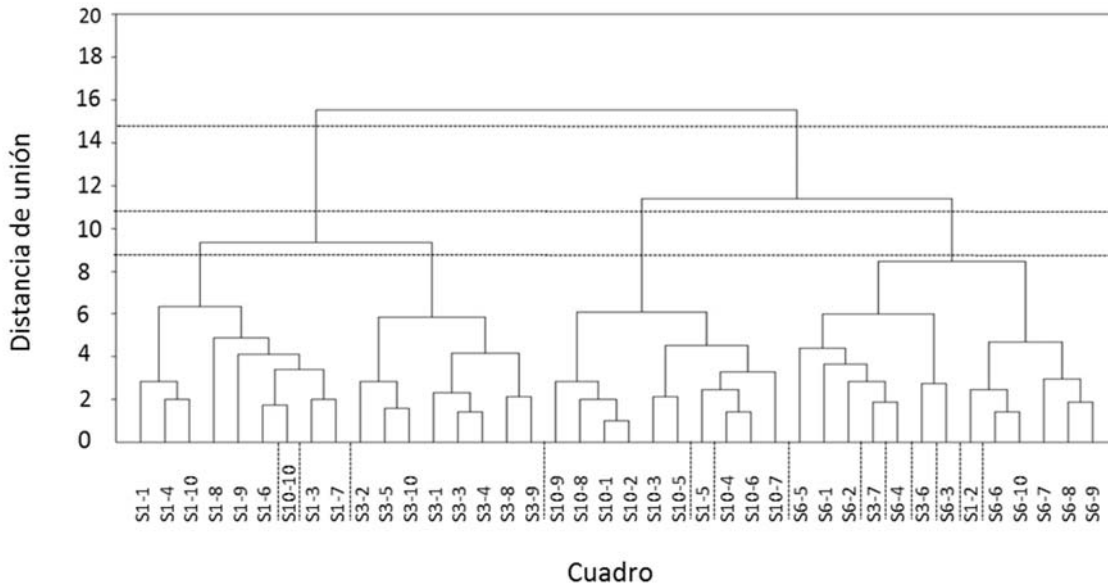


Figura 6. Dendrograma de clasificación de los cuadros del BTC producidos por el método de Ward, usando distancias euclidianas a partir de la matriz de presencia-ausencia de especies.

La especie dominante y más abundante en el BE fue *Quercus magnoliifolia* (51.1 % y 49.32 %, respectivamente); el primer lugar de frecuencia relativa se compartió entre ésta y *Salvia sessei* Benth. (11.9 %), la cual se colocó en el segundo lugar de abundancia relativa (13.2 %). *Pinus teocote* ocupó el segundo lugar por su dominancia y frecuencia relativa (18.1 % y 10.7 %, respectivamente) y el tercero en abundancia (6.4 %).

Debido a estos valores, *Q. magnoliifolia* presentó los valores de VIR más elevados (112 %). Los variables que contribuyen al VIR muestran diferencias marcadas entre las especies, ya que otro encino –*Quercus glaucooides* M.Martens & Galeotti– tuvo valores relativamente altos de dominancia, pero su abundancia fue baja en relación con las otras especies (Figura 7).

Quercus magnoliifolia aportó 54 % de la cobertura de copa, seguido por *Pinus teocote* (12 %); el resto de las especies presentaron valores notablemente más bajos de esta variable. Cabe destacar que las cuatro especies del género *Quercus*

que se registraron en el BE figuran entre las diez con mayores aportes a la cobertura.

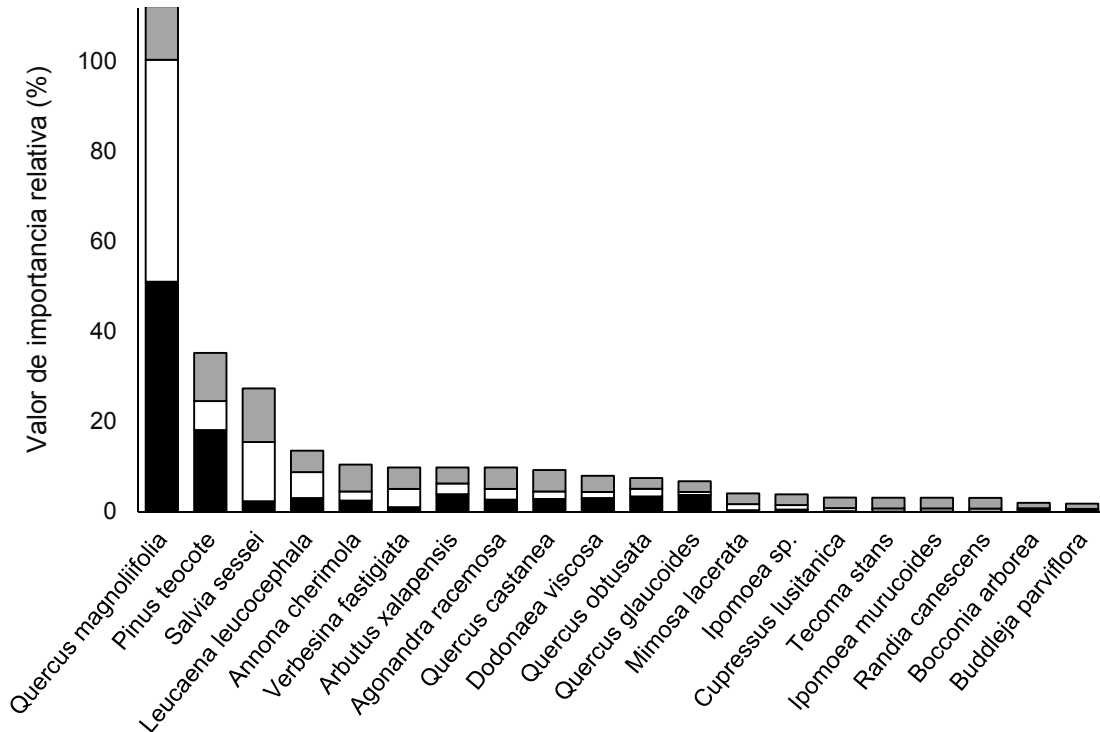


Figura 7. Especies con los valores de importancia relativa (VIR) más altos en bosque de encino. Las barras muestran la contribución de cada variable al VIR; dominancia (■), abundancia (□) y frecuencia (▒).

Composición florística del BE

En el bosque de encino se encontraron 296 individuos de 30 especies; todos se identificaron a nivel de familia y género, y 96.7 % a nivel de especie. Se registraron 16 familias, las cuales incluyen 21 géneros y 30 especies (Anexo 1). La familia Fabaceae presentó el mayor número de especies (6), distribuidas en tres géneros; la familia Asteraceae estuvo conformada por cuatro especies de cuatro géneros distintos, por lo que es la que tuvo mayor riqueza de géneros; Sapindaceae ocupó el tercer lugar en cuanto a riqueza de géneros (2); sin embargo, cada uno estuvo representado sólo por una especie. Se registraron cuatro especies del género

Quercus (*Q. castanea* Née, *Q. obtusata* Humb. & Bonpl., *Q. glaucoides* y *Q. magnoliifolia*), por lo que fue el género con mayor riqueza de especies. *Bursera* e *Ipomoea*, al igual que los géneros de la familia Fabaceae (*Leucaena*, *Mimosa* y *Vachellia*), estuvieron representados por dos especies cada uno (Cuadro 6).

Cuadro 6. Familias con mayor riqueza de géneros y especies en el BE (≥ 2 géneros y/o especies)

FAMILIA	NO. DE GÉNEROS	NO. DE ESPECIES
Asteraceae	4	4
Fabaceae	3	6
Sapindaceae	2	2
Fagaceae	1	4
Convolvulaceae	1	2
Burseraceae	1	2

Se registraron dos especies del género *Bursera* (*B. fagaroides* Engl. y *B. bipinnata* Engl.) en pisos altitudinales altos (aunque también se encontraron en el BTC, en sitios por debajo de 1400 m). Las dos especies de *Mimosa* presentes en el BE (*M. benthamii* J.F.Macbr. y *M. lacerata*) se distribuyen también en el BTC; sin embargo *M. benthamii* fue más abundante en las partes menos elevadas, mientras que *M. lacerata* lo fue en pisos altitudinales más elevados, y fue la única especie que se encontró también en el BPE. Los valores de importancia relativa de cada una muestran que, mientras el VIR de *M. benthamii* descendió conforme se incrementó la altitud, el de *M. lacerata* aumentó en pisos altitudinales más elevados.

De las cuatro especies del género *Quercus* registradas en el BE, *Q. castanea* y *Q. obtusata* sólo se registraron en el sitio 8 (por debajo de 1,600 m s.n.m.), mientras que *Q. glaucoides* sólo se encontró en el sitio 2 (entre 1,560 y 1,620 m s.n.m.). *Q. magnoliifolia* fue la única especie que se encontró en todos los sitios, aunque su dominancia aumentó con la altitud (17. 43 a una altura promedio de 1,582

m s.n.m. y 50.6 a 1,668 m s.n.m.), mientras que su abundancia (de 25 a 45 individuos por sitio) no siguió un patrón altitudinal claro.

Diversidad del BE

De las 30 especies arbóreas registradas, seis fueron exclusivas del BE. El estimador de riqueza Chao 2 indica una riqueza esperada de 37 especies (IC 95 % = 31.9 - 57.5), lo que implica que se registró 81 % de las especies que lo componen. Una vez rarificada la muestra a 20 cuadros, se habrían encontrado alrededor de 22 especies, y el estimador de riqueza Chao 2 calculó 35.42 especies (IC 95 % = 25.32 - 73.68), por lo que se habría encontrado un 61 % de las especies que lo componen.

La riqueza promedio de especies por sitio (1,000 m²) (± 1 d. e.) es de 11.75 \pm 3.3 (intervalo de 7 a 14 especies). El índice de Shannon (H') fue de 2.04 y la equidad relativa (E) de 0.62; la diversidad verdadera de orden 1 (1D) fue de 7.71, mientras que la diversidad verdadera de orden 2 (2D) fue de 3.67. El índice de dominancia de Simpson ($1-D$) fue de 0.73, mientras que el de dominancia relativa de Berger-Parker muestra que alrededor de 50% de los individuos pertenecen a *Quercus magnoliifolia*. Los estimadores de diversidad calculados con los datos rarificados fueron $H' = 1.91$; $^1D = 6.88$ y $^2D = 3.54$.

Comparación entre sitios del BE

Los sitios del BE que más especies compartieron fueron S2 y S4 (6 especies), mientras que S8 compartió pocas especies con S2 y S5. El índice de diversidad β de Whittaker (β_w), muestra que el mayor recambio ocurrió entre S8 y estos dos últimos sitios, mientras que de acuerdo con el estimador de Chao-Jaccard el mayor recambio se presentó entre S5 y S8, mientras que el menor fue entre S4 y S2, lo que coincide con los resultados de β_w (Cuadro 7).

El análisis de clasificación basado en el método de Ward muestra que inicialmente se separaron dos grupos, uno pequeño (conformado únicamente por diez cuadros), en el que dominan los cuadros del S2; en el segundo grupo se ubican

el resto de los cuadros. Una línea de corte a una distancia de 6 divide este último en dos grupos: uno conformado por 21 cuadros en el que se agruparon la gran mayoría de los que componen el S8 (pero con elementos de otros tres sitios); el otro incluyó 12 cuadros y en él se encuentran la mayoría de los del S4 (pero también hay cuadros de otros dos sitios). De aquí se concluye que los cuadros de tres sitios (S8, y en menor medida S2 y S4) tienden a agruparse cercanamente, mientras que los del S5 son muy heterogéneos y se distribuyen en los tres grandes grupos (Figura 8).

Cuadro 7. Valores de diversidad β (recambio de especies) en el BE. Por encima de la diagonal se muestran los valores del índice de Whittaker y por abajo los valores del estimador Chao-Jaccard.

SITIOS	2	4	5	8
2	-	<i>0.54</i>	0.64	0.71
4	<i>0.746</i>	-	0.62	<i>0.58</i>
5	0.441	0.431	-	0.71
8	0.494	<i>0.675</i>	0.328	-

* Negritas - valores que indican mayor recambio de especies; cursivas - indican mayor similitud.

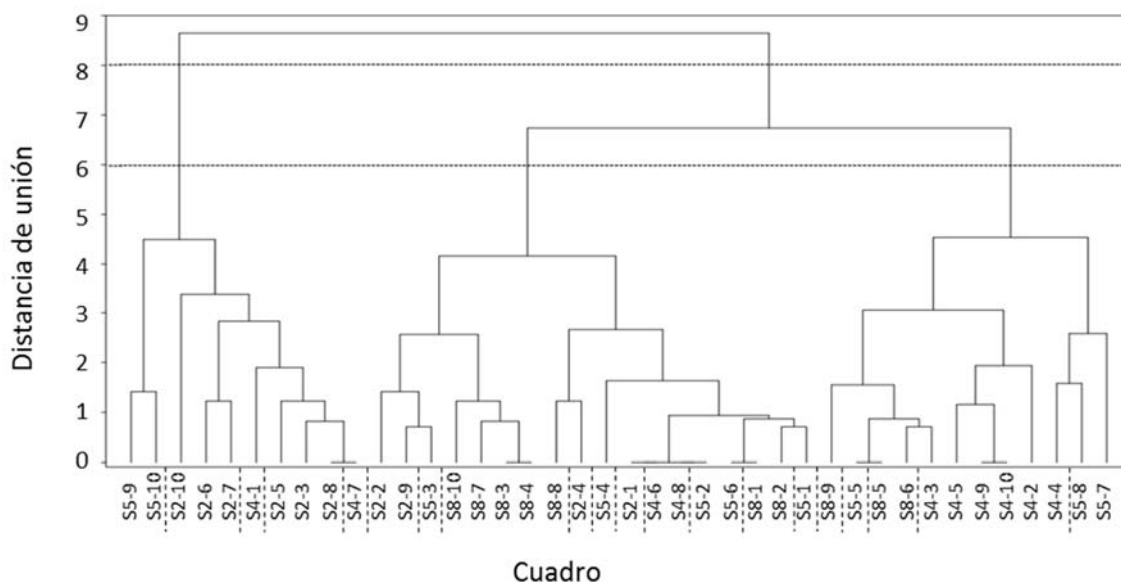


Figura 8. Clasificación de los cuadros del BE, obtenida por el método de Ward. La distancia de unión se calculó con distancias euclidianas a partir de datos de presencia-ausencia.

4.2.3. Bosque de pino-encino

Estructura del BPE

En este tipo de vegetación la diferencia en altitud entre el sitio más elevado y el más bajo fue más amplia, de casi 178 m. Se midieron en total 156 troncos, y sólo 27 individuos (25.7 % del total de individuos) fueron policaulescentes. La distribución de frecuencias de las clases diamétricas presentó forma de J invertida; sin embargo, se encontraron más troncos en las clases diamétricas superiores que en los otros tipos de vegetación (BTC y BE), particularmente en la categoría de 60 a 70 cm.

La especie dominante, así como la más abundante y frecuente, fue *Pinus teocote* (47.43 %, 21 % y 15.69 %, respectivamente). Tres especies del género *Quercus* (*Q. scytophylla* Liebm., *Q. castanea* y *Q. glaucooides*) estuvieron entre las cinco que más aportan al área basal, seguidas por *Arbutus xalapensis* Kunth. Sin embargo, los valores de dominancia de estas especies fueron muy bajos en comparación con los de *P. teocote*. *Quercus castanea* presentó valores de abundancia y frecuencia relativamente cercanos a *P. teocote* (17.1 % y 13.7 %, respectivamente), *A. xalapensis* fue la cuarta especie más abundante y frecuente (8.6 % y 7.8 %, respectivamente) y *Quercus obtusata*, que no figuró entre las especies dominantes, ocupa el quinto lugar en abundancia relativa (7.6 %) y el tercero por su frecuencia relativa (9.8 %). De las diez especies que más aportan al VIR, seis pertenecieron al género *Quercus* y dos a la familia Fabaceae. Sin embargo, tres especies de *Quercus* (*Q. candicans* Née, *Q. laurina* Humb. & Bonpl. y *Q. germana* Schltldl. & Cham.) estuvieron representadas sólo por un individuo cada una; en el primer caso su dominancia indica que fue un individuo de gran tamaño (Figura 9).

La especie que más aportó a la cobertura de copa fue *Pinus teocote* (27.5%), seguida por cuatro especies del género *Quercus* (*Q. scytophylla*, *Q. castanea*, *Q. glaucooides* y *Q. obtusata*).

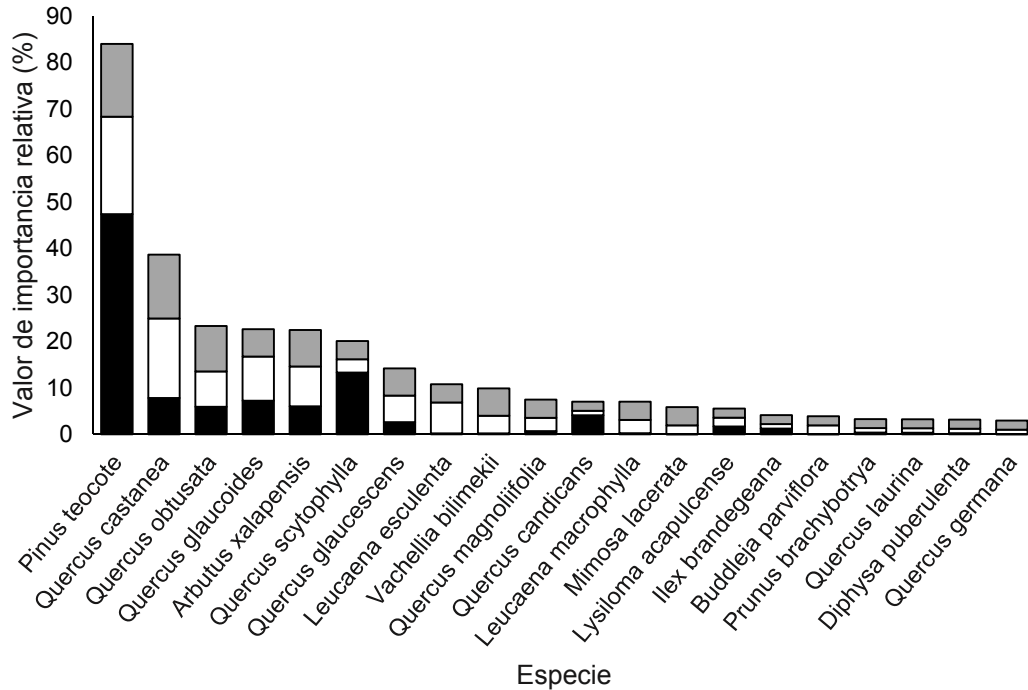


Figura 9. Especies con los valores de importancia relativa (VIR) más altos en el bosque de pino-encino. Las barras muestran la contribución de cada variable al VIR; dominancia (■), abundancia (□) y frecuencia (▒) relativas.

Composición florística del BPE

Se tomaron variables estructurales de 105 individuos pertenecientes a siete familias, once géneros y veinte especies, ocho de las cuales (40 %) se encontraron exclusivamente en este tipo de vegetación. Se pudo identificar a nivel de especie a todos los individuos. Nuevamente la familia Fabaceae fue la más rica en número de géneros, mientras que el resto de las familias sólo contaron con un género cada una. En cuanto a riqueza de especies por familia, la mejor representada fue Fagaceae, con nueve especies del género *Quercus*, lo que lo convierte en el más rico en especies. Las cuatro especies de *Quercus* encontradas en el BE también se registraron en el BPE; además de otras cinco (*Q. candicans*, *Q. germana*, *Q. glaucescens* Humb. & Bonpl., *Q. laurina* y *Q. scytophylla*), lo que convierte al BPE en el tipo de vegetación con la mayor diversidad de especies del género. La familia Fabaceae ocupó el segundo lugar en cuanto a riqueza de especies, aunque ningún

género se encontró entre los que tienen mayor riqueza de especies, excepto *Leucaena* que tiene dos. En el resto de las familias sólo se encontraron un género y una especie respectivamente (Cuadro 8).

Cuadro 8. Familias con mayor número de géneros y especies en el bosque de pino-encino (todas las familias registradas en este tipo de vegetación).

FAMILIA	GÉNEROS	ESPECIES
Fabaceae	5	6
Fagaceae	1	9
Pinaceae	1	1
Ericaceae	1	1
Aquifoliaceae	1	1
Rosaceae	1	1
Scrophulariaceae	1	1

De las ocho especies exclusivas de este tipo de vegetación, cinco se encontraron únicamente en el sitio más elevado ($\bar{x} = 1,803$ m s.n.m.) y tres en el más bajo ($\bar{x} = 1,625$ m s.n.m.). De estas ocho, cinco pertenecen al género *Quercus*. Cuatro se encontraron en el sitio más elevado (*Quercus candicans*, *Q. glaucescens*, *Q. laurina* y *Q. scytophylla*), y únicamente *Q. germana* en el sitio más bajo, ya que las otras dos especies registradas en éste (*Q. glaucoides* y *Q. magnoliifolia*) se encontraron en el BE y, en el caso de *Q. magnoliifolia*, en la transición a BTC. Finalmente, solo dos especies del género se encontraron tanto en el sitio más bajo como en el más alto, y se presentan a su vez en el BE (*Q. castanea* y *Q. obtusata*).

Diversidad del BPE

La riqueza total fue de 20 especies. El estimador de riqueza Chao 2 sugiere que se esperaría encontrar casi 23 (intervalo de confianza 95 % = 20.5 a 35.8), por lo que se encontraron cerca del 88 % de las especies potencialmente presentes en este tipo de vegetación. La curva de acumulación de especies no alcanza la asíntota

(Figura 14), por lo que se esperaría encontrar más especies al incrementar el área de muestreo.

La riqueza promedio de especies por sitio (1,000 m²) (\pm 1 d.e.) fue de 13 ± 1.4 (intervalo 12 - 14). El índice de Shannon (H') fue de 2.53 y la equidad relativa (E) de 0.84; la diversidad verdadera de orden 1 (1D) arrojó un valor de 12.5 y la diversidad verdadera de orden 2 (2D) fue de 9.2. El índice de dominancia de Simpson ($1-D$) fue 0.89, mientras el de dominancia relativa de Berger-Parker muestra que alrededor de 21% de los individuos pertenecen a *Pinus teocote*.

Comparación entre sitios

En este tipo de vegetación (al igual que en el BP), sólo se muestrearon dos sitios, mismos que comparten seis de las veinte especies registradas. De acuerdo con los análisis de diversidad β (Whittaker y Chao-Jaccard), el recambio de especies entre ambos presentó valores intermedios (0.54 y 0.48, respectivamente). El análisis de clasificación basado en el método de Ward mostró que los cuadros no se agruparon por sitios; a una distancia de 6 se formaron dos grupos, y en ambos hubo cuadros de los dos sitios. Incluso a una distancia de 4, en que se distinguieron tres grupos, los cuadros no se agruparon por sitios (Figura 10).

4.2.4. Bosque de pino

Estructura del BP

La diferencia entre los pisos altitudinales de los sitios muestreados fue de poco más de 153 m (1,789 - 1,942 m s.n.m.). De los 141 individuos encontrados, 14 % fueron policaulescentes, lo que implica que se midió el diámetro de 204 troncos. La distribución de frecuencias de las clases diamétricas presentó forma de J invertida; sin embargo, las clases diamétricas superiores fueron más frecuentes que en los otros tipos de vegetación.

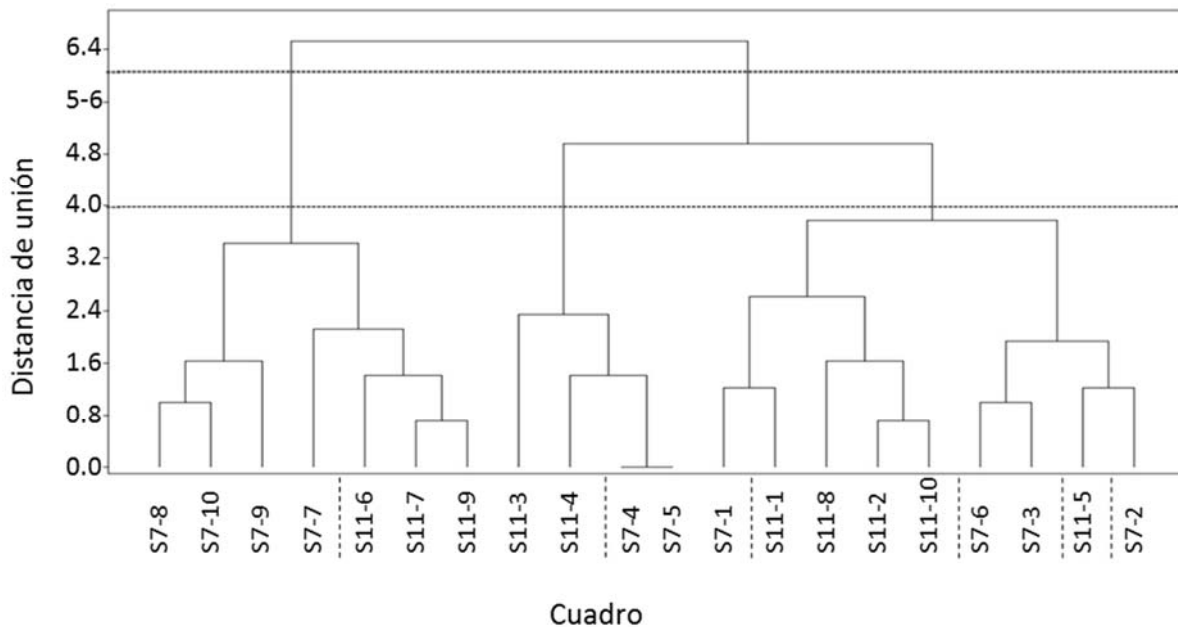


Figura 10. Clasificación de los cuadros pertenecientes al BPE obtenida por el método de Ward. La distancia de unión se calculó con distancias euclidianas a partir de datos de presencia-ausencia de las especies.

Pinus teocote tuvo una fuerte dominancia (94.3 % del área basal total), con valores muy por encima del resto de las especies registradas. Aunque *Arbutus xalapensis* fue la segunda especie con mayor área basal, su valor de dominancia (3.6 %) es mucho más bajo, y el resto de las especies mostraron valores < 1 %. Las dos especies mencionadas fueron también las más abundantes, pero con una gran diferencia entre ellas (81.6 % y 6.4 %, respectivamente). La abundancia del resto de las especies fue muy baja.

Pinus teocote ocupó también el primer lugar por su frecuencia (35.7 %), y *A. xalapensis* el segundo (17.9 %), mientras que *Quercus castanea* se ubicó en tercer lugar con una frecuencia relativa de 14.3 %. De acuerdo con estos valores, *P. teocote* fue la especie con mayor VIR, con valores muy por encima del resto de las especies registradas. Es importante notar que *Quercus deserticola* Trel. se ubicó en tercer lugar de dominancia relativa, pero debido a sus bajos valores de abundancia y frecuencia, se ubica en el último lugar del VIR (Figura 11).

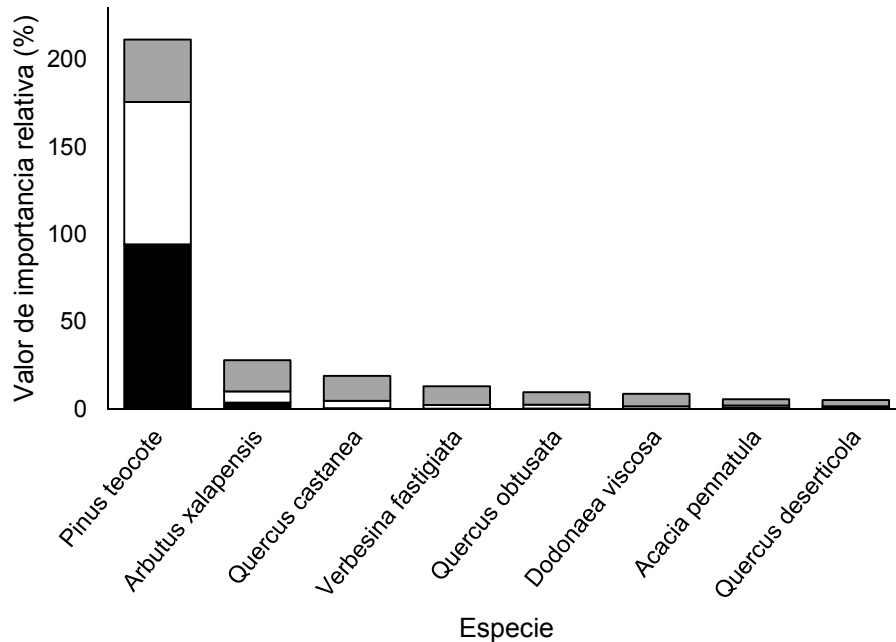


Figura 11. Especies con los valores de importancia relativa (VIR) más altos en el bosque de pino. Las barras muestran la contribución de cada variable al VIR; dominancia (■), abundancia (□) y frecuencia (▒).

Pinus teocote y *Arbutus xalapensis* son las especies que más aportaron a la cobertura de copa, con una diferencia notable entre ellas; el resto de las especies mostraron valores muy bajos.

Composición florística del BP

Se registraron 141 individuos y todos se identificaron a nivel de especie. Se registraron en total ocho especies, que pertenecen a seis géneros y seis familias (Fagaceae, Pinaceae, Ericaceae, Fabaceae, Sapindaceae y Asteraceae), por lo que no existe una familia con alta riqueza de géneros. La familia Fagaceae presentó, sin embargo, tres especies, lo que la convierte en la familia con mayor riqueza de especies y a *Quercus* en el género con mayor riqueza de especies. El resto de las familias estuvieron representadas por un género y una especie.

La única especie exclusiva de este tipo de vegetación fue *Quercus deserticola*, la cual se encontró únicamente en el sitio menos elevado, al igual que

Q. obtusata y *Q. castanea*, que se comparten con el BE y el BPE. La única especie de la familia Fabaceae en este tipo de vegetación -*Vachellia pennatula* (Schltld. & Cham.) Seigler & Ebinger- se encontró en el sitio más bajo; el resto de las especies se localizaron en ambos sitios.

Diversidad del BP

De acuerdo con el estimador de riqueza Chao 2, se esperaría encontrar 8.32 especies (intervalo de confianza 95 % = 8.0 a 13.7), por lo que se encontró 96.15 % de la riqueza esperada en este tipo de vegetación. La curva de acumulación (Figura 14) permite afirmar que en este tipo de vegetación no se esperaría encontrar más especies si se incrementara el área muestreada, ya que alcanza la asíntota.

La riqueza promedio de especies por sitio (1,000 m²) (± 1 d. e.) fue de 6 ± 1.4 (intervalo de 5 a 7). El índice de Shannon (H') fue de 0.8 y la equidad relativa (E) de 0.38; la diversidad verdad de orden 1 (1D) arrojó un valor de 2.22, mientras que la diversidad verdad de orden 2 (2D) fue de 1.49. El índice de dominancia de Simpson ($1-D$) fue de 0.32, mientras que el índice de dominancia relativa de Berger-Parker indica que más del 81% de los individuos pertenecen a *Pinus teocote*.

Comparación entre sitios del BP

Los dos sitios muestreados comparten cuatro de las ocho especies encontradas. Los análisis de diversidad β empleados (Whittaker y Chao-Jaccard) muestran que el recambio de especies entre ambos es bajo (0.33 y 0.99, respectivamente), lo cual es respaldado por el análisis de clasificación basado en el método de Ward, en el cual no se observan diferencias evidentes entre los cuadros que componen ambos sitios, ya que a una distancia de 2.5, que es bastante cercana, se distinguen tres grupos y en todos ellos se encuentran cuadros de los dos sitios; solo cabe destacar que la mayoría de los cuadros del sitio 9 (7 de 10) son muy homogéneos y forman un solo grupo con un cuadro del sitio 12 (Figura 12).

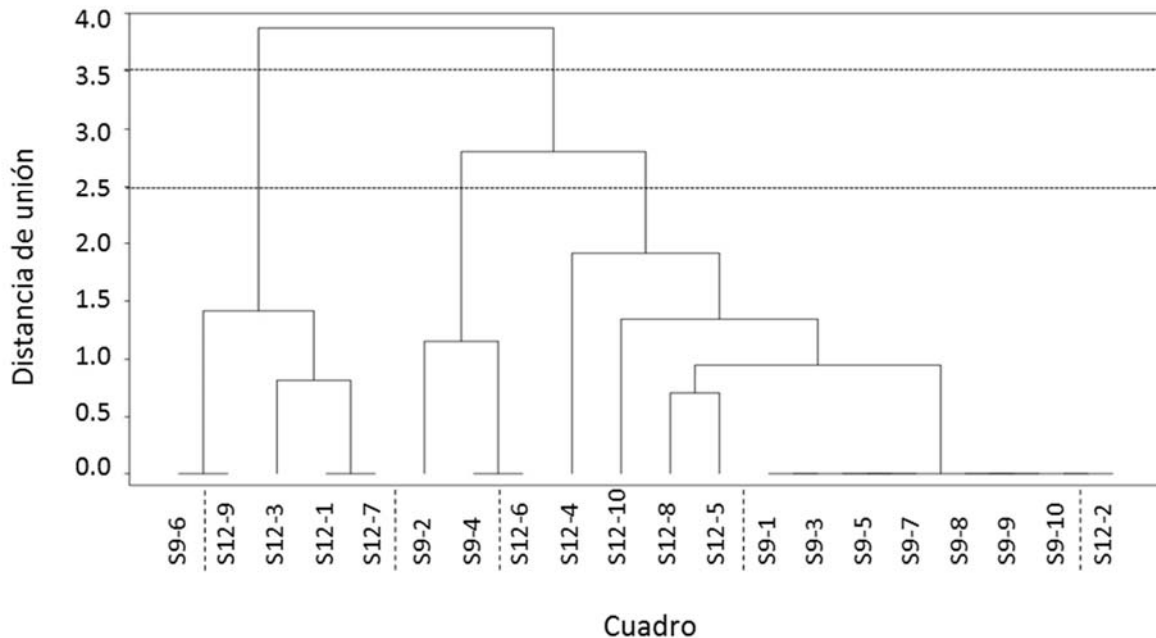


Figura 12. Clasificación de los cuadros pertenecientes al BP obtenida por el método de Ward. La distancia de unión se calculó con distancias euclidianas a partir de datos de presencia-ausencia de las especies.

4.3. Comparación entre los tipos de vegetación

4.3.1. Estructura

El área basal, la cobertura y la altura promedio fueron mayores en el BPE, mientras que los valores más bajos se registraron en el BTC. Por el contrario, este último tipo de vegetación mostró los valores más altos de densidad y el BPE los más bajos. En los BE y BP se registraron valores intermedios y similares en todas las variables, con valores ligeramente más altos en el BE que en el BP. De acuerdo con Salas-Morales *et al.* (2018), considerar únicamente al 10 % de los individuos con mayor altura para caracterizar la altura de una comunidad, ayuda a evitar los posibles sesgos debidos a una mayoría de individuos de menor tamaño, por ello se consideró útil caracterizar esta variable de dicha forma. Si comparamos la altura promedio los valores son similares en el BE y en el BP, mientras que si consideramos únicamente

al 10 % de los individuos más altos, se registra una mayor altura en el BP que en el BE; el resto de las comparaciones se mantienen igual (Cuadro 9).

Cuadro 9. Variables estructurales de la vegetación boscosa de Amatlán por tipo de vegetación. En el primer renglón se muestra el promedio (± 1 d. e.) y en el segundo los valores máximos y mínimos registrados, entre paréntesis. T. V. = Tipo de vegetación, BTC - Bosque tropical caducifolio, BE - Bosque de encino, BPE - Bosque de pino-encino y BP - Bosque de pino

T. V.	ÁREA BASAL (m ² /ha)	COBERTURA (m ² /ha)	ALTURA (m)	ALTURA (m) 10% más altos	DENSIDAD (ind./ha)
BTC	19.07 \pm 0.77 ^a (10.06 - 27.38)	168.41 \pm 5.34 ^a (97.86 - 219.48)	5.38 \pm 0.83 ^a (1.17 - 22)	11.7 \pm 3.73 ^a (8 - 22)	1322.5 \pm 38.84 ^a (1060 - 1900)
BE	68.77 \pm 2.94 ^b (26.64 - 94.52)	318.15 \pm 9.31 ^b (194.12 - 392.56)	9.27 \pm 2.51 ^b (1.6 - 29)	18.82 \pm 2.77 ^{bc} (16.5 - 29)	740 \pm 19.54 ^b (500 - 970)
BPE	76.87 \pm 4.15 ^b (47.49 - 106.25)	379.96 \pm 14.69 ^b (276.07 - 483.85)	10.73 \pm 3.85 ^b (1.9 - 37)	27.3 \pm 4.15 ^{dc} (22 - 37)	525 \pm 6.36 ^b (480 - 570)
BP	63.2 \pm 1.80 ^b (50.46 - 75.94)	304.88 \pm 4.37 ^b (273.96 - 335.81)	9.09 \pm 0.77 ^b (1.5 - 26)	23.25 \pm 1.62 ^c (20 - 26)	705 \pm 17.8 ^b (580 - 830)

La prueba de Kruskal-Wallis utilizada para comparar los valores de las variables estructurales entre los tipos de vegetación detectó diferencias significativas en todas las variables consideradas ($P < 0.0001$), y de acuerdo con la prueba de Dunn, el BTC es el único que difiere del resto de los tipos de vegetación en todas las variables estructurales, es decir, no hay diferencias significativas en ninguna variable entre los tres tipos de vegetación de bosques templados (BE, BPE, BP), excepto cuando se considera únicamente al 10 % de los individuos más altos, en donde se registra una diferencia significativa ($P = 0.0120$) entre el BE y BPE.

Los valores de importancia relativa de las especies (VIR) variaron considerablemente entre los tipos de vegetación. Mientras que en el BTC el máximo VIR fue de 22.35; en el BP fue de 228.45. En el BPE cinco especies, de las ocho con VIR ≥ 10 , son del género *Quercus*. En el BE y el BP este género contó con una sola especie entre las que tienen VIR ≥ 10 (*Q. magnoliifolia* y *Q. castanea*,

respectivamente). En el BTC cuatro de las siete especies con $VIR \geq 10$ pertenecieron a la familia Fabaceae.

De los 16 géneros encontrados de la familia Fabaceae, *Vachellia* fue el único que se registró en los cuatro tipos de vegetación, y fue el único de dicha familia que se localizó en el BP, representado por una especie (*V. pennatula*). Además de este género, en el BE se registraron otros dos de dicha familia (*Leucaena* y *Mimosa*), mientras que en el BPE se encontraron además los géneros *Diphysa* y *Lysiloma*, por lo que el BPE es el segundo lugar en riqueza de géneros de la familia Fabaceae (cinco géneros); sin embargo, comparte el segundo lugar en riqueza de especies de dicha familia con el BE (seis especies cada uno).

La única especie con $VIR \geq 10$ presente en los tres tipos de vegetación templada (BE, BPE y BP) fue *Pinus teocote*. El BPE y el BP compartieron otras dos especies con $VIR \geq 10$: *Arbutus xalapensis* y *Quercus castanea*. El número de especies con $VIR \geq 10$ también varió entre los tipos de vegetación: mientras que en el BTC se encontraron diez especies y en el BPE ocho, en el BE y el BP únicamente hubo cuatro especies con $VIR \geq 10$. Por otro lado, mientras que en el BTC hubo una diferencia de 1.6 % entre la especie con mayor VIR y la que ocupó el segundo lugar (*Conzattia multiflora* e *Ipomoea murucoides*), en el BPE la diferencia ascendió a 49.98 %, en el BE a 66.38 % y en el BP se disparó a 205.3 % (Figura 13).

4.3.2. Composición

El BTC fue el tipo de vegetación con los mayores números de familias, géneros y especies, mientras que los valores más bajos se presentaron en el BP. El BE y BPE mostraron valores intermedios (Cuadro 10). Las familias Fabaceae y Fagaceae, con sus respectivos géneros *Vachellia* y *Quercus* fueron las únicas presentes en los cuatro tipos de bosque. Ocho géneros se compartieron en tres tipos de vegetación; *Buddleja*, *Dodonaea*, *Leucaena* y *Mimosa* se registraron en BTC, BE y BPE, por lo que sólo se ubicaron fuera de los pisos altitudinales superiores, mientras que *Arbutus* y *Pinus* fueron exclusivos de los tipos de vegetación con pisos altitudinales superiores (BE, BPE y BP). *Verbesina* no fue encontrado en el BPE, pero sí en el

BTC, el BE y el BP, por lo que es probable que esté presente también en este tipo de vegetación, dada la amplitud altitudinal de los registros.

De los 64 géneros encontrados, 36 fueron exclusivos del BTC y sólo dos del BE (*Cupressus* y *Eupatorium*), mientras que todos los géneros encontrados en el BPE y el BP se compartieron con algún otro tipo de vegetación. De las 34 familias registradas, 16 son exclusivas del BTC; Cupresaceae y Rubiaceae fueron las únicas exclusivas del BE, mientras que Aquifoliaceae fue la única registrada exclusivamente en el BPE. No hay familias exclusivas del BP. Es de notarse la disminución en la riqueza de familias, géneros y especies conforme se pasa del BTC hacia los bosques templados de las partes más altas.

Cuadro 10. Riqueza de familias, géneros y especies en cada tipo de vegetación

TIPO DE VEGETACIÓN	FAMILIAS	GÉNEROS	ESPECIES
Bosque tropical caducifolio	29	56	80
Bosque de encino	16	21	30
Bosque de pino-encino	7	10	20
Bosque de pino	6	6	8

4.3.3. Diversidad

Las curvas de rarefacción y de acumulación de especies (según el caso) mostraron diferencias entre ellas; mientras en el BTC no alcanza la asíntota, en el BP casi se estabilizó. Los BE y BPE mostraron curvas semejantes (Figura 14).

La prueba de Wilcoxon reveló diferencias significativas en la diversidad verdadera (0D , 1D y 2D) entre tipos de vegetación ($P < 0.0001$). El BTC fue el tipo de vegetación más diverso, seguido del BPE que a pesar de tener menos riqueza de especies (0D) que el BE, mostró valores de diversidad (1D y 2D) más altos. El BP fue el tipo de vegetación con menos diversidad en todos los casos (Figura 15).

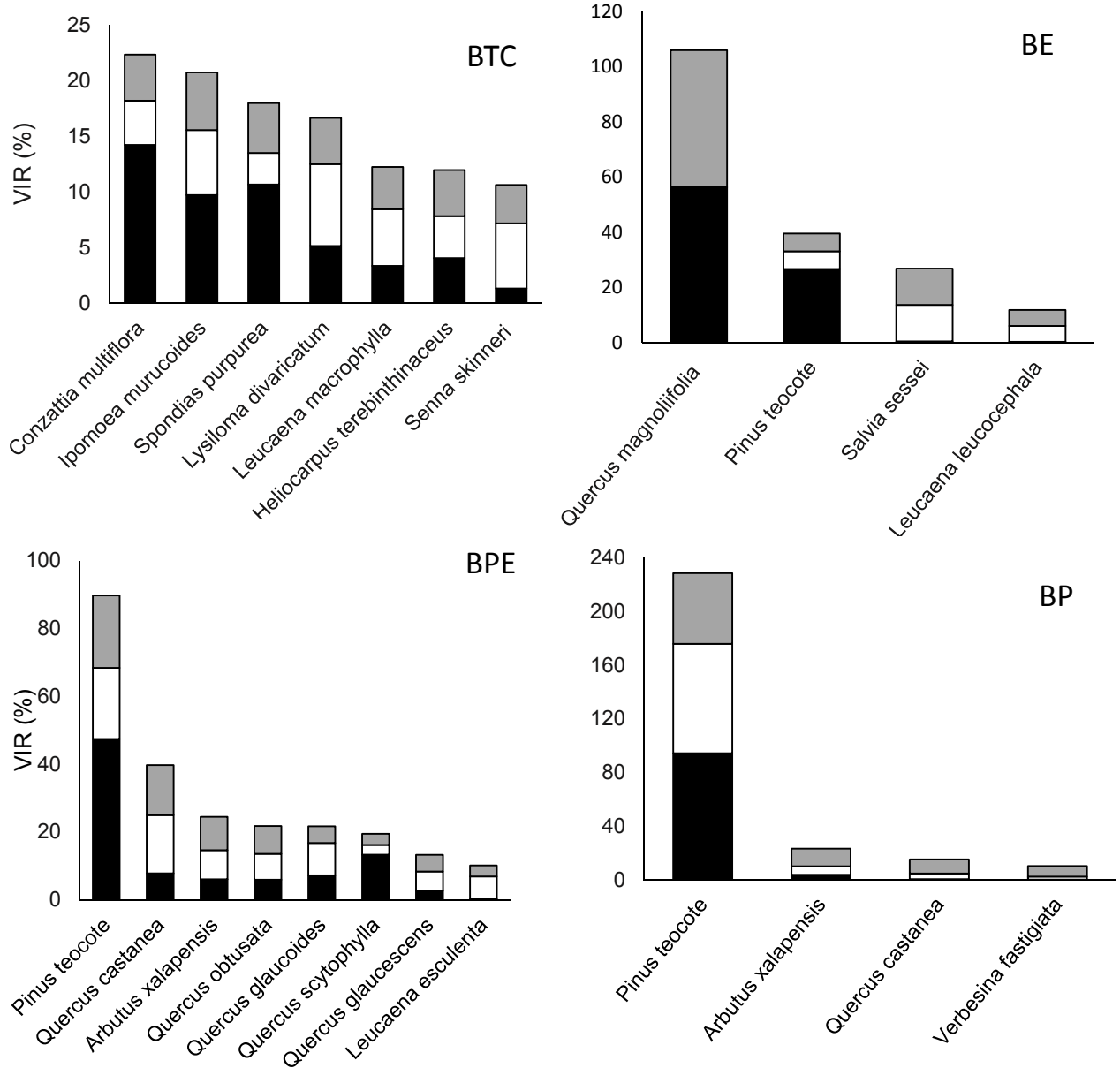


Figura 13. Valores de importancia relativa (VIR) de las especies del dosel de los diferentes tipos de vegetación. Para cada especie se distinguen las contribuciones relativas al área basal (■), la abundancia (□) y la frecuencia (▒).

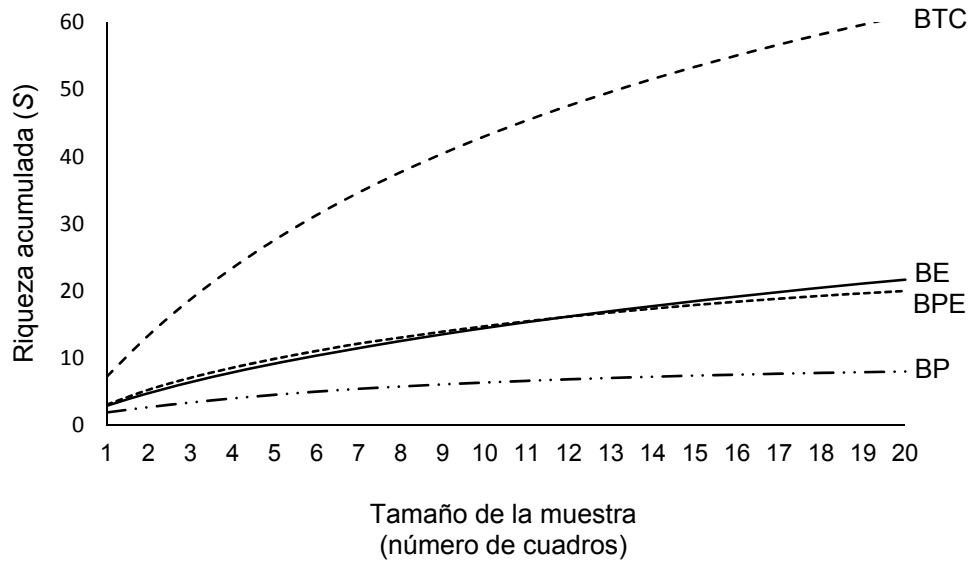


Figura 14. Curvas de rarefacción del BTC y el BE, y curvas de acumulación de especies del BPE y el BP, de acuerdo con los valores de riqueza de los cuadros muestreados.

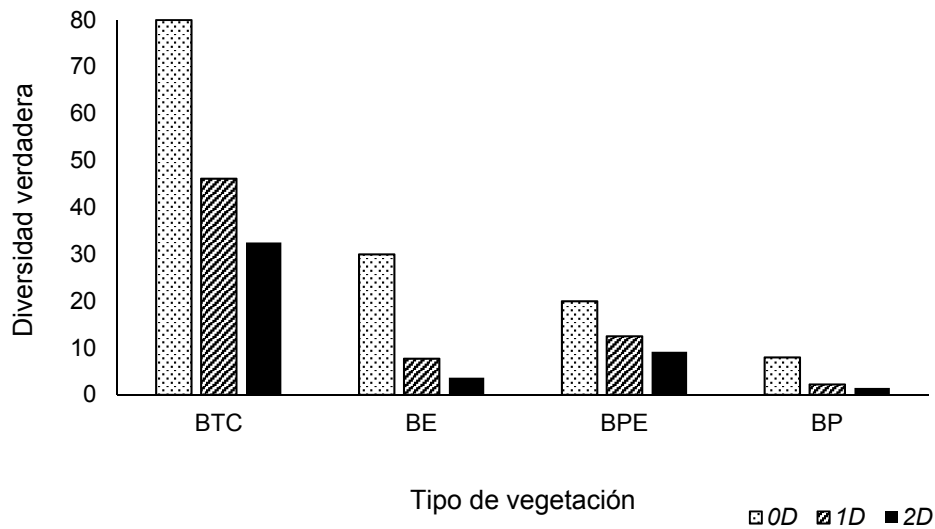


Figura 15. Valores de riqueza (0D), diversidad de orden 1 (1D) y diversidad de orden 2 (2D) de los diferentes tipos de vegetación de los bosques de Amatlán. BTC = bosque tropical caducifolio, BE = bosque de encino, BPE = bosque de pino-encino y BP = bosque de pino.

4.3.4. Diversidad beta

Los tipos de vegetación que compartieron más especies fueron el BTC y el BE (19 especies), y los que menos compartieron fueron el BTC y el BP (3 especies). De acuerdo con el índice de disimilitud de Whittaker (β_w), los tipos de vegetación más diferentes por su composición de especies son el BTC y el BP, seguidos por el BTC y el BPE, mientras que el BE presentó una similitud semejante con los otros tres tipos de vegetación. El estimador de disimilitud Chao-Jaccard (que da más peso a las especies compartidas y toma en cuenta a las especies ausentes en la muestra) coincidió en que los tipos de vegetación con mayor recambio de especies fueron el BTC y el BP, mientras que los que presentaron mayor similitud son el BTC y el BE (Cuadro 11).

Cuadro 11. Resultados de los índices que evalúan el recambio de especies entre los tipos de vegetación. En el índice de disimilitud (β_w) -mostrado por encima de la diagonal- los valores altos corresponden al mayor recambio de especies, mientras que los valores bajos indican mayor similitud; en el estimador Chao-Jaccard -mostrado por debajo de la diagonal- ocurre lo contrario. BTC - Bosque tropical caducifolio, BE - Bosque de encino, BPE - Bosque de pino-encino y BP - Bosque de pino.

TIPO DE VEGETACIÓN	BTC	BE	BPE	BP
BTC	-	0.65	0.86	0.93
BE	<i>0.566</i>	-	<i>0.64</i>	<i>0.63</i>
BPE	0.068	<i>0.544</i>	-	0.71
BP	0.022	0.179	0.526	-

* En negritas – valores que indican mayor recambio de especies, cursivas –valores que indican mayor similitud.

La clasificación de los cuadros basada en el método de Ward mostró la existencia de dos grandes grupos, al separar (a una distancia de unión de 20), a la gran mayoría de los cuadros del BTC (36 de 40) del resto de los cuadros que conforman a los bosques templados. Entre estos últimos, se distinguió claramente

a un grupo que incluyó a la gran mayoría de los cuadros del BE (30 de 40) de otro grupo en el que dominaron los cuadros de los bosques de pino-encino y de pino (Figura 17). En este último, los cuadros no se agruparon claramente por tipo de vegetación, sino que se encuentran mezclados. Sin embargo, se distinguieron dos grupos: en uno dominaron los cuadros correspondientes al BPE (pero en él se encontraron también cuadros del BE [la mayoría de ellos del sitio 8], y del BP [la mayoría de ellos del sitio 12]), y en el otro dominaron los cuadros correspondientes al bosque de pino (15 de 20), pero encontramos también a algunos cuadros de BPE, de BE, e incluso a tres cuadros del BTC.

Este análisis confirmó que el BTC es el tipo de vegetación que más difiere del resto, ya que la mayoría de sus cuadros se agruparon claramente en la primera línea de corte (de la cual quedaron fuera sólo cuatro de cuarenta cuadros, que comparten características como una mayor área basal y menor densidad y riqueza de especies) (Figura 16). El sitio del BTC con mayor altitud fue S6, y en él se registraron los tres individuos de *Quercus magnoliifolia*, por lo que la ubicación de algunos cuadros de BTC en el análisis de clasificación muy probablemente se debe a que se encuentran en la zona de transición con el BE.

Los pocos cuadros del BE que no se agruparon comparten características como una baja altitud (en relación con la altitud promedio del BE) y una menor área basal y riqueza de especies. En algunos se registró una alta densidad de pinos, mientras que en otros se encontraron muchas especies características del BTC, lo que subraya el carácter transicional del BE en el gradiente altitudinal.

4.4. Variables ambientales

4.4.1. Relieve

En el territorio de Amatlán se presentan pendientes de 0 a 87°. La porción suroeste es la zona menos accidentada del territorio, ya que predominan las pendientes < 15°. El relieve se torna accidentado a partir de 1,700 m s.n.m. con rumbo hacia el noreste, particularmente en el piso altitudinal entre 1,750 y 1,900 m s.n.m., en donde

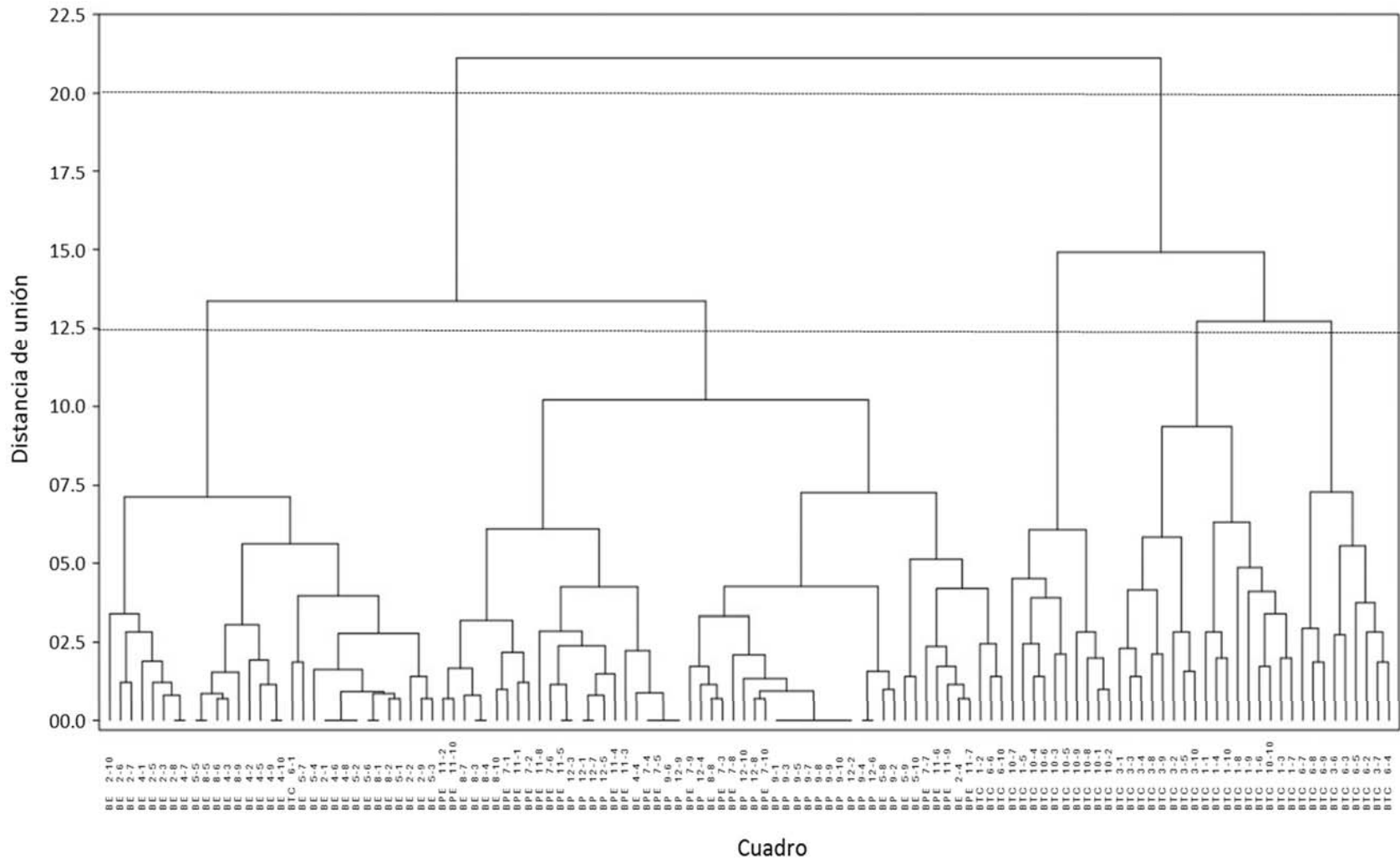


Figura 16. Clasificación de los 120 cuadros de muestreo obtenida por el método de Ward. La distancia de unión se calculó con distancias euclidianas a partir de datos binarios de presencia-ausencia de las 100 especies arbóreas encontradas.

se alcanzan las pendientes más pronunciadas (45 - 87°); arriba de 1,950 m s.n.m. predominan las pendientes de 15 a 45° (Figura 17a). En la parte menos accidentada las pendientes están orientadas sobre todo hacia el sur (incluyendo sureste y suroeste), y esta orientación continúa siendo predominante en la porción más accidentada del territorio; sin embargo, las pendientes orientadas entre el noroeste y el noreste se incrementan por arriba de 1,600 m s.n.m. (Figura 17b).

4.4.2. Clima

En la región la precipitación promedio acumulada anual varía entre 772 y 1,390 mm; las porciones sur y este presentan los valores más bajos, mientras que la porción noroeste, en la cual se localiza Amatlán, presenta los valores más altos. De este modo, la precipitación esperada en Amatlán oscila entre 1,165 y 1,279 mm; los valores mínimos esperados se localizan en la porción sureste de la localidad (1,165 - 1,222 mm); mientras que en la mayor parte del territorio la precipitación anual estimada oscila entre 1,222 y 1,279 mm (Figura 18).

A nivel regional, las temperaturas mínimas oscilan entre 4 y 16 °C (Figura 19), y las medias entre 10 y 24 °C (Figura 20); las máximas se encuentran entre 15 y 33 °C (Figura 21). En Amatlán se espera que las temperaturas mínimas fluctúen entre 9 y 13 °C, las medias entre 16 y 20 °C y las máximas entre 23 y 27 °C. Se espera que los valores más bajos se registren en todos los casos en la porción norte del territorio, en donde, dependiendo de la época del año, se encontrarían temperaturas entre 9 y 25 °C, mientras que en la zona central de la localidad se estiman temperaturas entre 11 y 26 °C y en la porción sur entre 11 y 27 °C.

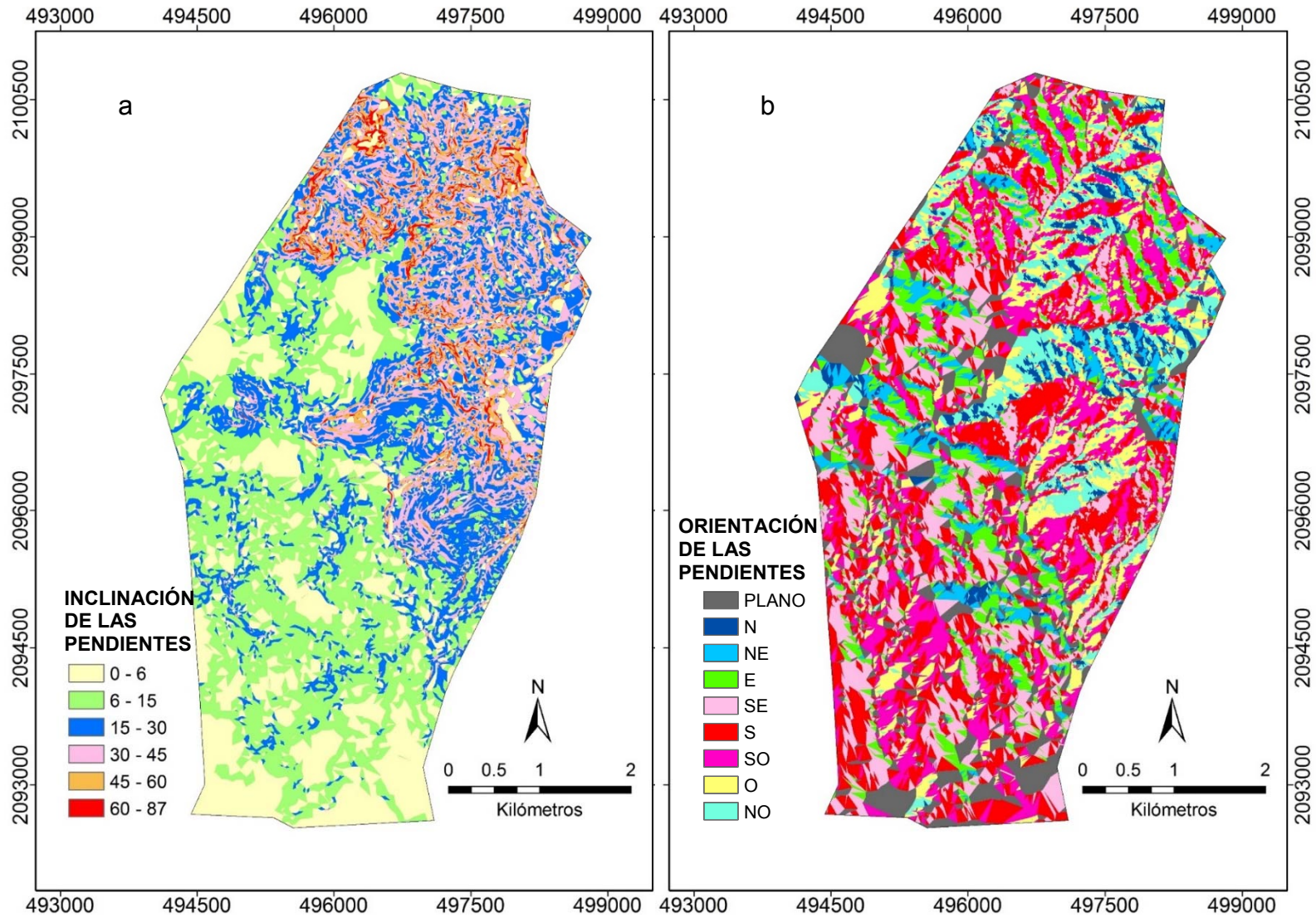


Figura 17. Mapa de la distribución de las pendientes en el territorio de Amatlán (a) y sus orientaciones (b).

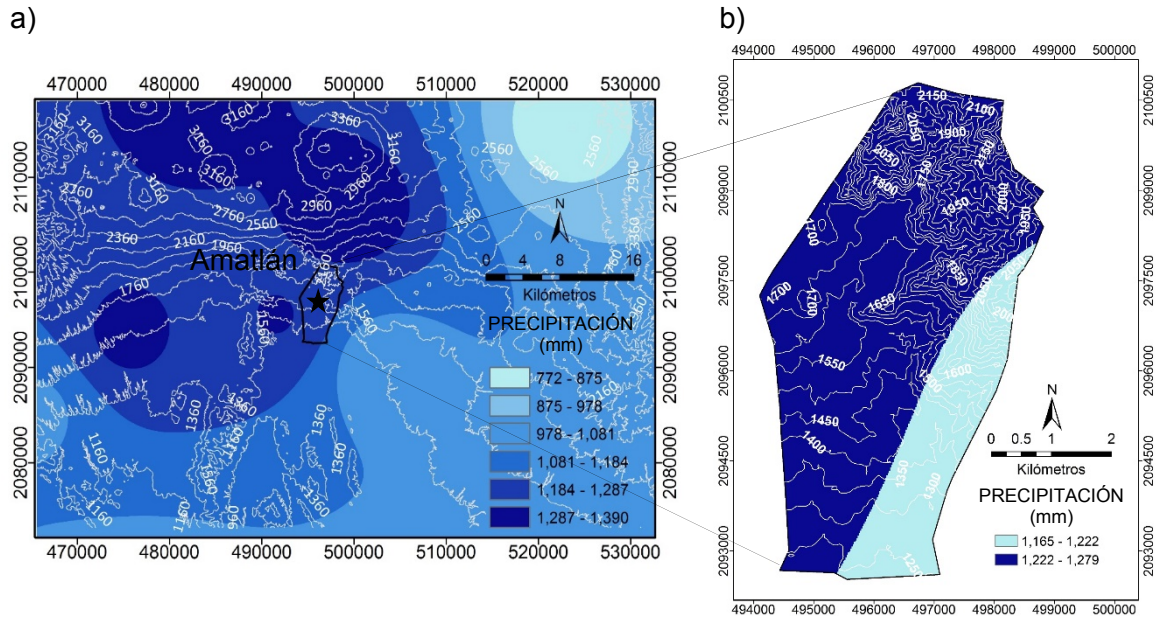


Figura 18. (a) Precipitación promedio de la región en que se localiza Amatlán, se muestran las curvas de nivel a cada 200 m. (b) Precipitación promedio en Amatlán, se muestran las curvas de nivel a cada 50 m.

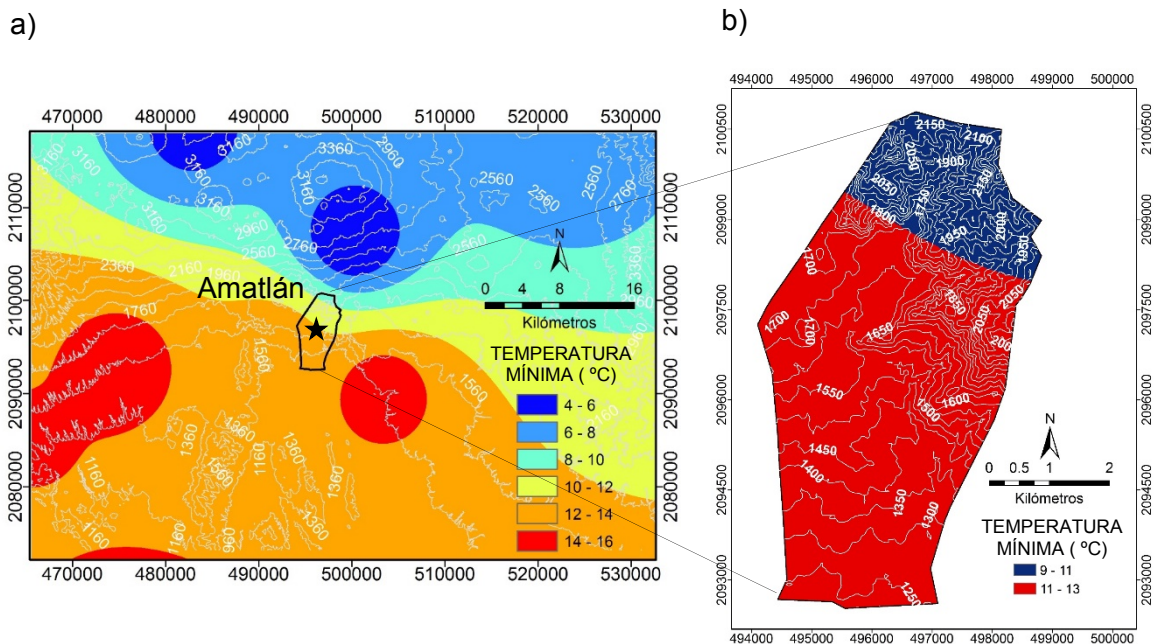


Figura 19. Temperatura mínima en la zona que rodea a Amatlán (a). y en Amatlán (b). Las tonalidades rojas indican las partes más cálidas y las azules las más frías o templadas.

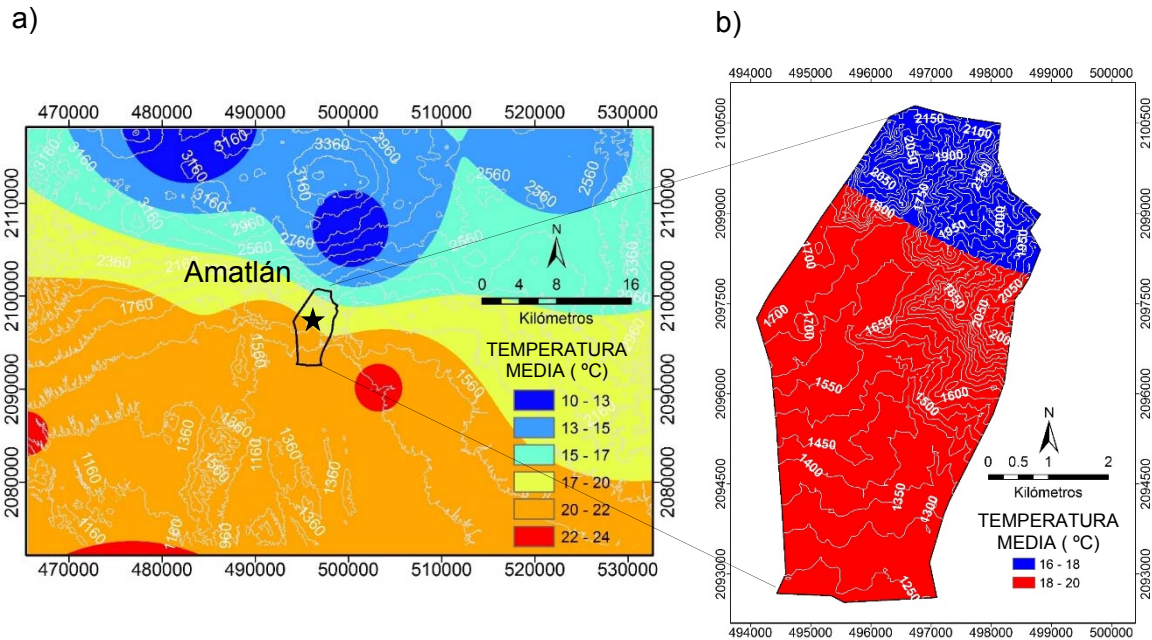


Figura 20. Temperatura media en la zona que rodea a Amatlán (a), y en Amatlán (b). Las tonalidades rojas indican las partes más cálidas y las azules las más frías o templadas.

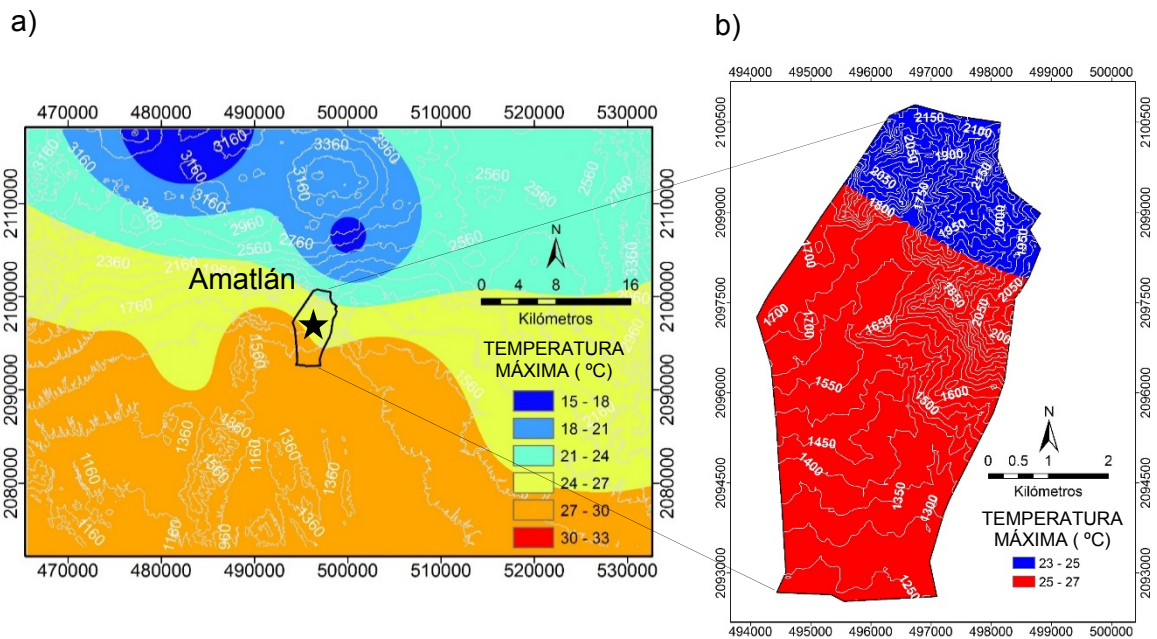


Figura 21. Temperatura máxima en la zona que rodea a Amatlán (a) y en Amatlán (b). Las tonalidades rojas indican las partes más cálidas y las azules las más frías o templadas.

4.4.3. Disturbio

Para evaluar el disturbio se calculó el índice de disturbio crónico (IDC, Martorell y Peters 2005) a partir de variables que indican la presencia de ganado (estiércol y ramoneo), y de actividades humanas (evidencia de cortes o daño en los tallos de las plantas, evidencia de incendios, cercanía a poblaciones y adyacencia a núcleos de actividad).

El tipo de vegetación que mostró mayor IDC fue el BTC, mientras que el más bajo se registró en el BPE. El BE y el BP mostraron valores cercanos entre sí y semejantes al del BTC (Figura 22). La cercanía a poblaciones fue el tipo de variable que más contribuyó al IDC, y se presenta particularmente en el BE y BTC. Las deposiciones de estiércol tuvieron mayor magnitud en el BP y el BTC. En general el ramoneo no fue importante. La evidencia de daño por cortes fue más elevada en el BP (principalmente debido al ocoteo), pero escasa en el BPE. El tipo de vegetación con más adyacencia a núcleos de actividad humana fue el BTC, como era de esperarse debido a su localización y accesibilidad, así como por las pendientes que presenta; el BPE no mostró adyacencia a ningún área de actividad, ya que se ubica principalmente en cañadas. Las señales de incendios pasados fueron más recurrentes en el BPE y el BP.

Los sitios individuales que tuvieron los valores más altos del IDC fueron el S6 del BTC y el S9 del BP, uno por su cercanía al área urbana y el segundo, como se mencionó, por la alta incidencia de cortes (ocoteo). En S10 (BTC) y S12 (BP) se encontraron más deposiciones de estiércol; sin embargo, el primero tuvo el valor más bajo de IDC (Figura 23). En general, las deposiciones fueron escasas en el BPE y en la mayoría de los sitios de BE. Sólo en un sitio del BTC se encontró evidencia de ramoneo (S10), pero en todos los sitios, excepto dos (S5 -BE- y S7 -BPE-), hubo indicadores de la presencia de ganado, aunque con distintas proporciones. En S9 (BP) se encontraron señales de extracción de ocote, pero en S12 (BP) no, quizás debido a que es mucho menos accesible.

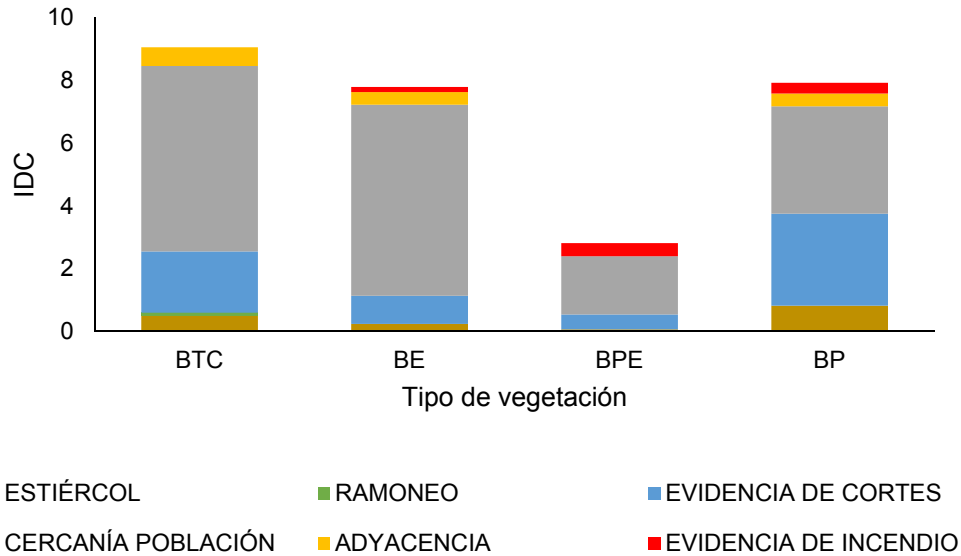


Figura 22. Contribución de las diferentes variables de disturbio al índice de disturbio crónico en los tipos de vegetación de Amatlán. BTC - Bosque tropical caducifolio, BE = Bosque de encino, BPE = Bosque de pino-encino y BP = Bosque de pino.

En los tres sitios de BTC en los que se evaluó el disturbio se encontraron señales de daño por cortes (machetazos). Dos de los tres sitios con valores más altos de cercanía a poblaciones corresponden al BE; sin embargo, el más alto corresponde a S6 (BTC), mientras que el valor más bajo se encontró en S10 (BTC). Tres sitios compartieron el valor más alto de adyacencia a núcleos de actividad humana, de los cuales dos son del BTC (S1 y S6) y uno del BE (S5); cuatro sitios no estuvieron cercanos a ningún núcleo de actividad, entre ellos los dos del BPE (S7 y S11), uno del BP (S12) y el otro del BTC (S10). Sólo se registró evidencia de incendios en bosques templados, y los del BE más próximos a la zona urbana (S2 y S4) fueron los únicos de este tipo de vegetación que no mostraron evidencia de incendios.

Dado que los valores de cercanía a la población y adyacencia a núcleos de actividad resultaron particularmente altos en relación con el resto de las variables, se consideró útil excluir dichas variables con el fin de evaluar mejor el impacto del resto de los indicadores, que se registran *in situ* (Anexo 2). Esto permitió establecer

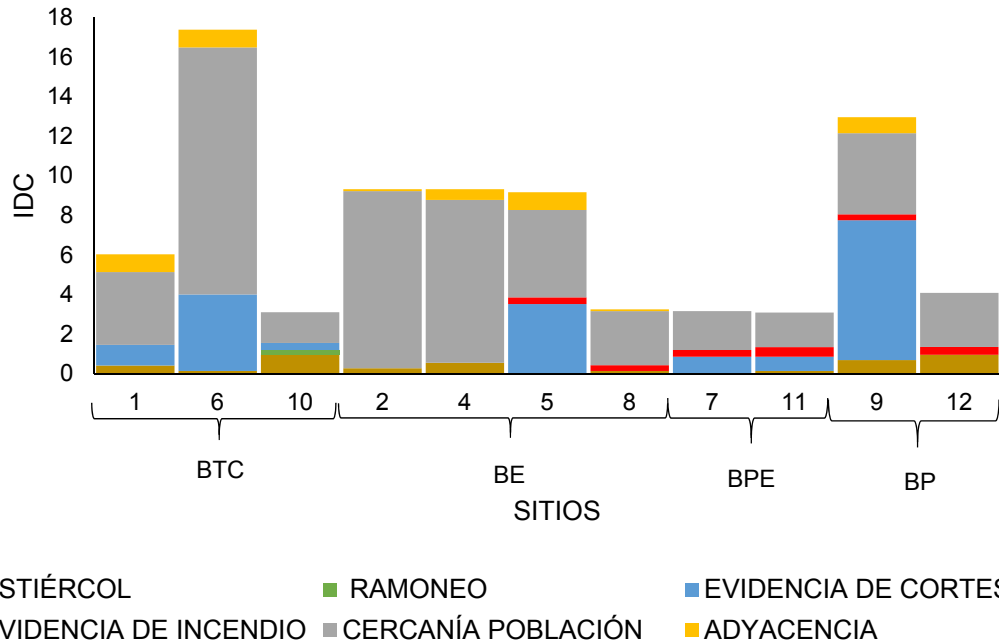


Figura 23. Contribución de las diferentes variables de disturbio al índice de disturbio crónico en los sitios de los diferentes tipos de vegetación. BTC = Bosque tropical caducifolio, BE = Bosque de encino, BPE = Bosque de pino encino y BP = Bosque de pino.

que la evidencia de daño por cortes (ya sea para extraer leña u ocote) es la perturbación más recurrente y con valores más altos, por lo que el mayor índice de disturbio se registró en el BP (S9), con un valor de casi el doble respecto al que ocupa el segundo lugar (S6 -BTC-). El valor más bajo se encontró en el BE (S2), en el cual la única evidencia de disturbio encontrada fue deposición de estiércol, seguido de S8 y S4, ambos también del BE. De este modo, al eliminar las variables relacionadas con población y actividad, tres sitios del BE tuvieron los valores más bajos de IDC; sin embargo, en S5 (BE) se registró una alta incidencia de daño por cortes, por lo que en el análisis de los tipos de vegetación el BPE sigue siendo el tipo de vegetación menos perturbado.

4.5. Variables ambientales y vegetación

En el análisis canónico de correspondencias (CCA) realizado con los datos de las especies, la prueba de permutación encontró una correlación entre la estructura y la composición de la vegetación y las variables ambientales ($P < 0.0001$). Este

análisis explicó una alta proporción de la varianza total (cerca del 84 %; primer eje = 54.63 %; segundo eje = 29.18 %).

La altitud y la inclinación de la pendiente fueron las variables ambientales que más contribuyeron a explicar las diferencias en la abundancia de las especies entre cuadros, pues estuvieron correlacionadas fuertemente con el primer y el segundo eje, respectivamente (Figura 24). Entre las especies que respondieron más fuertemente al incremento en la altitud estuvieron *Pinus teocote* y *Arbutus xalapensis*, que se presentaron en sitios con pendientes intermedias. Por otro lado, *Plumeria rubra* L. se encontró en sitios inclinados y a baja altitud, al igual que la mayoría de las especies del género *Bursera*. *Quercus laurina* y *Q. glaucescens* se asociaron con sitios elevados e inclinados, mientras que *Guazuma ulmifolia* Lam. fue una de las especies que parecieron preferir sitios poco elevados y con pendientes poco pronunciadas. La mayoría de las especies cuya presencia pareció estar influida por la orientación de la pendiente pertenecen al BTC. *Quercus deserticola* y *Q. candicans* se encontraron en sitios elevados y parecieron estar asociadas al disturbio, al igual que *Bocconia arborea*, *Vachellia pennatula* y *Euphorbia pulcherrima*, que se localizaron a menores altitudes.

Uno de los principales objetivos de este trabajo fue elaborar un mapa de distribución de los tipos de vegetación y usos de suelo. En el mapa se incluyeron tanto la zona urbana como las zonas agrícolas, con el fin de representar las condiciones actuales de la vegetación y el uso del suelo (Figura 25.).

La evaluación de la clasificación con base en puntos de verificación (Anexo 4) arroja una calificación total de la matriz de error de 80.21 %; la mayor precisión de la clasificación se registra en la clase "agrícola" (92.86 %) y la menor en las clases que corresponden al bosque de pino-encino y el bosque de pino (61.54 %). En los tipos de vegetación, la mayor precisión se registró en el BE (81.82 %). De acuerdo con el estimador Kappa, la precisión total se estima en 0.76. Asimismo, se realizó una evaluación con base en 50 puntos aleatorios (Anexo 4), que muestra que la precisión de la clasificación es de 78.92%, mientras que, de acuerdo con el estimador Kappa, es cercana a 0.75.

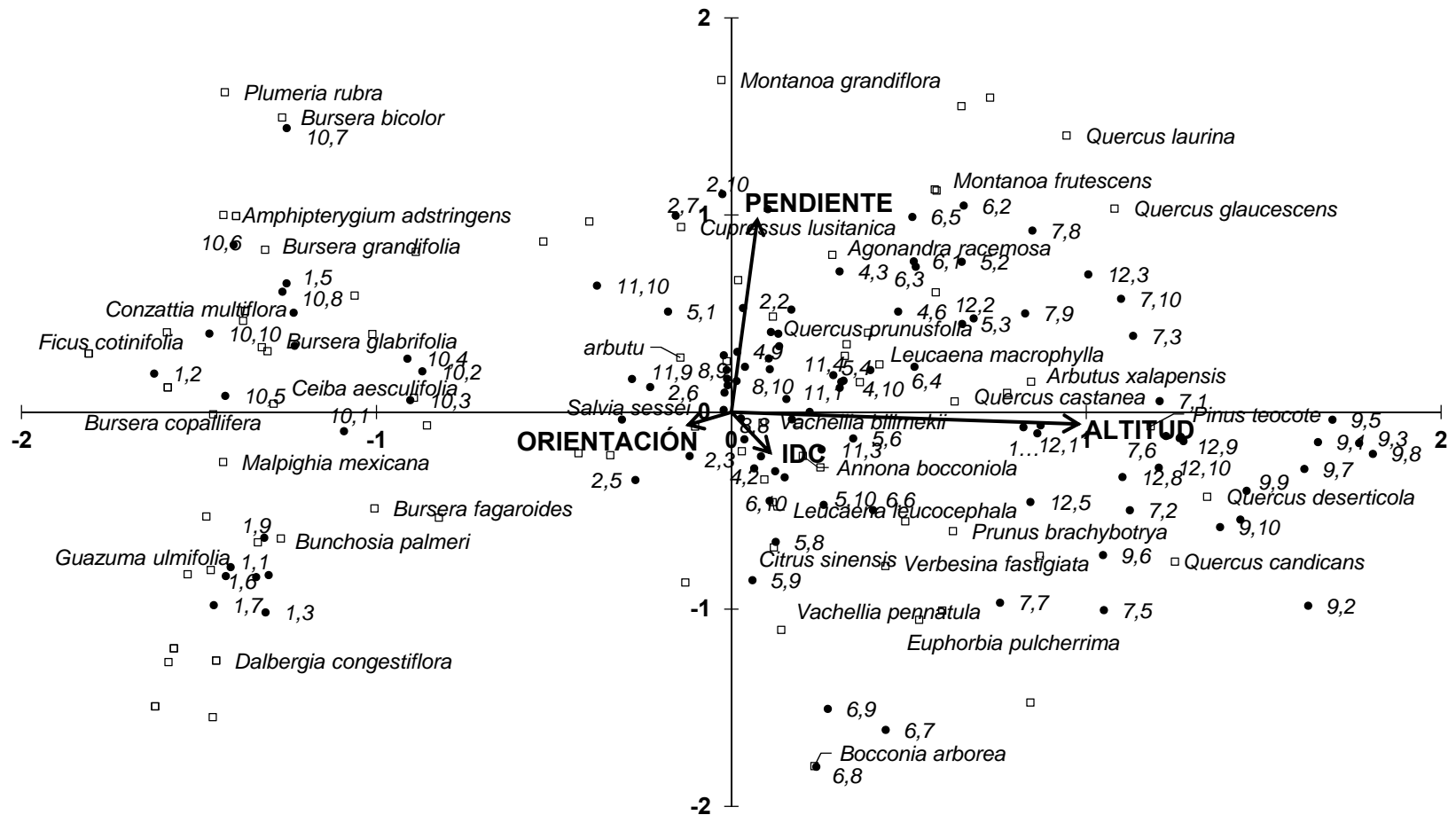


Figura 24. Análisis canónico de correspondencia de las especies leñosas de los bosques de Amatlán. Los cuadros vacíos representan a las especies, los círculos negros a los cuadros de muestreo (y los sitios a los cuales pertenecen; el número antes de la coma representa el nombre del sitio y el número después de la coma representa el nombre del cuadro) y las flechas a las variables ambientales. Por claridad, sólo se muestran los nombres de algunas especies y cuadros.

En el mapa de vegetación (Figura 25) es posible observar que el BTC se localiza principalmente en las porciones sur y sureste del territorio (con una superficie pequeña en el noroeste), mientras que los bosques templados se encuentran predominantemente en la zona norte y noreste. El BTC es el tipo de vegetación más afectado por las actividades agropecuarias, debido en gran medida a que se encuentra sobre un relieve menos accidentado y en las zonas más bajas y por lo tanto más accesibles, que no presentan heladas.

A partir de este mapa y utilizando el Modelo Digital de Elevación (MDE) –elaborado con las curvas de nivel obtenidas del Continuo de Elevaciones Mexicano del INEGI– se elaboró un modelo en tercera dimensión, que permite visualizar la distribución de los tipos de vegetación en el gradiente altitudinal. Este mapa es el resultado de combinar las características del relieve -inclinación y orientación- con la vegetación y los usos de suelo (Figura 26).

Gracias a la integración de los datos tomados en campo y los obtenidos por medios digitales, tanto de las variables ambientales como de las de la vegetación, es posible afirmar que el BTC domina en las partes bajas del territorio, principalmente en pendientes de 0 a 15° y en un intervalo altitudinal de 1,230 m s.n.m. hasta cerca de 1,500 m s.n.m., independientemente de la orientación; por arriba del piso altitudinal de 1,500 m s.n.m., se localiza principalmente en laderas orientadas al sur y con pendientes más pronunciadas. Esta exposición al sur (que recibe más radiación) permite explicar la presencia de BTC en altitudes mayores a 1,700 m s.n.m. (Figura 26). Aunque este tipo de vegetación se localiza en la parte más cálida de la localidad (con un intervalo de temperatura entre 12 y 27° C), el sitio más elevado (S6) tiene el mismo régimen de temperatura que el BE, en el que las temperaturas oscilan entre 11 y 26° C.

El BE se distribuye por arriba de 1,500 m s.n.m. hasta alrededor de 1,700 m s.n.m., preferentemente en laderas orientadas al norte; en las orientadas al sur se localiza por encima de 1,700 m s.n.m. y hasta 2,000 m s.n.m., siempre en pendientes > 12°. El intervalo de temperaturas va de 11 a 26 °C. Aunque un sitio

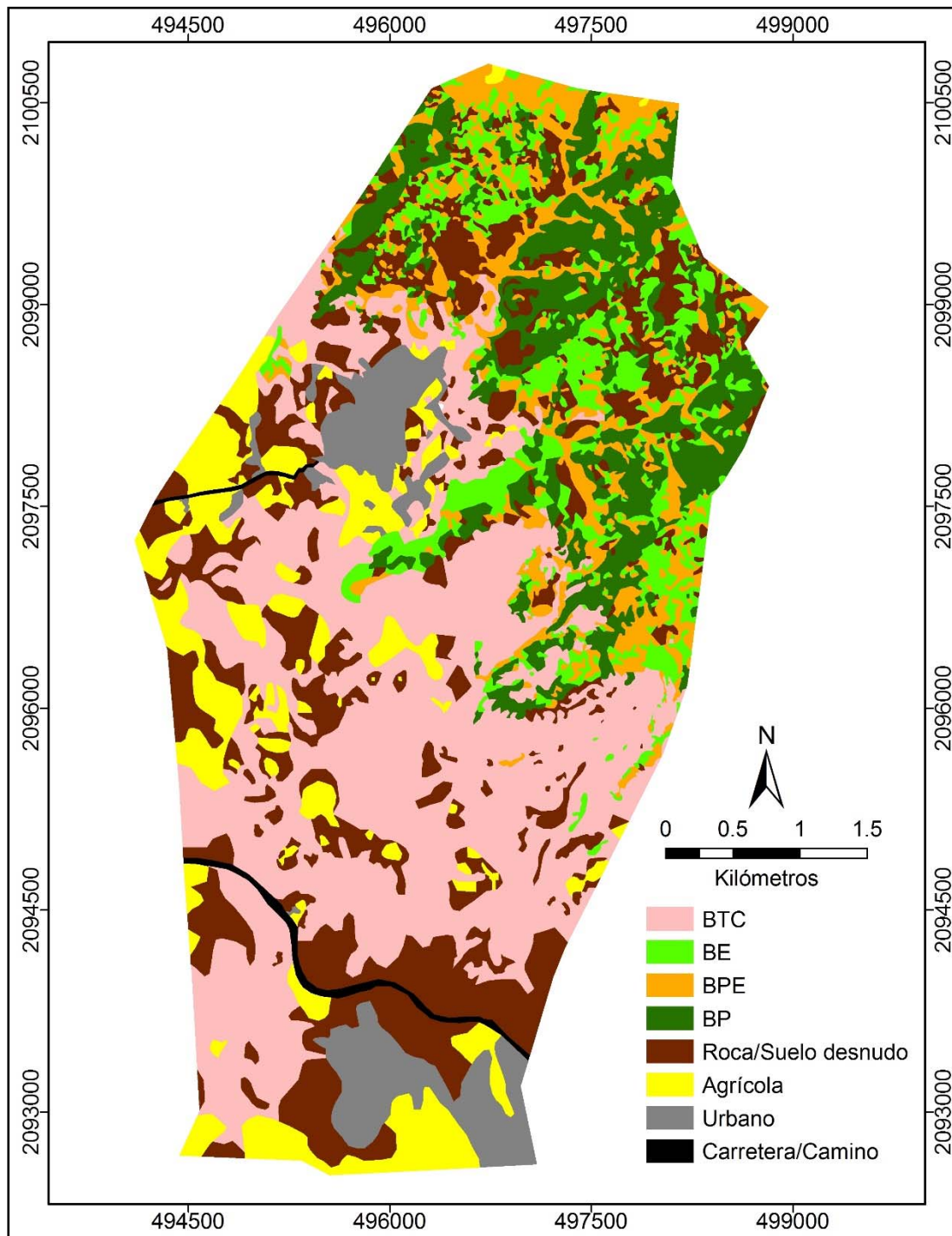


Figura 25. Mapa de vegetación y uso del suelo de Amatlán de Quetzalcóatl, elaborado a partir de los datos obtenidos en campo y técnicas de percepción remota. BE = bosque de encino, BP = bosque de pino, BPE = bosque de pino-encino y BTC = bosque tropical caducifolio.

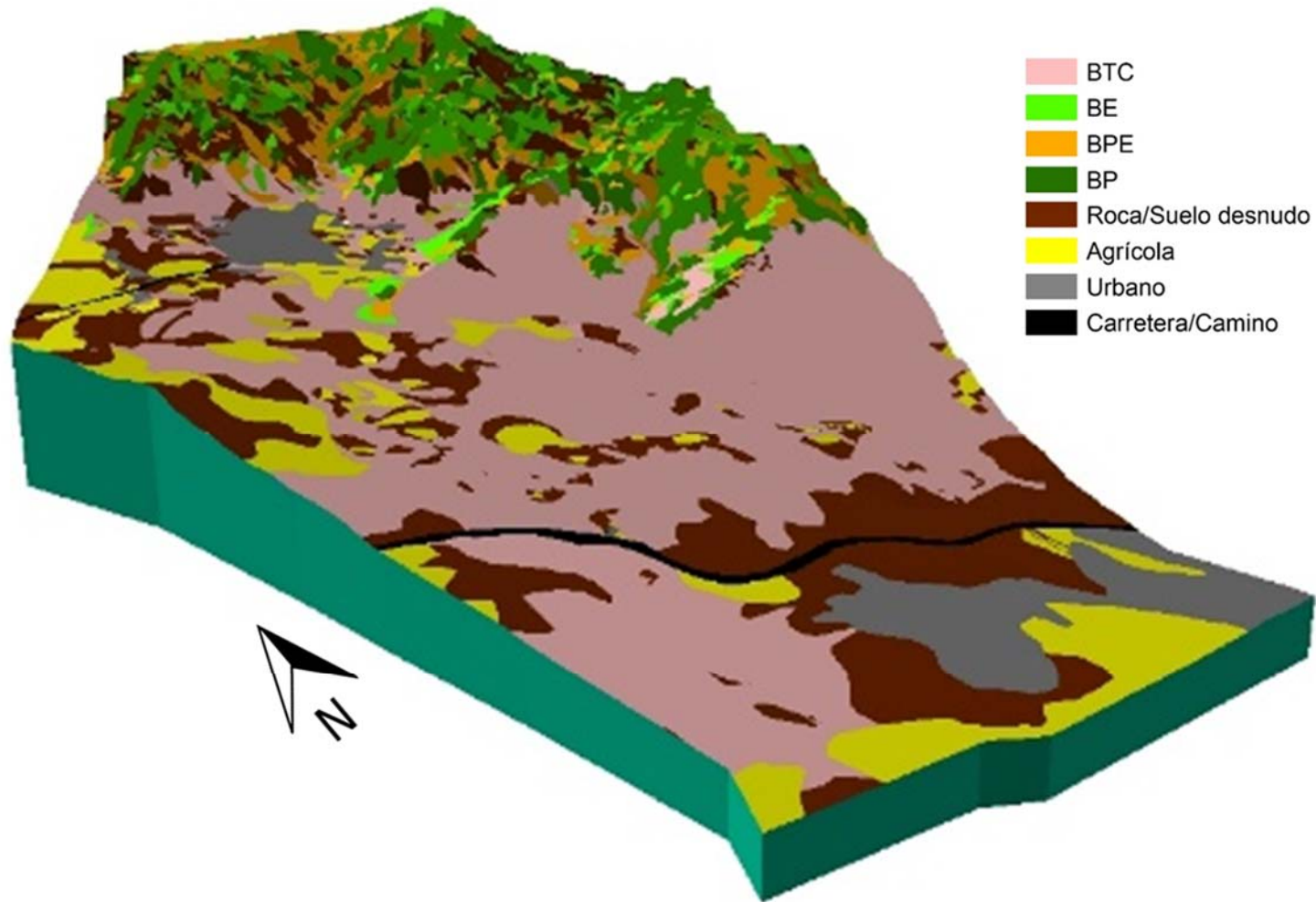


Figura 26. Escena del modelo 3D elaborado a partir del mapa de vegetación y cobertura del suelo de Amatlán de Quetzalcóatl y el MDE.

(S2) se localiza muy cerca del régimen de temperaturas esperadas para el BTC, la temperatura es ligeramente menor por encontrarse en una ladera orientada al norte.

Una parte del BPE se localiza en un intervalo altitudinal similar al del BE (~1,530-1,750 m s.n.m.), principalmente en laderas con orientación sureste-suroeste y en pendientes pronunciadas (entre 20 y 30°), que en el caso de los sitios muestreados corresponden a cañadas; a partir de 1,750 hasta cerca de 2,100 m s.n.m. se localiza también principalmente en laderas orientadas al sur-suroeste en pendientes relativamente menos pronunciadas.

El BP se localiza arriba del piso altitudinal de 1,600 m s.n.m. y hasta alrededor de 2,000 m s.n.m., principalmente en laderas orientadas al norte y con pendientes pronunciadas; se puede encontrar también por arriba de 2,000 m s.n.m. independientemente de la orientación de las laderas. La temperatura esperada para los BPE y BP oscila entre 9 y 26° C, aunque un sitio de BPE (S11) se encuentra a una menor altitud, por lo que su régimen de temperaturas se asemeja más al del BE. Sin embargo, por encontrarse al fondo de una cañada, la incidencia solar es relativamente baja y la humedad relativa más alta.

5. DISCUSIÓN

Gran parte de la superficie boscosa de Amatlán forma parte de Las Mariposas, una de las zonas núcleo del corredor Chichinautzin. En un estudio realizado en los cerros El Sombrero y Las Mariposas (Zoapapalotl), del municipio de Tlayacapan –que forman parte de la misma zona núcleo–, se reportaron 368 especies vegetales, de las cuales cerca de 57 corresponden a plantas leñosas (Cerros-Tlatilpa y Espejo-Serna 1998). El listado que se desprende del presente estudio comparte únicamente 27 especies con las enlistadas en dicho estudio, de modo que de las 57 especies reportadas en Las Mariposas, 30 no se registraron en Amatlán; mientras que de las 87 especies identificadas en Amatlán, 60 no se reportan en el listado florístico de dicho estudio. Además, una pequeña porción del territorio de Amatlán, ubicada al oeste, forma parte del Parque Nacional El Tepozteco. En el Programa de Manejo de dicho Parque se registran 1,119 especies vegetales, de las cuales 99 son árboles

(CONANP 2008). De ellas, se comparten únicamente 31 especies arbóreas con Amatlán, ya que de las 99 especies reportadas en el Programa de Manejo, 68 no se registraron en Amatlán, mientras que de las 87 identificadas en Amatlán, 56 no se reportan en dicho listado florístico. De este modo, Amatlán comparte únicamente 31 % y casi 36 % de las especies arbóreas identificadas en Las Mariposas y El Tepozteco, respectivamente. Estos datos confirman la alta diversidad de la flora regional, que aún no está bien caracterizada, por lo que el presente estudio representa una contribución importante en este sentido. Suarez-Mota *et al.* (2013) han señalado ya que la Faja Volcánica Transmexicana posee un alta riqueza florística, pero algunas partes de su territorio muestran vacíos o deficiencias en la información, lo que resulta claro en este caso.

Cabe destacar que al menos 20 de las especies que se encontraron exclusivamente en Amatlán mostraron VIR altos (como *Quercus magnoliifolia*). La curva total de acumulación de especies (que incluye los cuatro tipos de vegetación estudiados; Figura 4) no se estabilizó, y de acuerdo con el estimador Chao 2, no se encontraron alrededor del 27% de las especies leñosas presentes, por lo que es posible afirmar que Amatlán alberga una gran diversidad.

A pesar de que el territorio de Amatlán no es muy extenso, su gradiente altitudinal favorece la presencia de una gran riqueza de especies leñosas. Varios estudios han encontrado una correlación entre el gradiente altitudinal y variables como la composición, la riqueza o la diversidad de especies (Salas-Morales y Meave 2012, Maza-Villalobos *et al.* 2014, Fazlollahi *et al.* 2015).

Debido a que Amatlán se localiza en el extremo sur de la Faja Volcánica Transmexicana, que es parte de la transición entre esta unidad fisiográfica y las tierras bajas de la cuenca del río Balsas, se encontraron tanto elementos Neárticos (u Holárticos) como Neotropicales (Rzedowski 2006). De acuerdo con Suárez-Mota *et al.* (2013), la zona de estudio está comprendida en la región florística III de la Faja Volcánica Transmexicana, que es la que registra mayor riqueza de especies y comunidades vegetales, y en ella predomina las especies afines con ambientes templados.

La alta riqueza registrada de especies y géneros de la familia Fabaceae se explica por la predominancia territorial del BTC, ya que es la familia mejor representada en los bosques tropicales secos de México (e. g. Trejo 1998, Pineda-García *et al.* 2007, López-Patiño *et al.* 2012, Pérez-García *et al.* 2012, Rzedowski y Calderón 2013), Centroamérica (Gentry 1995, Gillespie *et al.* 2000) y Colombia (Marulanda *et al.* 2003), e incluso en casi todas las selvas Neotropicales (Gentry 1988, Villaseñor e Ibarra 1998). El segundo lugar en riqueza de especies correspondió a la familia Asteraceae, que es una de las más ricas en especies tanto en bosques templados como en bosques tropicales secos (Luna-Vega y Llorente-Busquets 1993, Cerros-Tlatilpa y Espejo-Serna 1998, Ramírez-Marcial *et al.* 1998, Zepeda-Gómez y Velázquez-Montes 1999, Cornejo-Tenorio *et al.* 2003, Gallardo-Cruz *et al.* 2005, Aguirre-Mendoza *et al.* 2006, Encina-Domínguez *et al.* 2007, Martínez-Meléndez *et al.* 2008). Se ha señalado que la Faja Volcánica Transmexicana es uno de los principales centros de diversificación de las familias Asteraceae y Fabaceae (Rzedowski 2006, Villaseñor y Ortiz 2007).

La distribución de frecuencias de las clases diamétricas –considerando todo el bosque en su conjunto– podría indicar que las poblaciones arbóreas se encuentran en equilibrio numérico, ya que los individuos de las clases altas que mueren o son eliminados, son remplazados por los de clases inferiores (León *et al.* 2009). Las especies con más individuos en las clases diamétricas inferiores (2.5 a 20 cm) fueron *Salvia sessei*, *Pinus teocote*, *Lysiloma divaricatum*, *Quercus magnoliifolia* e *Ipomoea murucoides*, lo que sugiere que de ellas se recluta un mayor número de individuos. Por otro lado, se encontró un reclutamiento bajo en tres especies del género *Bursera* (*B. bicolor*, *B. glabrifolia* y *B. grandifolia*) y cinco de *Quercus* (*Q. scytophylla*, *Q. candicans*, *Q. deserticola*, *Q. germana* y *Q. laurina*), en las que se registraron como máximo tres individuos en las clases diamétricas inferiores.

5.1. Bosque Tropical Caducifolio

El bosque tropical caducifolio aportó casi la mitad de los individuos y 80% de las especies registradas, de las cuales 58% se encuentran exclusivamente en él. La especie dominante, *Conzattia multiflora*, suele reportarse en sitios conservados (Almazán-Núñez *et al.* 2012, De la O-Toris *et al.* 2012), mientras que otras dos especies con altos valores de importancia (*Ipomoea murucoides* y *Spondias purpurea*) se han asociado con el disturbio antropogénico, y la segunda ha sido favorecida por el hombre por sus frutos comestibles (*Ipomoea*, Santana-Huicochea 1970, Trejo 1998, Badano *et al.* 2012, Ramírez-Bravo y Hernández-Santin 2016; *Spondias*, Moreno-Calles *et al.* 2013, Vázquez-Yanes *et al.* 1999).

En relación con la dominancia de la familia Fabaceae, se ha reportado que su abundancia relativa es mayor en bosques tropicales secos que en bosques tropicales húmedos del Neotrópico (Gei *et al.* 2013). A esta familia pertenece el 25 % del total de especies registradas y el 44 % de los individuos registrados en el BTC de Amatlán. A pesar de que algunos autores han detectado patrones heterogéneos de diversidad aun en el nivel taxonómico de familia en diferentes bosques tropicales secos (BTS), se ha sugerido que existe un fuerte conservadurismo filogenético del nicho en muchos de sus elementos florísticos, entre los cuales destaca Fabaceae, que suele ser la familia con mayor riqueza de especies (Pennington *et al.* 2009). Williams *et al.* (2017) sugieren que, al igual que en los bosques tropicales húmedos, dicho patrón de abundancia a grandes escalas puede indicar la presencia de especies, géneros y familias oligárquicas, es decir de pequeños grupos que alcanzan grandes distribuciones y altas representaciones por poseer ciertas ventajas frente a otros grupos con distribuciones más restringidas; en bosques tropicales caducifolios de Oaxaca y Jalisco el 25 % y el 30 % de los individuos registrados respectivamente, pertenece a la familia Fabaceae. Por lo tanto, podría suponerse que muchas especies de dicha familia podrían presentar patrones oligárquicos a lo largo del BTC mexicano e incluso de Centro y Sudamérica.

La riqueza de especies leñosas del BTC (80) es similar a la encontrada en otros BTC de México. En la provincia florística de la Cuenca del Balsas en Guerrero,

Pineda-García *et al.* (2007) encontraron 82 especies (que incluyen árboles, arbustos y lianas con DAP ≥ 1 cm); Beltrán-Rodríguez *et al.* (2018) reportaron 79 especies en la Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla, en el sureste de Morelos; Piña (2005) encontró 96 especies pertenecientes a individuos leñosos y lianas con DAP ≥ 1 cm en Xochicalco, Morelos. Por su parte, Trejo y Dirzo (2002) presentan datos de 20 sitios en 13 estados de la República, cuya riqueza de especies de árboles oscila entre 22 y 90, con los valores más altos en localidades de Michoacán (90), Oaxaca (76) y Guerrero (75). Gallardo-Cruz *et al.* (2005) reportaron los valores más altos, con 194 especies leñosas en la localidad de Cerro Verde, Nizanda (Oaxaca), seguidos por los de Durán *et al.* (2006), con 148 especies de árboles en Chamela, Jalisco.

El valor de diversidad alfa promedio encontrado en el BTC de Amatlán ($H' = 3.83$) es relativamente alto en comparación con los reportados en otros estudios; Beltrán-Rodríguez *et al.* (2018) encontraron valores de H' de entre 2.39 y 2.73 en la Sierra de Huautla, Morelos y Gallardo-Cruz *et al.* (2005) de 2.78 en Nizanda. Sin embargo, son similares a los reportados por Trejo (1998) en Tuxpan, Guerrero, y en El Limón, Morelos (H' 3.74 y 3.63 respectivamente, individuos con DAP ≥ 1 cm). Los valores del índice de dominancia de Simpson (D) son bajos (0.03) en comparación con los reportados por Gallardo-Cruz (2005, $D = 0.09$), lo cual podría explicar el alto valor de diversidad alfa encontrado en Amatlán, a pesar de que la riqueza de especies es mayor en Nizanda. En El Limón, Trejo (1998) registró un valor de dominancia semejante (0.04) y en Tuxpan uno idéntico al de Amatlán; por otro lado, Beltrán-Rodríguez *et al.* (2018) reportaron un valor máximo de dominancia de 0.07 en un bosque sucesional de la Sierra de Huautla.

Los valores de diversidad y dominancia encontrados en el BTC de Amatlán se asemejan más a los hallados en bosques maduros que en bosques sucesionales de Morelos. Sin embargo, los sitios estudiados son muy heterogéneos; en el mejor conservado (S10) la especie dominante es *Conzattia multiflora* y, como era de esperarse, los valores de área basal y altura son los más elevados del BTC, aunque su diversidad alfa es relativamente baja (2.6) y el valor de dominancia es alto (0.11).

El menor valor de recambio registrado entre S10 y S1 podría atribuirse a que ambos sitios se encuentran en pisos altitudinales bajos, a pesar de que en este último domina *Ipomoea murucoides* y sus valores de diversidad alfa, equidad y disturbio fueron intermedios. Es de notarse que algunos cuadros de este último sitio corresponden a un acahual joven. De forma similar, el mayor recambio de especies (entre S1 y S6), podría estar relacionado con el gradiente altitudinal, ya que S6 fue el sitio más elevado y S1 el más bajo. Además, en S6 se presenta el mismo régimen de temperatura que el BE, lo cual podría explicar que en los análisis de clasificación fuera el sitio del BTC que más difirió de los otros. En él domina *Spondias purpurea*, y se registraron los valores más altos del índice de disturbio y los más bajos de área basal, aunque tuvo el valor más alto de diversidad alfa y el más bajo de dominancia. De manera similar, Williams-Linera y Lorea (2009) encontraron que la diversidad alfa es más baja en fragmentos de BTC de Veracruz ubicados en pisos altitudinales bajos, y que el valor de esta variable aumenta con la altitud. Los altos valores del índice de disturbio de S6 se relacionan con su cercanía al poblado y con la presencia de ganado. Ello explica también que se encontraran algunos individuos de especies comestibles u ornamentales que no son propias del BTC y que, de acuerdo con el análisis canónico, se encuentran asociadas al disturbio como las del género *Citrus*.

Estos resultados muestran que en los sitios más conservados cambia la dominancia de especies y disminuye la diversidad, lo que sería congruente con la hipótesis del disturbio intermedio (Connell 1978). Hay también cierta diferenciación de especies asociada con el gradiente altitudinal; por ejemplo, *Bocconia arborea* sólo se registró en las partes altas y *Amphipterygium adstringens*, *Plumeria rubra* y *Guazuma ulmifolia* en los sitios con menor altitud.

La comparación de los resultados de este trabajo con los de Piña (2005) es relevante, ya que este último se realizó en la porción occidental de la Sierra del Chichinautzin y éste en la porción centro-oriente. De las 15 especies arbóreas con un alto valor de importancia en Xochicalco, en Amatlán se registraron siete (~47 %), lo que apunta también a un alto recambio de especies en esta región. Sin embargo, también pudo influir la altitud, ligeramente menor en Xochicalco que en Amatlán.

5.2. Bosque de Encino

En el bosque de encino se encontraron seis especies exclusivas de este tipo de vegetación, y se observó que algunas muestran un desempeño diferencial asociado a la altitud: *Quercus magnoliifolia* –la especie dominante– es mucho más abundante en las partes bajas. Ésta, junto con *Pinus teocote* y *Salvia sessei*, presentaron los mayores valores de importancia y de cobertura de la copa. Sin embargo, en el BE se encontraron en total cuatro especies del género *Quercus* entre las diez con más cobertura de la copa y entre las doce con mayor VIR.

La riqueza de especies registrada (30) en este tipo de vegetación es menor que la registrada por Block y Meave (2015) en diversos bosques de encino del Parque Nacional El Tepozteco (52), pero en él se compararon bosques situados en un área mucho mayor (23,268 ha) y en diversas condiciones ambientales (i.e., geoformas y sustratos muy diversos). Por ello, el área más pequeña y relativamente más homogénea del BE de Amatlán puede considerarse rica en especies. Encina-Domínguez *et al.* (2007) encontraron 68 especies de leñosas –de las cuales 20 son arbóreas–, en los bosques de encino de la Sierra Zapalinamé, Coahuila; número de especies arbóreas ligeramente inferior al del bosque de encino de Amatlán (aunque el número total de especies es mayor). Zacarías-Eslava y Del Castillo (2010) registraron 17 especies en los encinares de la Sierra Juárez, Oaxaca.

El valor de diversidad de Shannon promedio encontrado (2.04) es un poco menor al de los de otros encinares del PNT (2.92, Block 2012), y mucho menor al registrado en la Sierra Zapalinamé, Coahuila (4.96, Encina-Domínguez *et al.* 2007). En la Sierra de Juárez los valores de este índice en los diferentes encinares muestreados van de 1.42 a 1.68 (Zacarías-Eslava y Del Castillo 2010).

Block y Meave (2015) reportaron seis especies del género *Quercus* en el PNT, dos de las cuales no se encontraron en Amatlán (*Q. rugosa* Nee y *Q. glabrescens* A.Kern. (-syn. de *Q. kernerii* Simonk)), y una más que no registramos en el BE pero sí en el BPE (*Q. laurina*). En cambio, *Q. magnoliifolia* no se reporta en dicho estudio. De este modo, el BE de Amatlán sólo comparte tres especies de

Quercus (*Q. castanea*, *Q. obtusata* y *Q. glaucoides*) con otros encinares estudiados en el PNT. De acuerdo con los mismos autores, *Q. rugosa* es la especie con mayor VIR en el PNT y se localiza a partir de 2,322 m s.n.m. Sin embargo, no se registró en el BE ni en el BPE de Amatlán (que ocupa pisos altitudinales > 1 800 m s.n.m., y alberga la mayor riqueza de *Quercus*), ni se observó durante los recorridos, por lo que es muy probable que no forme parte de la vegetación de este territorio, lo que apoyaría la observación de que existe una distribución diferencial de distintas especies de encinos en la Sierra del Chichinautzin.

La fuerte dominancia de *Quercus magnoliifolia* en Amatlán se asocia con su distribución en pisos altitudinales inferiores a 1,705 m s.n.m. Es posible que por esta razón no se registrara en el trabajo de Block y Meave (2015), quienes realizaron muestreos por arriba de 1,800 m s.n.m. Se ha reportado que esta especie puede alcanzar hasta 2,900 m s.n.m. de altitud en México (Romero-Rangel *et al.* 2015), y que se le puede encontrar entre 1,900 y 2,500 m s.n.m., pero en un sitio con una menor latitud (Omiltemi, Guerrero, García-Rendón 1993). Por otro lado, *Q. castanea*, *Q. obtusata* y *Q. glaucoides* presentan una amplia distribución altitudinal (> 1,500 m, Romero-Rangel *et al.* 2015), por lo que no es de extrañarse que las tres se hayan registrado tanto en el PNT como en Amatlán. La distribución de *Q. glaucoides* parece estar más restringida en la Sierra del Chichinautzin, pues tanto en el trabajo de Block y Meave (2015) como en este estudio, se encontró en un gradiente altitudinal de alrededor de 50 m, y es la especie que penetra en los sitios más bajos en el ecotono con el BTC, al igual que *Q. magnoliifolia*. Un patrón de distribución similar de ambas especies se observa en la porción occidental de la Sierra del Chichinautzin, al norte de Cuentepec, Morelos (C. Bonfil, observación personal).

Aunque en todos los sitios del BE la especie con mayor VIR fue *Q. magnoliifolia*, se observó que su dominancia aumentó con la altitud (17.4 a 1,582 m s.n.m. y 50.6 a 1668 m s.n.m.), aunque la abundancia no mostró un patrón altitudinal claro. Sin embargo, no está presente en el BPE, a pesar de que los intervalos altitudinales de ambos tipos de vegetación se traslapan (alrededor de 40 m), por lo

que al parecer no prospera en pisos altitudinales más altos en esta región de Morelos.

Sólo en dos sitios del BE (S2 y S8) otras especies de *Quercus* (*Q. glaucoides* y *Q. castanea*, respectivamente), se encontraron entre las tres con mayor VIR. El mayor recambio de especies ocurrió entre S5 y S8; el primero es el de mayor altitud (promedio 1,680 m s.n.m.), mientras que las altitudes registradas en S8 fueron siempre inferiores a 1,600 m s.n.m. (promedio 1,588 m s.n.m.), por lo que la diferencia de altitud (de casi 100 m) podría explicar este alto recambio. Además, en S5 se encuentran los individuos con mayor altura, así como los valores de diversidad y equitatividad más altos, mientras que en S8 se encuentran entre los más bajos, lo cual responde probablemente diferencias ambientales debidas a la diferencia altitudinal. Por otro lado S2 y S4 tuvieron la mayor similitud, la cual podría relacionarse con que tienen valores de diversidad, dominancia y equitatividad semejantes y se encuentran en laderas orientadas hacia el norte-noroeste, con valores de IDC relativamente altos, además de encontrarse en pisos altitudinales contiguos y con pendientes $> 20^\circ$. De acuerdo con algunos análisis de diversidad y clasificación, el sitio con mayores diferencias es S5, lo cual podría estar relacionado con su mayor heterogeneidad y con la diferencia altitudinal que presenta con el resto de los sitios. De acuerdo con otros estimadores el sitio más diferente es S8, que fue el único con pendientes orientadas predominantemente al NE (Cuadro 7, Figura 8 y Anexo 3).

En el BE fue registrada la presencia de *Cupressus lusitánica* Mill., que no es una especie nativa de la localidad. De acuerdo con los pobladores, se introdujo a través de los programas de reforestación impulsados por CONAFOR. Se ha reportado que su introducción produce cambios importantes en la composición y estructura de los bosques, lo que refuerza la necesidad de usar especies nativas en dichos programas (Fernández-Pérez *et al.* 2013).

5.3. Bosque de Pino-Encino

El bosque de pino-encino presentó un alto número de individuos en las clases diamétricas superiores, y en él se registraron nueve especies del género *Quercus*, de las cuales cinco no se encontraron en el BE. Aunque *P. teocote* fue la especie dominante, tres de las cinco especies que más aportaron al área basal son encinos, al igual que seis de las 10 especies con mayor VIR (Figura 9). Además, cuatro de ellas se encuentran entre las cinco especies con mayor cobertura.

El BPE alberga 20 % de las especies de los bosques de Amatlán y 8 % (ocho especies) del total se localizan exclusivamente en él, cinco de las cuales son del género *Quercus*. Por ello, su contribución a la diversidad total es alta. Es de notarse que en él se registró la mayor riqueza de especies de este género (9), mientras que en el BE solo se encontraron cuatro. La familia Fabaceae (con seis especies), fue la segunda familia mejor representada. Destaca que tanto en este tipo de vegetación como en el BE, es la 2ª familia más importante, por lo que muestra una dominancia continua desde el BTC hacia los tipos de vegetación en los pisos altitudinales inmediatos superiores.

De acuerdo con el estimador de riqueza Chao 2, sólo se espera encontrar tres especies más de las 20 registradas, por lo que el muestreo puede considerarse adecuado. Los valores de riqueza (20) y diversidad promedio (2.53) registrados son altos en comparación con los encontrados en el BPE de Sierra Juárez, Oaxaca (8 y 1.65 respectivamente, Zacarías-Eslava y Del Castillo 2010). Sin embargo, en Ixtlán (Oaxaca), que forma parte de dicha sierra, Castellanos-Bolaños *et al.* (2010) reportaron 32 especies. Aunque no reportaron el valor de H' de los bosques de pino-encino, el valor más alto se registró en una comunidad con 26 especies ($H' = 2.19$), y es inferior al registrado en Amatlán (que tiene seis especies menos). En el Parque Ecológico Chipinque, Nuevo León, la riqueza y la diversidad de un sitio conservado fueron más bajos que los registrados en Amatlán ($S = 7$ y $H' = 1.5$; Alanís-Rodríguez *et al.* 2008), al igual que en un BPE en la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán ($H' = 0.6$ calculado con \log_{10} , que equivale a $H' = 1.38$ calculado con \ln ; Maza-Villalobos *et al.* 2014). Návar-Cháidez y González-Elizondo (2009) reportan valores de riqueza y

diversidad menores a los registrados en Amatlán en sitios conservados de BPE en Durango, lo cual podría deberse a la alta dominancia que presentan (1.36 - 3.12). De esta comparación podemos concluir que el BPE de Amatlán, a pesar de no ser muy extenso, posee una diversidad y riqueza relativamente altas en relación con otros bosques mixtos de PE del país.

De las ocho especies exclusivas del BPE, cinco se encontraron únicamente en el sitio más elevado (S7) y cuatro de ellas forman parte de las cinco especies del género *Quercus* exclusivas del BPE. En el sitio más bajo (S11) se registraron tres de las ocho especies que sólo se encuentran en el BPE y una de las cinco de *Quercus* que sólo se encontraron en este tipo de vegetación. Esto significa que, ninguna de estas ocho especies exclusivas se comparte entre ambos sitios; sólo comparten dos del género *Quercus*, que a su vez se encuentran en el BE. Es muy importante considerar esto al implementar planes de conservación y manejo, ya que para conservar la diversidad del BPE sería necesario abarcar buena parte del gradiente que ocupa este tipo de vegetación. Figueroa-Rangel y Olvera-Vargas (2000) encontraron que la presencia de plántulas de diferentes especies de encinos en los bosques mixtos de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán está fuertemente asociada con la apertura del dosel. Algunas especies como *Quercus laurina* son más abundantes en espacios con dosel cerrado, mientras que otras como *Q. castanea* son más abundantes en espacios con dosel más abierto. Esto muestra que, debido a la asociación entre la presencia de las especies y los factores fisiográficos, los programas de manejo y conservación deben considerar los diferentes escenarios ecológicos en donde crecen las diferentes especies de *Quercus*.

A pesar de las diferencias en la composición de especies del BPE, los valores de recambio (diversidad β) fueron intermedios, en ambos la especie dominante es *Pinus teocote* y se encontró el mismo valor de dominancia (0.86). En S7 el VIR de *P. teocote* es superior a 99, mientras que en S11 apenas rebasa 63, lo que puede explicarse por la mayor altitud del primero (1,803 y 1,625 m s.n.m., respectivamente). En S11 la abundancia y la frecuencia relativas de las especies

que le siguen en VIR, son cercanas e incluso en algunos casos mayores a las de *P. teocote*, mientras que en S7 son, en el mejor de los casos, de casi la mitad.

5.4. Bosque de Pino

En el bosque de pino domina fuertemente *Pinus teocote*. Aunque el género mejor representado fue *Quercus* (con tres especies), éste sólo se registró en el sitio más elevado y la única especie exclusiva de este tipo de vegetación es *Q. deserticola*; las otras dos (*Q. castanea* y *Q. obtusata*) se comparten con el BPE y el BE, lo que confirma que su intervalo de distribución altitudinal es muy amplio en esta porción de la Sierra del Chichinautzin.

El estimador de riqueza Chao 2 muestra que no se encontrarían más especies al incrementar el área de muestreo, por lo que éste fue adecuado. Los valores de riqueza (8 especies) y diversidad ($H' = 0.8$) fueron los más bajos de los bosques de Amatlán; sin embargo, son altos en comparación con áreas bajo manejo de bosques dominados por el género *Pinus* en Chihuahua. Hernández-Salas *et al.* (2013) reportaron siete especies y una diversidad alfa promedio (H') de 0.35. En otros bosques que están siendo manejados se han registrado valores más altos, como en Durango (Solís-Moreno *et al.* 2006; seis especies y diversidades alfa de 0.72 y 1.21 en dos condiciones de tratamientos silvícolas); en Ixtlán de Juárez, Oaxaca Castellanos-Bolaños *et al.* (2008) reportaron de 11 a 17 especies y valores de diversidad alfa de 1.3 a 2.17, en diferentes condiciones de manejo. Leyva-López *et al.* (2010) registraron una riqueza de entre seis y 10 especies y valores de diversidad alfa promedio (H') de 0.66 a 1.87 en áreas de bosques de pino en San Pedro el Alto, Oaxaca. Estos datos permiten concluir que los valores registrados en este bosque se encuentran entre los reportados para otros bosques de pino, a pesar de que en el BP de Amatlán solo hay una especie de pino con una dominancia muy alta.

El análisis de diversidad β muestra que el recambio de especies entre sitios es bajo y los análisis basados en los métodos de clasificación confirman que este tipo de vegetación es muy homogéneo, ya que los cuadros no tienden a agruparse

por sitios; sin embargo, el S9 parece ser más homogéneo, ya que 7 de sus 10 cuadros forman un grupo bien definido. La dominancia de *Pinus teocote* es mucho más notable en este sitio que en S12, ya que los valores de los índices de dominancia de Simpson (1-*D*) y Berger-Parker son mayores en él (S9 = 0.81 y 0.9; S12 = 0.54 y 0.76, respectivamente). La notable dominancia de esta especie en S9 también podría explicar los valores altos de área basal, así como que los valores de densidad, riqueza y diversidad fueran más bajos.

5.5. Comparación entre Tipos de Vegetación y Variables Ambientales

La comparación de los cuatro tipos de vegetación (Cuadro 9) muestra que, en general, los valores más altos de las variables estructurales corresponden al BPE, mientras que los más bajos se encontraron en el BTC. Este patrón coincide con los valores de densidad registrados, que fueron más altos en el BTC y más bajos en el BPE. Sin embargo, el BTC es el único tipo de vegetación que difiere significativamente (tanto en variables estructurales como de diversidad), del resto. Globalmente, la mayor diversidad corresponde al BTC, y entre los bosques templados de esta porción de la Sierra del Chichinautzin, al BPE. De acuerdo con los estimadores de diversidad empleados el BTC tiene la mayor diversidad y el BP la menor, mientras que el BPE y el BE ocupan el 2o y 3er lugar respectivamente.

Las familias Fabaceae y Fagaceae fueron las únicas presentes en los cuatro tipos de vegetación; la riqueza y dominancia de la primera disminuye conforme aumenta la altitud. El género *Quercus* (Fagaceae) se encontró en los cuatro tipos de vegetación; sin embargo, en el BTC la única especie que se registró fue *Q. magnoliifolia*, que se encuentra sólo en el ecotono entre éste y el BE.

Pinus teocote fue la única especie que registró altos VIR en los tres tipos de vegetación templada (BE, BPE y BP). *Quercus castanea* presenta un incremento en su VIR a mayores altitudes, al igual que *Arbutus xalapensis*. La brecha entre la especie que ocupa el primer lugar del VIR y la que ocupa el segundo parece ampliarse conforme aumenta la altitud, de modo que esta diferencia es muy baja en el BTC y muy alta en el BP; esto se relaciona también con la dominancia de las

especies, que es muy baja en el BTC y muy alta en el BP. *Dodonaea viscosa*, *Vachellia pennatula* y *Verbesina fastigiata* se registraron en todos los tipos de vegetación, con excepción del BPE, lo cual podría atribuirse a una exclusión accidental en los muestreos, pues es muy poco probable que se distribuyan sólo en los pisos altitudinales inferiores (BTC y BE) y superiores (BP). De ser así, estas tres especies serían las únicas que comparten los cuatro tipos de vegetación.

Es interesante observar que el número de especies arbóreas compartidas disminuye al incrementarse la altitud, ya que en la transición BTC-BE la cifra es de 12, mientras que en la transición BE-BPE es de sólo una, y no se comparte ninguna especie entre el BPE y el BP (con excepción de *P. teocote*, presente en todos los bosques templados). Esto muestra que la transición entre elementos tropicales y templados es gradual en los pisos altitudinales menores, mientras que en los más altos dominan claramente las especies características de bosques templados. Entre los elementos que se comparten entre los bosques tropicales y los templados destacan los de la familia Fabaceae (notablemente *Leucaena esculenta*, *L. macrophylla*, *Lysiloma acapulcense*, y *Mimosa lacerata*) y, en menor medida, especies como *Buddleja parviflora* y las ya mencionadas *Verbesina fastigiata*, *Vachellia pennatula* y *Dodonaea viscosa*.

La mayor diferencia en la composición de especies se presentó entre el BTC y el BP, mientras que la mayor similitud se registró entre el BTC y el BE, hecho que parece relacionarse directamente con variables ambientales como la altitud y la orientación. La mayor distancia altitudinal se registró entre el BTC y el BP, mientras que la menor se registró entre el BTC y el BE. El BTC se encuentra orientado principalmente hacia el sur, mientras que el BP, y en menor medida el BE, se encuentran en sitios o laderas orientadas al norte. El BPE se encuentra preferentemente en cañadas, que son hábitats con una mayor humedad relativa y probablemente menor insolación. Esto apunta a que el gradiente altitudinal y en menor medida la orientación sean las variables ambientales que más influyen en las diferencias en la composición de especies.

Esta observación resulta apoyada por el análisis canónico de correspondencias (Figura 24), del que se concluye que las variables ambientales que más influyen en la composición de las comunidades son la altitud –que se relaciona directamente con la temperatura y la precipitación– y la orientación e inclinación de las laderas. La altitud separa claramente por un lado a las especies de bosques templados y por otro a las del BTC. De las especies de *Quercus*, *Q. magnoliifolia* y *Q. glaucoides* se asocian con altitudes menores, mientras que *Q. laurina*, *Q. glauscegens*, *Q. deserticola* y *Q. candicans* con mayores, al igual que *Pinus teocote* y *Arbutus xalapensis*. En el BTC, aunque la orientación es relevante, el disturbio parece impactar más en la presencia y abundancia de algunas especies, como *Vachellia pennatula*, *Leucaena leucocephala* y *Euphorbia pulcherrima*.

Como ha podido notarse, el territorio de los bosques de Amatlán alberga una gran diversidad y riqueza de especies, lo cual está relacionado con el gradiente altitudinal, que juega un papel determinante en la distribución de las especies. En las partes altas (dominadas por BP) se encuentra una alta dominancia y baja diversidad, y el BE y BPE muestran características transicionales (aunque el BPE posee una mayor diversidad de especies, ocupando el segundo lugar de esta variable). El BTC, que domina en las partes bajas, presenta la mayor riqueza y diversidad, a pesar de que es el más afectado por el disturbio. Como se puede observar en el mapa (Figura 25), el BTC se encuentra muy fragmentado principalmente por amplias superficies de uso agrícola.

El mapa de vegetación elaborado permite tener un mejor conocimiento de la distribución de la vegetación en la localidad y puede servir de base para elaborar e implementar planes de manejo y conservación para la comunidad de Amatlán y para esta importante porción de la Sierra del Chichinautzin. Éstos deberán considerar abarcar el gradiente altitudinal y las variaciones topográficas más que la extensión territorial, pues la riqueza de Amatlán obedece más que nada a la variedad de ambientes que ofrece su accidentado relieve. En el caso del BTC, sería conveniente incrementar el valor de conservación de las zonas bajo uso agrícola, reforzando la conservación de los parches remanentes de vegetación, así como el

establecimiento de corredores entre ellos (Martínez-Ramos *et al.* 2012, Melo *et al.* 2013). Para ello podría usarse una amplia variedad de especies arbóreas nativas como cercas vivas alrededor de los terrenos de cultivo (Harvey *et al.* 2004), como leguminosas pioneras que facilitan la sucesión y puedan aportar nitrógeno al suelo, así como especies tolerantes a sequía (por ejemplo las del género *Bursera*), ya que la disponibilidad de agua de lluvia juega un papel crítico en la dinámica de la sucesión de las selvas secas (Martínez-Ramos *et al.* 2012).

Finalmente, se recomienda ampliar los muestreos en el BTC y el BE, en donde, de acuerdo con las estimaciones, se esperaría encontrar más especies y en el BPE y BP para obtener una mayor precisión en el mapa. Lo anterior con el fin de tener una visión completa de la riqueza de especies y la distribución de los tipos de vegetación presentes en Amatlán. Asimismo, sería necesario realizar estudios sobre la vegetación ruderal y la presencia de especies exóticas, ya que se detectó la presencia de hierbas exóticas.

6. CONCLUSIONES

- Los bosques de Amatlán, y más en general los del Corredor Biológico Chichinautzin, brindan servicios ambientales importantes a toda la región, por lo que su conservación es prioritaria.
- Amatlán alberga una proporción alta de la diversidad de especies leñosas del Corredor Biológico Chichinautzin.
- El gradiente altitudinal y la variación en la magnitud y orientación de las pendientes son factores determinantes para explicar la riqueza y diversidad de especies. Estas variables inciden tanto en la distribución de los tipos de vegetación como en las variaciones en su interior.
- El BTC es el tipo de vegetación más extendido y diverso, y su diversidad es similar a la reportada en otros bosques tropicales caducifolios maduros. Sin embargo, es también el más afectado por el disturbio, por lo que es urgente implementar programas de manejo y conservación que faciliten la

conectividad entre los parches remanentes y aumenten el valor de conservación de las zonas con uso agropecuario.

- El BE comparte pocas especies del género *Quercus* con otros encinares del Parque Nacional El Tepozteco, y más en general con los encinares del Corredor Biológico Chichinautzin, lo que pone de manifiesto su importancia, así como la alta diversidad β de los encinares de la región norte de Morelos.
- El BPE fue el tipo de vegetación con la mayor diversidad del género *Quercus*, y tiene una distribución restringida, por lo que su conservación es prioritaria para mantener la diversidad de este género en la región.
- En el BP domina fuertemente *Pinus teocote*. En este bosque se registró un alto valor del índice de disturbio debido a la extracción de ocote, por lo que es necesario implementar algunas medidas que regulen esta actividad.
- Aunque globalmente los bosques templados de Amatlán están relativamente bien conservados, la localidad enfrenta una creciente presión de cambio en el uso del suelo, principalmente con fines de urbanización, debido a su cercanía con Tepoztlán, un núcleo turístico importante desde hace varias décadas.
- Los diferentes tipos de bosques de Amatlán forman un continuo que se encuentra interconectado por zonas transicionales, y su distribución se encuentra asociada a su compleja topografía. Es por tanto necesario que los esfuerzos de conservación y manejo se orienten a abarcar todo el gradiente altitudinal y las variaciones en el relieve, más que en la extensión territorial.
- El número de especies arbóreas compartidas disminuye al incrementarse la altitud, ya que se pasa de 12 especies compartidas entre el BTC y el BE a ninguna entre el BPE y el BP (excluyendo a *P. teocote*, presente en todos los bosques templados).

7. BIBLIOGRAFÍA

Adams J. 2007. Vegetation-climate interaction. How vegetation makes the global environment. Londres, RU: Springer-Praxis

- Aguirre Mendoza Z., R. Linares-Palomino y L. Peter Kvist. 2006. Especies leñosas y formaciones vegetales en los bosques estacionalmente secos de Ecuador y Perú. *Arnaldoa*, 13(2): 324-350.
- Alanís-Rodríguez E., J. Jiménez-Pérez, D. Espinoza-Vizcarra, E. Jurado-Ybarra, O. A. Aguirre-Calderón y M. A. González-Tagle. 2008. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el parque ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 14(2): 113-118.
- Almazán-Núñez R. C., M. del C. Arizmendi, L. E. Eguiarte y P. Corcuera. 2012. Changes in composition, diversity and structure of woody plants in successional stages of tropical dry forest in southwest Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(4): 1096-1109.
- Aplin P. 2005. Remote sensing: ecology. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 29(1): 104-113.
- Archibold O. W. 1995. Ecology of world vegetation. Londres, RU: Chapman and Hall.
- Austin M. P. 1987. Models for the analysis of species' response to environmental gradients. En Prentice I.C. y van der Maarel E. (Eds.) *Theory and models in vegetation science. Advances in Vegetation Science*, 8. pp. 35-45. Dordrecht, Holanda: Springer.
- Badano E. I., J. García-Guzmán, C. H. Vergara-Briceño, L. E. Martínez-Romero, M. N. Barranco-León, F. Luna-Castellanos, A. M. Acuña-Cors, M. Á. García-Valenzuela y C. R. Ramos-Palacios. 2012. Valor de conservación de un área natural protegida en Puebla, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3): 834-846.

- Bachman S., W. J. Baker, N. Brummitt, J. Dransfield y J. Moat. 2004. Elevational gradients, area and tropical island diversity: an example from the palms of New Guinea. *Ecography*, 27(3): 299-310.
- Barrett E. C. y C. F. Curtis. 1976. *Introduction to environmental remote sensing*. Nueva York, EUA: Wiley.
- Becerra J. X. 2005. Timing the origin and expansion of the Mexican tropical dry forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(31): 10919-10923.
- Beltrán-Rodríguez L., J. I. Valdez-Hernández, M. Luna-Cavazos, A. Romero-Manzanares, E. Pineda-Herrera, B. Maldonado-Almanza, M. A. Borja-de la Rosa y J. Blancas-Vázquez. 2018. Estructura y diversidad arbórea de bosques tropicales caducifolios secundarios en la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, Morelos. *Revista mexicana de biodiversidad*, 89(1): 108-122.
- Bhattarai K. R., O. R. Vetaas y J. A. Grytnes. 2004. Fern species richness along a central Himalayan elevational gradient, Nepal. *Journal of biogeography*, 31(3): 389-400.
- Block S. 2012. *Heterogeneidad florística y estructural de los encinares del Parque Nacional El Tepozteco, México*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Block S. y J. Meave. 2015. Structure and diversity of oak forests in the El Tepozteco National Park (Morelos, México). *Botanical Sciences*, 93(3): 429-460.
- Bongers F., J. Popma, J. Meave del Castillo y J. Carabias. 1988. Structure and floristic composition of the lowland rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio*, 74(1): 55-80.
- Breckle S-W. 2002. *Walter's vegetation of the earth: the ecological systems of the geo-biosphere*. Berlín, Alemania: Springer.

- Campbell J. B. y R. H. Wynne. 2011. *Introduction to remote sensing*. 5ª edición. Nueva York, EUA: The Guilford Press.
- Castellanos-Bolaños J. F., E. J. Treviño-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, M. Musalem-Santiago y R. López-Aguillón. 2008. Forest structure of managed patula pine in Ixtlán de Juárez, Oaxaca, Mexico. *Madera y Bosques*, 14(2): 51-63.
- Castellanos-Bolaños J. F., E. J. Treviño-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez y A. Velázquez-Martínez. 2010. Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 1(2): 39-52.
- Cayuela L., J. M. R. Benayas y C. Echeverría. 2006. Clearance and fragmentation of tropical montane forests in the Highlands of Chiapas, Mexico (1975–2000). *Forest Ecology and Management*, 226(1-3): 208-218.
- Cerros-Tlatilpa R. y A. Espejo-Serna. 1998. Contribución al estudio florístico de los cerros El Sombrerito y Las Mariposas (Zoapapalotl) en el municipio de Tlayacapan, Morelos, México. *Polibotánica*, 8: 29-44.
- Chambers J. Q., G. P. Asner, D. C. Morton, L. O. Anderson, S. S. Saatchi, F. D. B. Espírito-Santo, M. Palace y C. Souza Jr. 2007. Regional ecosystem structure and function: ecological insights from remote sensing of tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(8): 414-423.
- Chaneton E. J. y J. M. Facelli. 1991. Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarchies. *Vegetatio*, 93(2): 143-155.
- Chao A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell y T-J. Shen. 2004. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters*, 8: 148–159
- Cingolani A. M., D. Renison, M. R. Zak y M. R. Cabido. 2004. Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using Landsat data: an alternative

- method to define and classify land-cover units. *Remote sensing of environment*, 92(1): 84-97.
- Colwell R. K., A. Chao, N. J. Gotelli, S-Y Lin, C. X. Mao, R. L. Chadzon y J. T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5 (1): 3-21
- CONABIO. 2008. *Capital natural de México*, vol. I: *Conocimiento actual de la biodiversidad*. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Congalton R. G. 1997. Exploring and evaluating the consequences of vector-to-raster and raster-to-vector conversion. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 63(4): 425-434.
- Connell J. H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199 (4335): 1302-1310.
- Cornejo-Tenorio G., A. Casas, B. Farfán, J. L. Villaseñor y G. Ibarra-Manríquez. 2003. Flora y vegetación de las zonas núcleo de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 73: 43-62.
- Daubenmire R. F. 1968. *Plant communities: A textbook of plant synecology*. Nueva York, EUA: Harper and Row.
- De la O-Toris J., B. Maldonado y C. Martínez-Garza. 2012. Effect of perturbation in the native and ruderal herbs community in a Mexican dry forest. *Botanical Sciences*, 90 (4): 469-480.
- Durán E., J. A. Meave, E. J. Lott y G. Segura. 2006. Structure and tree diversity patterns at the landscape level in a Mexican tropical deciduous forest. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 79: 43-60.

- Encina-Domínguez J. A., A. Zárate-Lupercio, J. Valdés-Reyna y J. A. Villarreal-Quintanilla. 2007. Caracterización ecológica y diversidad de los bosques de encino de la sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 81: 51-63.
- Fazlollahi Mohammadi M., S. G. Jalali, Y. Kooch y T. A. Theodose. 2015. The influence of landform on the understory plant community in a temperate Beech forest in northern Iran. *Ecological Research*, 30 (2): 385–394.
- Fernández-Pérez L., N. Ramírez-Marcial y M. González-Espinosa. 2013. Reforestación con *Cupressus lusitanica* y su influencia en la diversidad del bosque de pino-encino en Los Altos de Chiapas, México. *Botanical Sciences*, 91(2): 207-216.
- Figueroa-Rangel B. L. y M. Olvera-Vargas. 2000. Regeneration patterns in relation to canopy species composition and site variables in mixed oak forests in the Sierra de Manantlán Biosphere Reserve, Mexico. *Ecological Research*, 15(3): 249–261.
- Foody G. M., M. E. Cutler, J. Mcmorrow, D. Pelz, H. Tangki, D. S. Boyd e I. Douglas. 2001. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. *Global Ecology and Biogeography*, 10(4): 379-387.
- Foody G. M. 2003. Remote sensing of tropical forest environments: Towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. *International Journal of Remote Sensing*, 24 (20): 4035-4046.
- Fries C. 1960. Geología del estado de Morelos y partes adyacentes de México y Guerrero, región central–meridional de México. *Boletín del Instituto de Geología*, 60: 236.
- Gallardo-Cruz J. A., J. A. Meave y E. A. Pérez-García. 2005. Estructura, composición y diversidad de la selva baja caducifolia del Cerro Verde, Nizanda (Oaxaca), México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 76: 19-35.

- Gallardo-Cruz J. A., E. A. Pérez-García y J. A. Meave. 2009. β -Diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. *Landscape Ecology*, 24(4): 473-482.
- García-Rendón M. 1993. *Vegetación. Historia natural del Parque Ecológico Estatal de Omiltemi, Chilpancingo, Guerrero*. Ciudad de México, México. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gei M. G. y J. S. Powers. 2013. Do legumes and non-legumes tree species affect soil properties in unmanaged forests and plantations in Costa Rican dry forests? *Soil Biology and Biochemistry*, 57: 264-272.
- Gentry A. H. 1988. Changes in Plant Community Diversity and Floristic Composition on Environmental and Geographical Gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75(1): 1-34.
- Gentry A. H. 1995. Diversity and floristic composition of Neotropical dry forests. En S. H. Bullock, H. A. Mooney y E. Medina (Eds.). *Seasonally dry tropical forests*. pp. 146-190. Cambridge, R.U.: Cambridge University Press.
- Gillespie T. W., A. Grijalva y C. N. Farris. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology*, 147(1): 37-47
- Gillespie T. W., G. M. Foody, D. Rocchini, A. P. Giorgi y S. Saatchi. 2008. Measuring and modelling biodiversity from space. *Progress in Physical Geography*, 32 (2): 203-221.
- Givnish T. J. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. *Journal of ecology*, 86(6): 999-1020.
- Gotelli N. J. y R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4 (4): 379-391.

- Gould W. 2000. Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. *Ecological applications*, 10(6): 1861-1870.
- Halffter G. y C. E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. En: Halffter G., J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (Eds.). *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. pp. 5-15. Zaragoza, España: Monografías Tercer Milenio.
- Harvey C. A., N. I. J. Tucker y A. Estrada. 2004. Live fences, isolated trees and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. En: Schroth G., G.A.B. da Fonseca, C.A. Harvey, C Gascon, H.L. Vasconcelos y A. N. Izac (Eds.). pp 261-289. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington, D. C., EUA: Island Press
- Hayek L. C. y M. A. Buzas. 1997. *Surveying natural populations*. 2da edición. Nueva York, EUA: Columbia University Press.
- Hemp A. 2006. Continuum or zonation? Altitudinal gradients in the forest vegetation of Mt. Kilimanjaro. *Plant ecology*, 184(1): 27-42.
- Hernández-Salas J., Ó. A. Aguirre-Calderón, E. Alanís-Rodríguez, J. Jiménez-Pérez, E. J. Treviño-Garza, M. A. González-Tagle y A. Domínguez-Pereda. 2013. Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(2): 189-200.
- Holdridge L. R. 1982. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.
- Huston M. A. 1994. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Nueva York, EUA: Cambridge University Press.
- Jones H. G. 1983. *Plants and microclimate: A quantitative approach to environmental plant physiology*. Cambridge, RU: Cambridge University Press.

- Jost L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2): 363-375.
- Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10): 2427-2439.
- Jost L. 2010. The Relation between Evenness and Diversity. *Diversity*, 2: 207-232
- Keddy, P. A. 2007. *Plants and vegetation: origins, processes, consequences*. Nueva York, EUA: Cambridge University Press.
- Keller F., F. Kienast y M. Beniston. 2000. Evidence of response of vegetation to environmental change on high-elevation sites in the Swiss Alps. *Regional Environmental Change*, 1(2): 70-77.
- Kent M. y P. Coker. 1992. *Vegetation description and analysis, a practical approach*. Londres, R. U.: John Wiley y Sons.
- Kerr J. T. y M. Ostrovsky. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology y Evolution*, 18(6):299-305.
- Kershaw K. A. 1964. *Quantitative and dynamic plant ecology*. Londres, R.U.: Edward Arnold.
- Kessler M. 2001. Patterns of diversity and range size of selected plant groups along an elevational transect in the Bolivian Andes. *Biodiversity & Conservation*, 10(11): 1897-1921.
- Kitayama K. 1992. An altitudinal transect study of the vegetation on Mount Kinabalu, Borneo. *Vegetatio*, 102(2): 149-171.
- Kogan F. N. 1990. Remote sensing of weather impacts on vegetation in non-homogeneous areas. *International Journal of Remote Sensing*, 11 (8): 1405-1419.
- Krebs C. J. 1994. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. 4a edición. Nueva York, EUA: HarperCollins.

- Kreft H. y W. Jetz. 2007. Global determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14): 5925-5930.
- Lefsky M. A., W. B. Cohen, G. G. Parker y D. J. Harding. 2002. Lidar Remote Sensing for Ecosystem Studies: Lidar, an emerging remote sensing technology that directly measures the three-dimensional distribution of plant canopies, can accurately estimate vegetation structural attributes and should be of particular interest to forest, landscape, and global ecologists. *BioScience*, 52(1): 19-30.
- León J. D., G. Vélez y A. P. Yepes. 2009. Estructura y composición florística de tres robledales en la región norte de la cordillera central de Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 57(4): 1165-1182.
- Lepš J. 2005. Diversity and ecosystem function. En: van der Maarel E. (Ed.). *Vegetation Ecology*. pp. 199-237. Padstow, RU: Blackwell Publishing.
- Leyva-López J. C., A. Velázquez-Martínez y G. Ángeles-Pérez. 2010. Patrones de diversidad de la regeneración natural en rodales mezclados de pinos. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 16(2): 227-239.
- Lieberman D., M. Lieberman, R. Peralta y G. Hartshorn. 1996. Tropical Forest Structure and Composition on a Large-Scale Altitudinal Gradient in Costa Rica. *Journal of Ecology*, 84(2): 137-152.
- López-Patiño E. J., J. A. López-Sandoval, A. S. Beltrán Retis y L. I. Aguilera Gómez. 2012. Composición de la flora arbórea en el área natural protegida Tenancingo-Malinalco-Zumpahuacán, Estado de México, México. *Polibotánica*. 34: 51-98.
- Loveless A. R. 1983. *Principles of plant biology for the tropics*. Nueva York, EUA: Longman.
- Lovett J. C. 1998. Continuous change in Tanzanian moist forest tree communities with elevation. *Journal of Tropical Ecology*, 14(5): 719-722.

- Lu G. Y. y D. W. Wong. 2008. An adaptive inverse-distance weighting spatial interpolation technique. *Computers & geosciences*, 34(9): 1044-1055.
- Luna Vega I. y J. Llorente Busquets. 1993. *Historia natural del parque ecológico estatal Omiltemi, Chilpancingo, Guerrero, México*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Luoto M., R. Virkkala, R. K. Heikkinen y K. Rainio. 2004. Predicting bird species richness using remote sensing in boreal agricultural-forest mosaics. *Ecological Applications*, 14(6): 1946-1962.
- Lyons J. M. 1973. Chilling injury in plants. *Annual review of plant physiology*, 24(1): 445-466.
- MacArthur R. H. y J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology*, 42(3): 594-598.
- Magurran A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, RU: Blackwell Science.
- Martin P. H., R. E. Sherman y T. J. Fahey. 2007. Tropical montane forest ecotones: climate gradients, natural disturbance, and vegetation zonation in the Cordillera Central, Dominican Republic. *Journal of Biogeography*, 34(10): 1792-1806.
- Martínez-Meléndez J., M. A. Pérez-Farrera y O. Farrera-Sarmiento. 2008. Inventario florístico del Cerro El Cebú y zonas adyacentes en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (Polígono V), Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 82: 21-40
- Martínez-Ramos M., L. Barraza y P. Balbanera. 2012. Manejo de bosques tropicales: bases científicas para la conservación, restauración y aprovechamiento de ecosistemas en paisajes rurales. *Investigación Ambiental: Ciencia y Política Pública*, 4(2): 111-129.

- Martorell C. y E. M. Peters. 2005. The measurement of chronic disturbance and its effects the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. *Biological Conservation*, 124(2): 199-207.
- Marulanda L. O., A. Uribe, P. Velásquez, M. Á. Montoya, Á. Idárraga, M. C. López y J. M. López. 2003. Estructura y composición de la vegetación de un fragmento de bosque seco en San Sebastián, Magdalena (Colombia). I. Composición de plantas vasculares. *Actualidades Biológicas*, 25(78): 17-30.
- Matteucci S. D. y A. Colma. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Washington, D. C., EUA: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Maza-Villalobos S., F. Macedo-Santana, J. Rodríguez-Velázquez, K. Oyama y M. Martínez-Ramos. 2014. Variación de la estructura y composición de comunidades de árboles y arbustos entre tipos de vegetación en la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán. *Botanical Sciences*, 92(2): 243-258.
- Meave J. A. y Pérez-García E. A. 2013. Vegetación: caracterización y factores que determinan su distribución. En Márquez J., M. Collazo, M. Martínez, A. Orozco y S. Vázquez. (Eds.). *Biología de angiospermas*. pp. 470-477. Ciudad de México, México: Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Melo F. P. L, V. Arroyo-Rodríguez, L. Fahring, M. Martínez-Ramos y M. Tabarelli. 2013. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(8): 462-468.
- Moreno C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España: CYTED-UNESCO.
- Moreno-Calles A. I., V. M. Toledo y A. Casas. 2013. Los sistemas agroforestales tradicionales de México: una aproximación biocultural. *Botanical Sciences*, 91 (4): 375-398.

- Mueller-Dombois D., H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. Nueva York, EUA: Wiley
- Myers J. A. y K. E. Harms. 2009. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 12(11): 1250-1260.
- Myers J. A. y K. E. Harms. 2011. Seed arrival and ecological filters interact to assemble high-diversity plant communities. *Ecology*, 92(3): 676-686.
- Nagendra H. 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*. 22(12): 2377-2400.
- Návar-Cháidez J. J. y S. González-Elizondo. 2009. Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*, 27: 71-87.
- Newman, A. 1990. *Tropical rainforest: a world survey of our most valuable and endangered habitat with a blueprint for its survival*. 256 pp. Nueva York, EUA: Checkmark Books.
- Odland A. y H. J. B. Birks. 1999. The altitudinal gradient of vascular plant richness in Aurland, western Norway. *Ecography*, 22(5): 548-566.
- Ohmann J. L. y T. A. Spies. 1998. Regional gradient analysis and spatial pattern of woody plant communities of Oregon forests. *Ecological Monographs*, 68(2): 151-182.
- Omo-Irabor O. O., S. B. Olobaniyi, J. Akunna, V. Venus, J. M. Maina y C. Paradzayi. 2011. Mangrove vulnerability modelling in parts of Western Niger Delta, Nigeria using satellite images, GIS techniques and Spatial Multi-Criteria Analysis (SMCA). *Environmental monitoring and assessment*, 178(1-4): 39-51.
- O'Brien, E. M., R. Field y R. J. Whittaker. 2003. Climatic gradients in woody plant (tree and shrub) diversity: water-energy dynamics, residual variation, and topography. *Oikos*, 89(3): 588-600.

- Pausas J G. y M. P. Austin. 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. *Journal of Vegetation Science*, 12(2):153-166.
- Paz M. F. 2005. *La participación en el manejo de áreas naturales protegidas actores e intereses en conflicto en el Corredor Biológico Chichinautzin, Morelos*. Cuernavaca, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias.
- Pérez-García E. A., J. Meave y S. R. S. Cevallos-Ferriz. 2012. Flora and vegetation of the seasonally dry tropics in México: origin and biogeographical implications. *Acta Botanica Mexicana* 100: 149-193.
- Pennington R. T., M. Lavin y A. Oliveira-Filho. 2009. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40: 437-457.
- Pianka E. R. 2000. *Evolutionary ecology*. San Francisco, EUA: Addison Wesley Longman.
- Piao S., M. Cui, A. Chen, X. Wang, P. Ciais, J. Liu y Y. Tang. 2011. Altitude and temperature dependence of change in the spring vegetation green-up date from 1982 to 2006 in the Qinghai-Xizang Plateau. *Agricultural and Forest Meteorology*, 151 (12): 1599-1608.
- Pickett S. T. A., M. L. Cadenasso y S. J. Meiners. 2013. Vegetation dynamics. En van der Maarel E. y J. Franklin (eds.). *Vegetation ecology*. pp. 107-140. Oxford, RU: Wiley-Blackwell.
- Pineda-García F., L. Arredondo-Amezcuca y G. Ibarra-Manríquez. 2007. Riqueza y diversidad de especies leñosas del bosque tropical caducifolio El Tarimo, Cuenca del Balsas, Guerrero. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78(1): 129-139.

- Piña E. 2005. *Análisis de la estructura y la composición de la selva baja caducifolia con diferentes grados de conservación en la zona de Xochicalco, Morelos, México*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Pohl C. y J. L. Van Genderen. 2010. Multisensor image fusion in remote sensing: Concepts, methods and applications. *International Journal of Remote Sensing*, 19(5): 823-854.
- Pretzsch H. 2009. *Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model*. Berlín, Alemania: Springer-Verlag.
- Puente M. 2019. *Transformación agrícola y su contexto socioambiental en Amatlán de Quetzalcóatl, Morelos*. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rahbek C. 1995. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern?. *Ecography*, 18(2): 200-205.
- Ramírez-Marcial N., S. Ochoa-Gaona, M. González-Espinosa y P. F. Quintana. 1998. Análisis florístico y sucesional en la estación biológica Cerro Huitepec, Chiapas, México. *Acta Botanica Mexicana*, 44: 59-85.
- Ramírez-Bravo O. E., L. Hernández-Santin. 2016. Plant diversity along a disturbance gradient in a semi-arid ecosystem in Central Mexico. *Acta Botanica Mexicana*, 117: 11-25.
- Ricklefs R. E. 2000. Density dependence, evolutionary optimization, and the diversification of avian life histories. *The Condor*, 102 (1): 9-22.
- Ricklefs R. E. y G. L. Miller. 2000. *Ecology*. Nueva York, EUA: W. H. Freeman.

- Roberts M. R. y F. S. Gilliam. 1995. Disturbance effects on herbaceous layer vegetation and soil nutrients in *Populus* forests of northern lower Michigan. *Journal of Vegetation Science*, 6(6): 903-912.
- Romero-Rangel S., E. C. Rojas-Zenteno y E. Rubio-Licona. 2015. *Encinos de México*. Tlalnepantla, México: Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rouse J. W., R. H. Haas, J. A. Schell y D. W. Deering. 1973. *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation*. Texas, EUA: Texas A&M University, Remote Sensing Center.
- Rzedowski J. 2006. *Vegetación de México*. 1a. edición digital. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Rzedowski J. y G. Calderón de Rzedowski. 2013. Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Botanica Mexicana*, 102: 1-23.
- Salas-Morales S. H. y J. A. Meave. 2012. Elevational patterns in the vascular flora of a highly diverse region in southern Mexico. *Plant Ecology*, 213(8): 1209-1220.
- Salas-Morales S. H., J. A. Meave e I. Trejo. 2015. The relationship of meteorological patterns with changes in floristic richness along a large elevational gradient in a seasonally dry region of southern Mexico. *International journal of biometeorology*, 59(12): 1861-1874.
- Salas-Morales S. H., E. J. González y J. A. Meave. 2018. Canopy height variation and environmental heterogeneity in the tropical dry forests of coastal Oaxaca, Mexico. *Biotropica*, 50(1): 26-38.
- Salisbury E.J. 1926. The geographical distribution of plants in relation to climatic factors. *The Geographical Journal*, 67 (4): 312–335.

- Sánchez-Mata A. y L. López-Mata. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica*, 74 (1): 47-71.
- Sang W. 2009. Plant diversity patterns and their relationships with soil and climatic factors along an altitudinal gradient in the middle Tianshan Mountain area, Xinjiang, China. *Ecological Research*, 24(2): 303-314.
- Santana-Huicochea G. 1970. Ecological restoration and conservation under sustainable development and environmental education program in two areas of the north of Guerrero, Mexico. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 22: 295-304
- Sardinero S. 2004. Flora y vegetación del macizo occidental de la Sierra de Gredos (Sistema Central, España). *Guineana*, 10: 1-474 pp.
- Shuman, C. S. y Ambrose, R. F. 2003. A Comparison of Remote Sensing and Ground-Based Methods for Monitoring Wetland Restoration Success. *Restoration Ecology*, 11 (3): 325-333.
- Singh S. P. 1998. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental conservation*, 25(1): 1-2.
- Smillie R. M. y R. Nott. 1979. Heat injury in leaves of alpine, temperate and tropical plants. *Functional Plant Biology*, 6(1): 135-141.
- Solís-Moreno R., O. Aguirre-Calderón, E. Treviño-Garza, J. Jiménez-Pérez, E. Jurado-Ybarra y J. Corral-Rivas. 2006. Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12 (2): 49-64.
- Sousa W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. *Annual review of ecology and systematics*, 15(1): 353-391.

- Stephenson N. L. 1990. Climatic control of vegetation distribution: the role of the water balance. *The American Naturalist*, 135(5): 649-670.
- Strayer D., R. Beighley, L. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay y R. J. Naiman. 2003. Effects of Land Cover on Stream Ecosystems. Roles of Empirical Models and Scaling Issues. *Ecosystems*, 6 (5): 407-423.
- Suárez-Mota M. E., O. Téllez-Valdés, R. Lira-Saade y J. L. Villaseñor. 2013. Una regionalización de la Faja Volcánica Transmexicana con base en su riqueza florística. *Botanical Sciences*, 91(1): 93-105.
- Taiz L., E. Zeiger, I. M. Møller y A. Murphy. 2018. *Fundamentals of Plant Physiology*. Nueva York, EUA: Oxford University Press.
- Tang Z. y J. Fang. 2006. Temperature variation along the northern and southern slopes of Mt. Taibai, China. *Agricultural and Forest Meteorology*, 139 (3–4): 200-207
- Ter Braak C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69(1-3): 69-77.
- Terradas J. 2001. *Ecología de la vegetación: de la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Barcelona, España: Omega.
- Thorhallsdottir, T. 1990. The dynamics of a grassland community: a simultaneous investigation of spatial and temporal heterogeneity at various scales. *Journal of Ecology*, 78(4): 884-908.
- Tilman D. 1983. Plant succession and gopher disturbance along an experimental gradient. *Oecologia*, 60(3): 285-292.
- Trejo I. 1998. *Distribución y diversidad de las selvas bajas de México; relaciones con el clima y el suelo*. Tesis de doctorado. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Trejo I. y R. Dirzo. 2002. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 11 (11): 2063–2048.
- van der Maarel E. 2005. Vegetation ecology – and overview. En van der Maarel E. (Ed.). *Vegetation Ecology*. . pp. 1-51. Padstow, RU: Blackwell Publishing.
- Vázquez-Yanes C., A I. Batis-Muñoz, S. Alcocer, M. I. Gual-Díaz, y M. Sánchez-Dirzo. 1999. *Árboles mexicanos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación*. Ciudad de México, México: Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto No. J084.
- Vega A., J. López-García y L. Manzo. 2008. Análisis espectral y visual de vegetación y uso del suelo con imágenes Landsat ETM+ con apoyo de fotografías aéreas digitales en el Corredor Biológico Chichinautzin, Morelos, México. *Investigaciones Geográficas*, 67(67): 59-75.
- Villaseñor J. L. y G. Ibarra-Manríquez. 1998. La riqueza arbórea de México. *Boletín del Instituto de Botánica, Universidad de Guadalajara*, 5(1-3): 95-105.
- Villaseñor J. L. y E. Ortiz. 2007. La familia Asteraceae. En Luna I., J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.). *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*. pp. 289 - 310. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Wagner H. H. y M. J. Fortin. 2005. Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics. *Ecology*, 86(8): 1975-1987.
- Walter H. 1973. *Vegetation of the Earth and ecological systems of the geobiosphere*. 3a edición. Nueva York, EUA: Springer-Verlag.
- Wang X., J. Fang, Z. Tang y B. Zhu. 2006. Climatic control of primary forest structure and DBH–height allometry in Northeast China. *Forest ecology and management*, 234(1-3): 264-274.

- Watt A. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology*, 35(1/2): 1-22.
- White L. P. 1977. *Aerial photography and remote sensing for soil survey*. Oxford, RU: Clarendon Press.
- Whitmore T. C. 1990. *An introduction to tropical rainforests*. Oxford, RU: Clarendon Press.
- Whittaker R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 213-251.
- Whittaker R. H. 1975. *Communities and ecosystems*. 2a. edición. Nueva York, EUA: McMillan.
- Whittaker R. H. y S. Levin. 1977. The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theoretical population biology*, 12(2): 117-139.
- Whittaker R. J., K. J. Willis y R. Field. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28(4): 453-470.
- Wiens J. J. y M. J. Donoghue. 2004. Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology and Evolution* 19(12): 639-644.
- Williams-Linera G. y F. Lorea. 2009. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 18(12): 3269-3293.
- Williams-Linera G., M. Toledo-Garibaldi y C. G. Hernández. 2013. How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? *Plant Ecology*, 214(5): 685-701.

- Williams J. M., I. Trejo y M. W. Schwartz. 2017. Commonness, rarity, and oligarchies of woody plants in the tropical dry forests of Mexico. *Biotropica*, 49(4): 493-501.
- Wilson M. V. y A. Shmida. 1984. Measuring Beta Diversity with Presence-Absence Data. *Journal of Ecology*, 72(3): 1055-1064.
- Zacarías-Eslava Y. y R. F. del Castillo. 2010. Comunidades vegetales templadas de la Sierra Juárez, Oaxaca: pisos altitudinales y sus posibles implicaciones ante el cambio climático. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 87: 13-28.
- Zepeda-Gómez C. y E. Velázquez-Montes. 1999. El bosque tropical caducifolio de la vertiente sur de la sierra de Nanchititla, Estado de México: la composición y la afinidad geográfica de su flora. *Acta Botanica Mexicana*, 46: 29-55.
- Zobel M. 1997. The relative role of species pool in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence. *Trends in Ecology and Evolution*, 12(7): 266-269.

Páginas de internet consultadas

CDB. 1992. www.un.org/es/events/biodiversityday/convention.shtml

Colwell R. K. 2016.

<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/EstimateSPages/EstSUsersGuide/EstimateSUsersGuide.htm>

CONANP. 2008. <https://www.gob.mx/conanp>

CONANP.2016. <https://www.conanp.gob.mx/regionales/>

INEGI. 2010. <https://www.inegi.org.mx/>

SEMARNAT. 2108. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/corredor-biologico-chichinautzin>

Servicio Meteorológico Nacional. <https://smn.cna.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=mor>

8. ANEXOS

ANEXO 1. Listado florístico de especies leñosas registradas en Amatlán

	TIPO DE VEGETACIÓN				INTERVALO ALTITUDINAL
	BTC	BE	BPE	BP	
GYMNOSPERMAE					
Cupresaceae					
Cupressus lusitanica Mill. *		X			1585 - 1620
Pinaceae					
Pinus teocote Cham. & Schltl. *		X	X	X	1570 - 1964
ANGIOSPERMAE					
MAGNOLIOPSIDAS					
Anacardiaceae					
Amphipterygium adstringens (Schlechtend.) Schiede	X				1300 - 1720
Comocladia macrophylla L.Riley	X				1300
Spondias purpurea L.	X				1300 - 1720
Annonaceae					
Annona cherimola Miller	X	X			1630 - 1720
Apocynaceae					
Cascabela thevetioides (Kunth) Lippold	X				1334 - 1532
Plumeria rubra L.	X				1340 - 1378
Aquifoliaceae					
Ilex brandegeana Loes.			X		1760
Asteraceae					
Baccharis conferta Kunth	X				1334 - 1947
Eremosis corymbosa (Mill.) Pruski	X	X			1545 - 1589
Eupatorium sp.		X			1649 - 1702
					1667

	TIPO DE VEGETACIÓN				INTERVALO ALTITUDINAL
	BTC	BE	BPE	BP	
Asteraceae (continúa)					1334 - 1947
Montanoa frutescens Hemsl.	X				1545 - 1745
Montanoa grandiflora Hemsl.		X			1620
Perymenium mendezii DC.	X				1334 - 1698
Verbesina fastigiata B.L.Rob. & Greenm. sp. 2	X	X		X	1647 - 1947
sp. 4	X				1366
	X				1700 - 1702
Bignoniaceae					1365 - 1675
Tecoma stans (L.) Kunth	X	X			1366 - 1675
Bombacaceae (ss) Malvaceae (sl)					1365 - 1702
Ceiba aesculifolia Britten & Baker f.	X				1366 - 1702
Burseraceae					1334 - 1647
Bursera bicolor Engl.	X				1360 - 1433
Bursera bipinnata Engl.	X	X			1366 - 1647
Bursera copallifera (Sessé & Moc. ex DC.) Bullock	X				1360 - 1377
Bursera fagaroides Engl.	X	X			1370 - 1583
Bursera glabrifolia Engl.	X				1340 - 1624
Bursera grandifolia Engl.	X				1334 - 1446
Convolvulaceae					1339 - 1699
Ipomoea murucoides Roem. & Schult.	X	X			1339 - 1699
Ipomoea sp.		X			1647 - 1653
Ericaceae					1576 - 1949
Arbutus xalapensis Kunth *		X	X	X	1577 - 1949
Euphorbiaceae					1334 - 1700
Croton ciliatoglandulifer Ortega	X				1334
Euphorbia pulcherrima Willd. ex Klotzsch	X				1690 - 1700
Sapium macrocarpum Müll.Arg. **	X				1334

	TIPO DE VEGETACIÓN				INTERVALO ALTITUDINAL
	BTC	BE	BPE	BP	
Fabaceae					1300 - 1941
Acaciella painteri var. houghii (Britton & Rose) L.Rico	X				1370
Brongniartia lupinoides Taub.	X				1377
Conzattia multiflora Standl.	X				1300 - 1446
Coursetia madrensis Micheli	X				1370
Dalbergia congestiflora Pittier **	X				1370
Desmodium intortum Urb.	X				1370
Diphysa puberulenta Rydb.			X		1621
Diphysa sp.	X				1540 - 1702
Eysenhardtia polystachya Sarg.	X				1344 - 1702
Leucaena esculenta Benth.	X		X		1550 - 1702
Leucaena leucocephala (Lam.) de Wit		X			1647 - 1705
Leucaena macrophylla Benth.	X	X	X		1378 - 1812
Lonchocarpus caudatus Pittier	X				1366
Lonchocarpus obovatus Benth.	X				1532 - 1675
Lysiloma acapulcense (Kunth) Benth.	X		X		1380 - 1835
Lysiloma divaricatum J.F.Macbr.	X				1334 - 1446
Lysiloma microphylla Benth.	X				1360
Mimosa benthamii J.F.Macbr.	X	X			1370 - 1624
Mimosa lacerata Rose	X	X	X		1583 - 1745
Mimosa polyantha Benth.	X				1377
Senegalia picachensis Britton & Rose	X				1579
Senna skinneri (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	X				1339 - 1446
Vachellia bilimekii (J.Macbr.) Seigler & Ebinger			X		1605 - 1658
Vachellia farnesiana (L.) Wight & Arn.	X	X			1580 - 1699
Vachellia pennatula (Schltdl. & Cham.) Seigler & Ebinger	X	X		X	1339 - 1941
sp. 7	X				1340 - 1725

	TIPO DE VEGETACIÓN				INTERVALO ALTITUDINAL
	BTC	BE	BPE	BP	
Fabaceae (continúa)					1300 - 1941
sp. 8	X				1370
sp. 14	X				1339
Fagaceae					1557 - 1847
Quercus candicans Née			X		1809
Quercus castanea Née		X	X	X	1577 - 1835
Quercus deserticola Trel.				X	1847
Quercus germana Schltdl. & Cham. **			X		1661
Quercus glaucescens Humb. & Bonpl.			X		1761 - 1795
Quercus glaucoides M. Martens & Galeotti		X	X		1560 - 1620
Quercus laurina Humb. & Bonpl.			X		1761
Quercus magnoliifolia Née	X	X	X		1557 - 1745
Quercus obtusata Humb. & Bonpl.		X	X	X	1580 - 1835
Quercus scytophylla Liebm.			X		1760 - 1777
Lamiaceae					1532 - 1700
Salvia sessei Benth.	X	X			1532 - 1700
Vitex mollis Kunth	X				1550
Malpighiaceae					1339 - 1725
Bunchosia palmeri S. Wats.	X				1339 - 1725
Malpighia mexicana A. Juss.	X				1370 - 1380
Meliaceae					1300 - 1702
Cedrela oaxacensis C. DC. & Rose ex Rose	X				1370 - 1702
Trichilia hirta L.	X				1300 - 1699
Moraceae					1300
Ficus cotinifolia Kunth	X				1300
Myrtaceae					1540 - 1699
Psidium guajava L.	X				1540 - 1699

	TIPO DE VEGETACIÓN				INTERVALO ALTITUDINAL
	BTC	BE	BPE	BP	
Oleaceae					1685 - 1720
Fraxinus uhdei Lingelsh.	X				1685 - 1720
Opiliaceae					1579 - 1702
Agonandra racemosa Standl.	X	X			1579 - 1702
Papaveraceae					1653 - 1720
Bocconia arborea S.Watson	X	X			1653 - 1720
Rosaceae					1685 - 1761
Prunus brachybotrya Zucc.	X		X		1685 - 1761
Prunus cortapico Kerber ex Koehne	X				1685 - 1720
Rubiaceae					1557 - 1667
Randia canescens Greenm.		X			1557 - 1667
Rutaceae					1690 - 1708
Citrus aurantium L.	X				1690
Citrus limon (L.) Burm.f.	X				1690
Citrus aurantium var. sinensis L.	X				1708
Salicaceae					1698 - 1725
Xylosma flexuosum (Kunth) Hemsl.	X				1698 - 1725
Sapindaceae					1380 - 1941
Dodonaea viscosa Jacq.	X	X		X	1532 - 1941
Thouinia paucidentata Radlk.	X	X			1380 - 1745
Scrophulariaceae					1652 - 1708
Buddleja parviflora Kunth	X	X	X		1652 - 1708
Solanaceae					1685 - 1720
Solanum sp.	X				1685 - 1720
Cestrum sp.	X				1720

	TIPO DE VEGETACIÓN				INTERVALO ALTITUDINAL
	BTC	BE	BPE	BP	
Sterculiaceae (sl) Malvaceae (ss)					1366 - 1699
Guazuma ulmifolia Lam.	X				1366 - 1699
Tiliaceae (ss) Malvaceae (sl)					1360 - 1725
Heliocarpus terebinthinaceus Hochr.	X				1360 - 1725
Urticaceae					1725
Urera caracasana Griseb.	X				1725
LILIOPSISIDAS					
Smilacaceae					1339 - 1377
Smilax moranensis M.Martens & Galeotti	X				1339 - 1377

* Riesgo menor/dependiente de la conservación (UICN) // Sujeta a protección especial (NOM 059)

** Vulnerable (UICN) // Amenazada (NOM 059)

*** En peligro de extinción (NOM 059)

ANEXO 2: Índice de disturbio crónico (IDC) calculado sin las variables relacionadas con los núcleos de actividad humana y la cercanía a zonas pobladas.

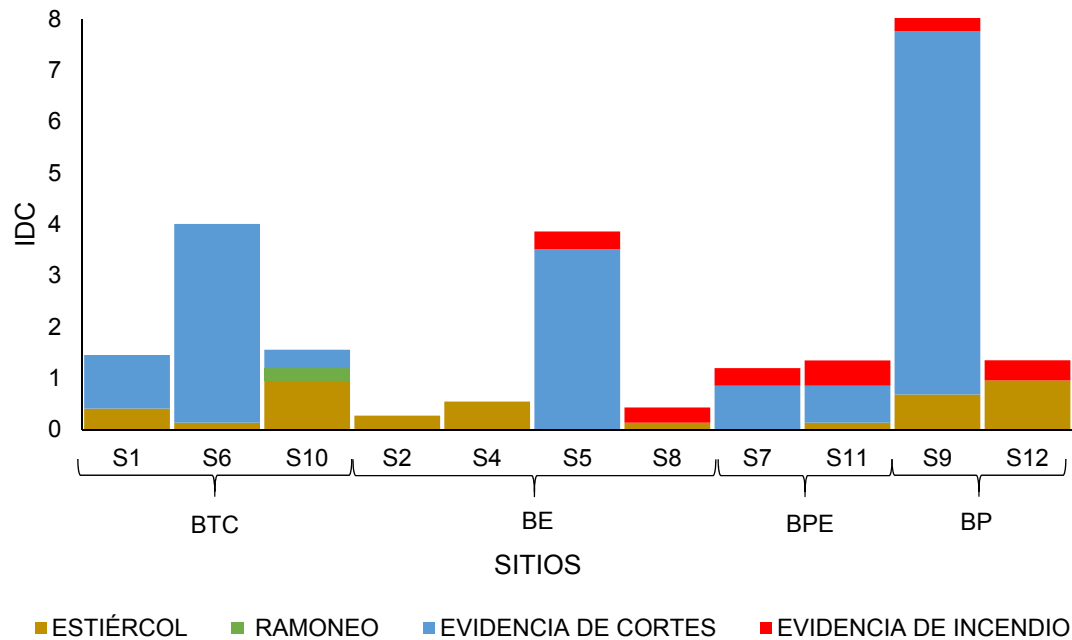


Figura A. Aportación de las diferentes variables de disturbio al índice de disturbio crónico en los sitios de los diferentes tipos de vegetación, excluyendo la cercanía a poblaciones y a núcleos de actividad.

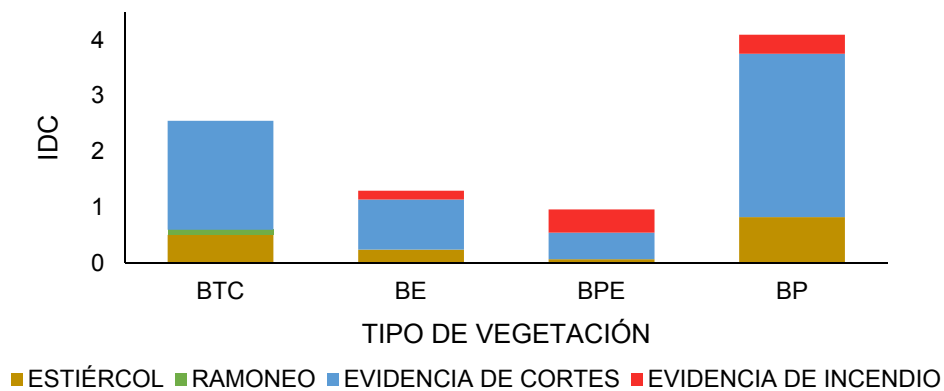
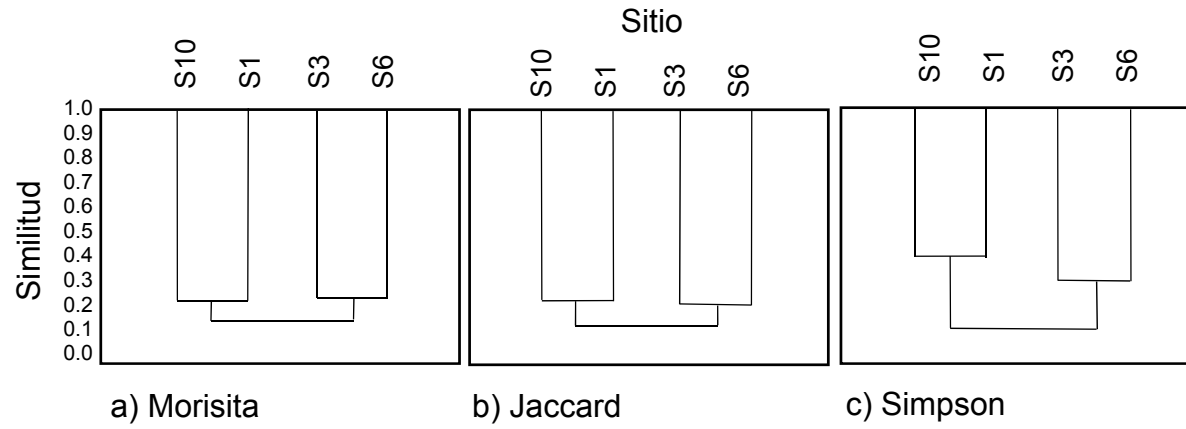


Figura B. Aportación de las diferentes variables de disturbio al índice de disturbio crónico en los diferentes tipos de vegetación, sin considerar la cercanía a poblaciones ni la cercanía a núcleos de actividad.

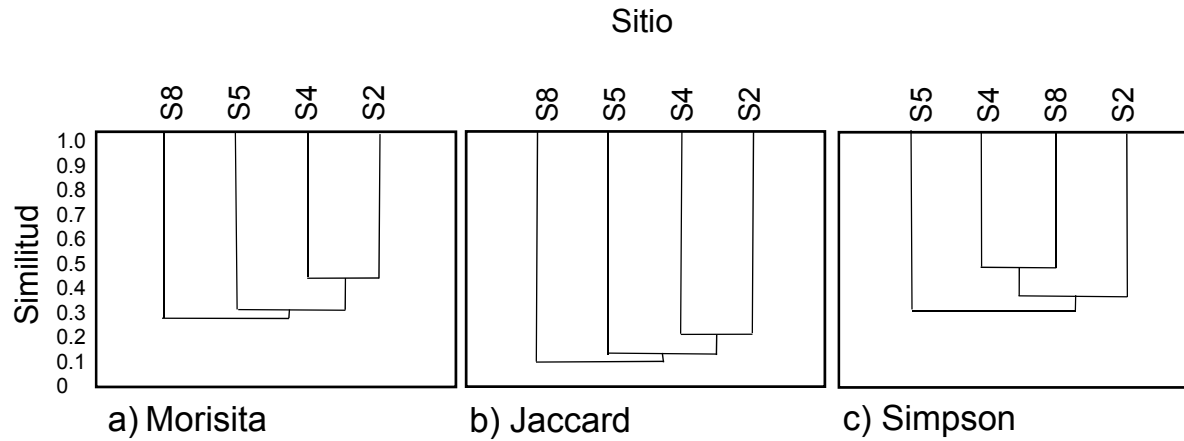
ANEXO 3. Árboles de clasificación de los sitios muestreados en BTC y BE y de los cuadros de todos los tipos de vegetación, basados en índices de similitud

1) SITIOS

BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO

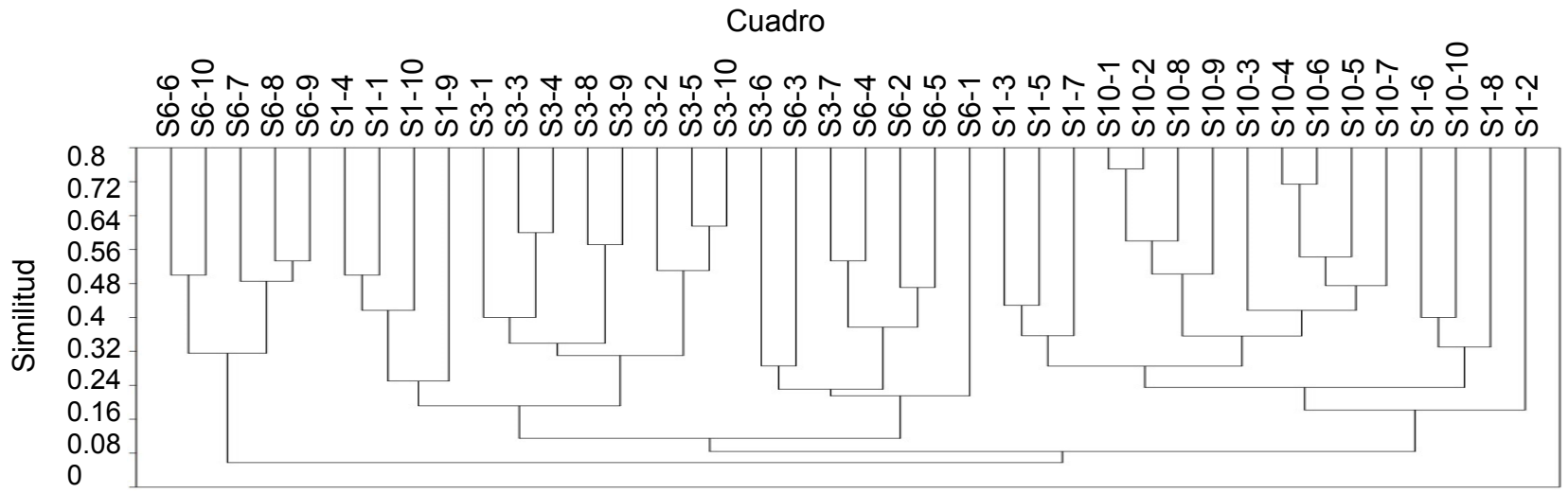


BOSQUE DE ENCINO

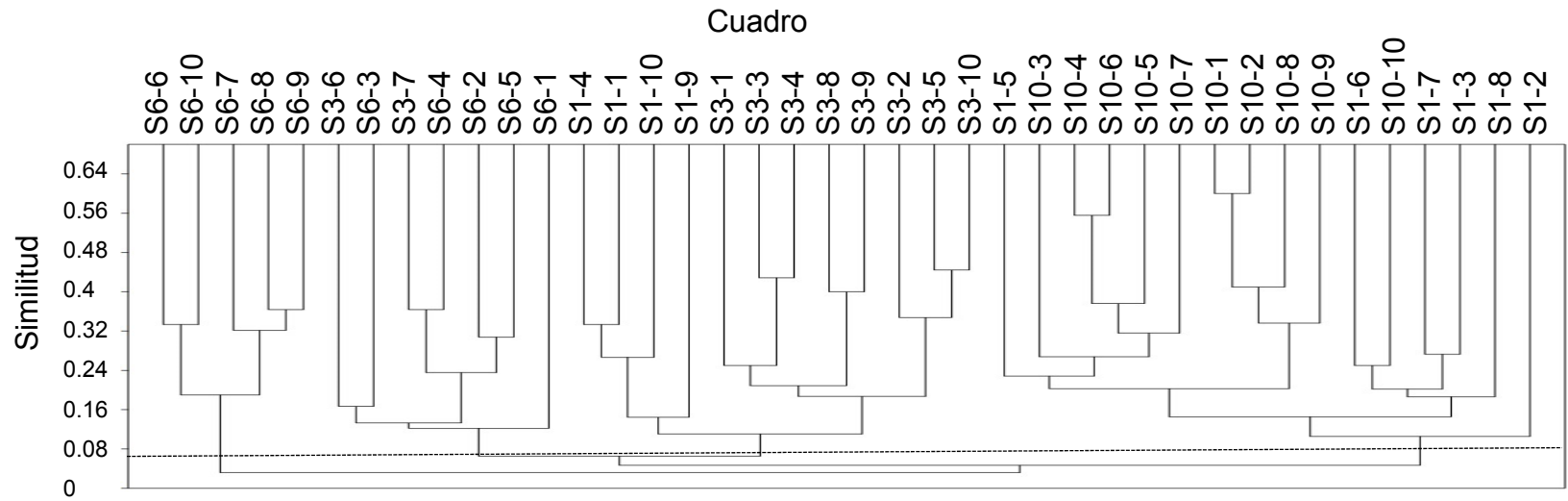


2) CUADROS
 BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO

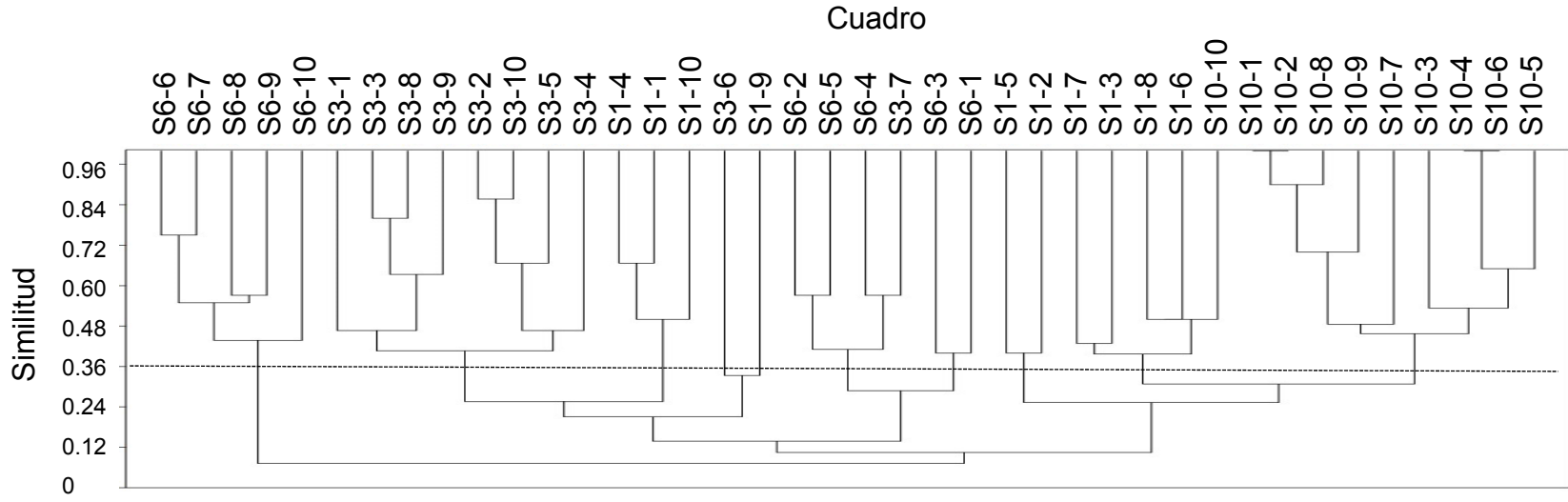
a) Índice de Morisita



b) Índice de Jaccard

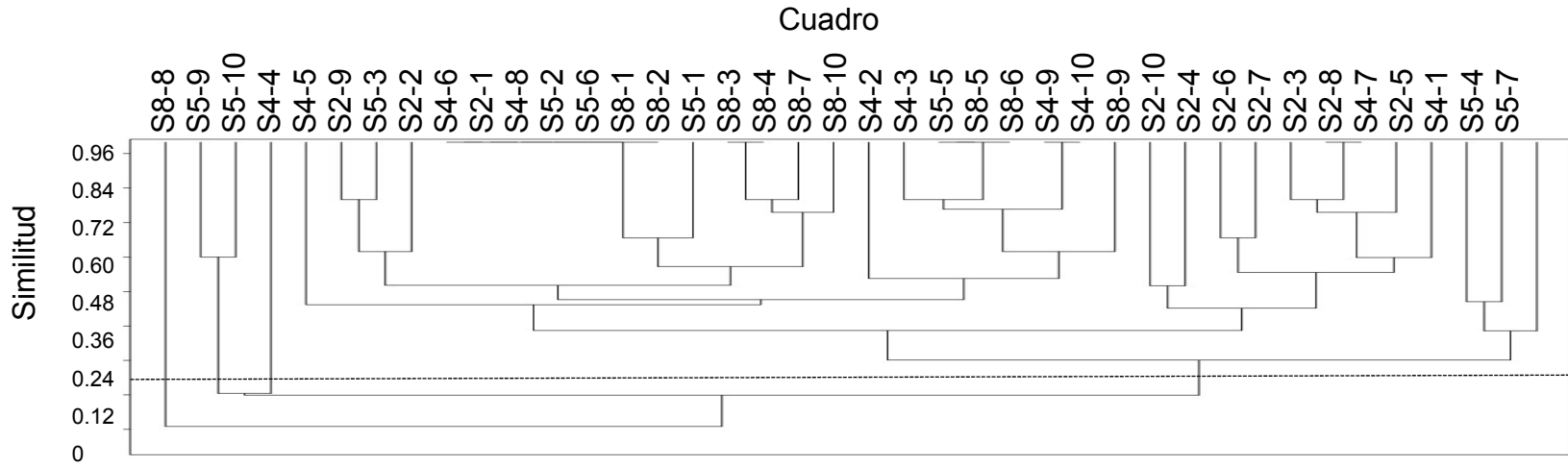


c) Índice de Simpson



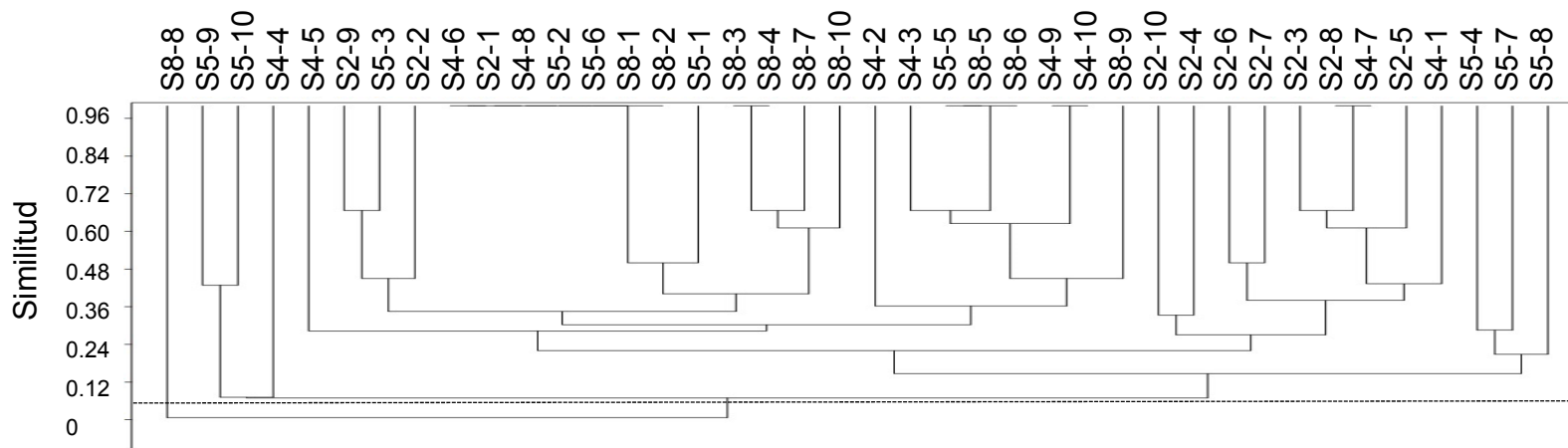
BOSQUE DE ENCINO

a) Índice de Morisita



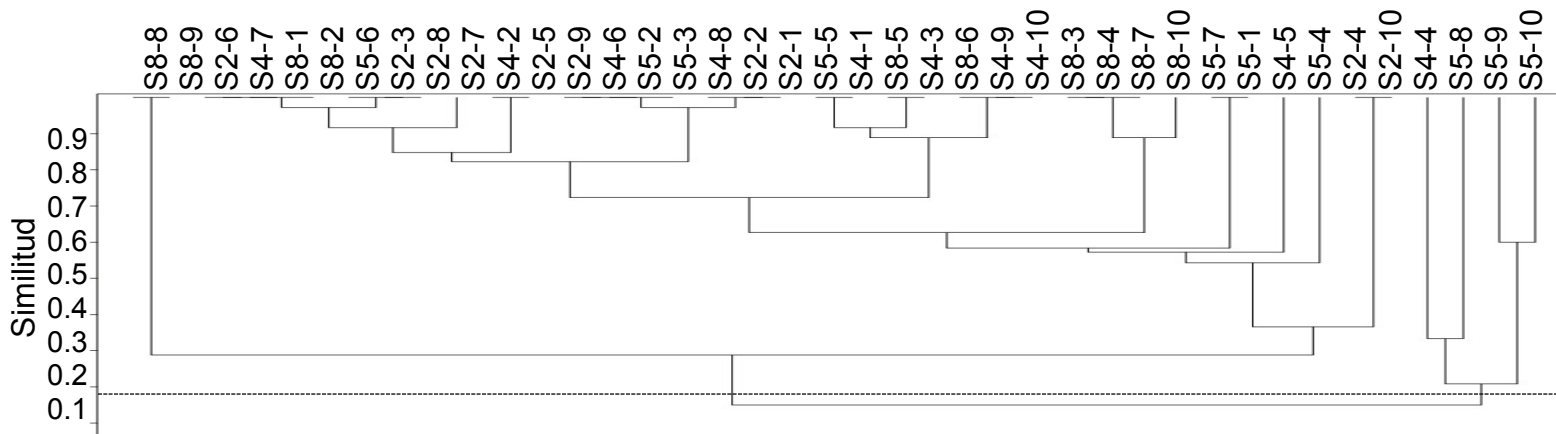
b) Índice de Jaccard

Cuadro



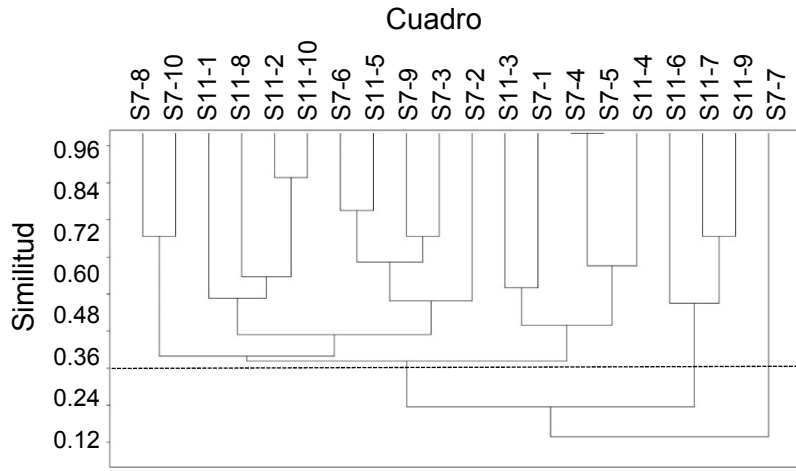
c) Índice de Simpson

Cuadro

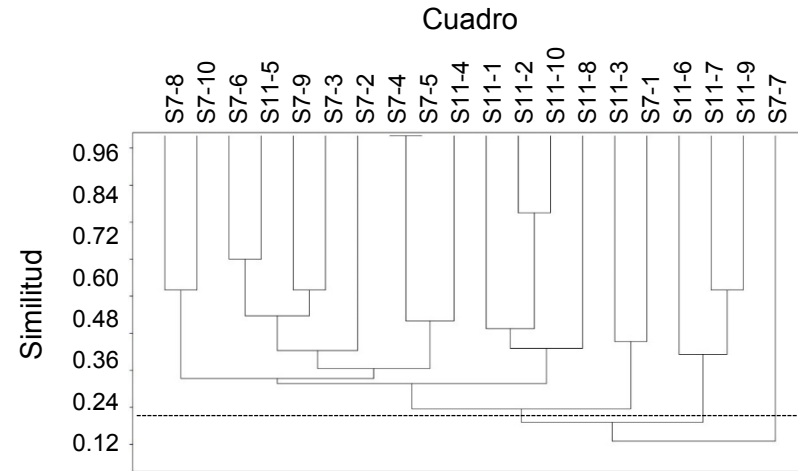


BOSQUE DE PINO-ENCINO

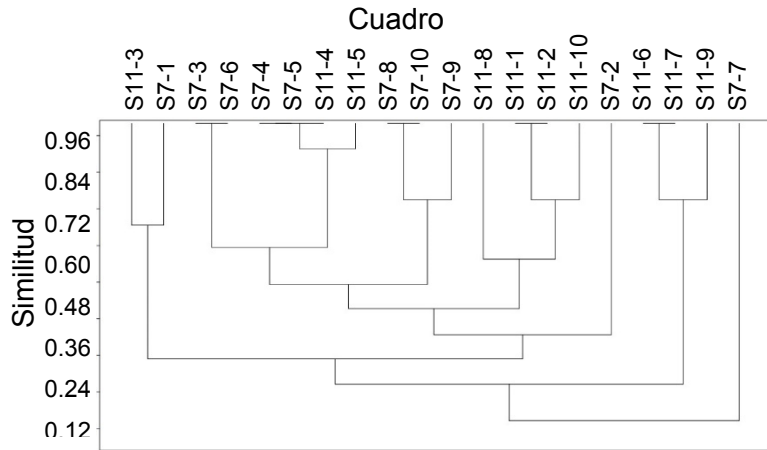
a) Índice de Morisita



b) Índice de Jaccard

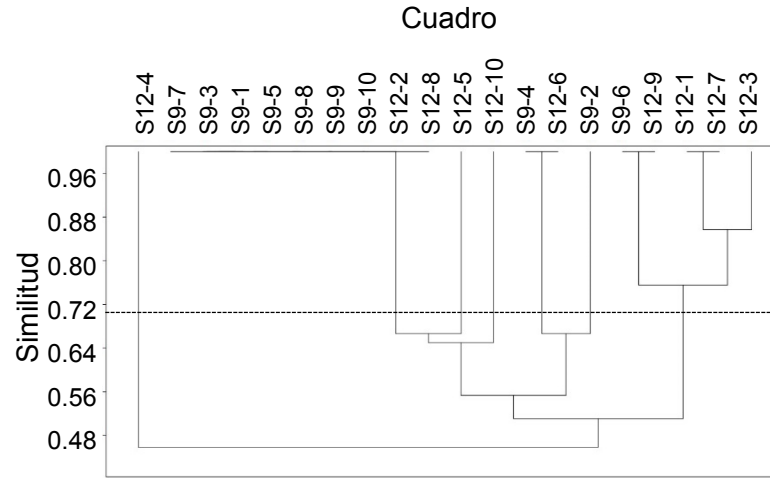


c) Índice de Simpson

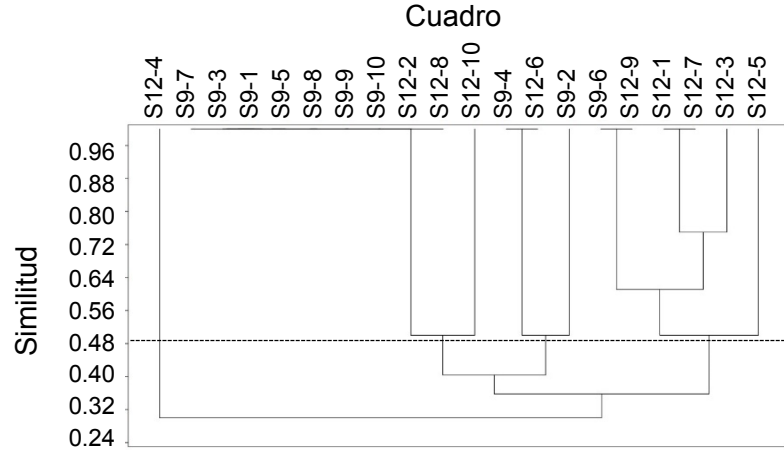


BOSQUE DE PINO

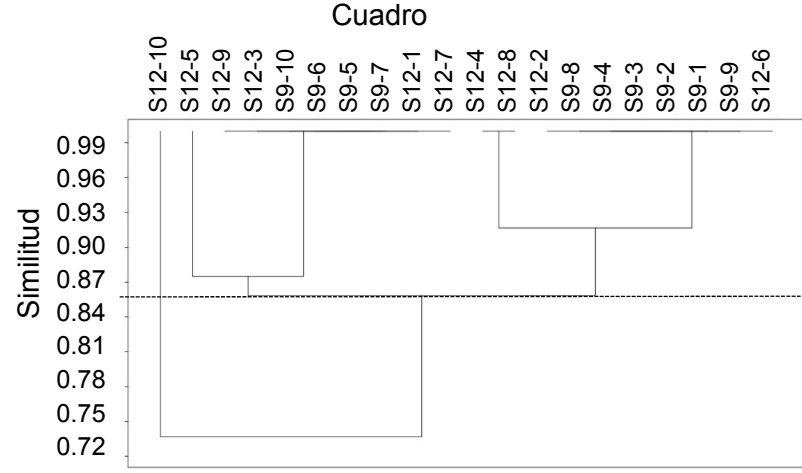
a) Índice de Morisita



b) Índice de Jaccard

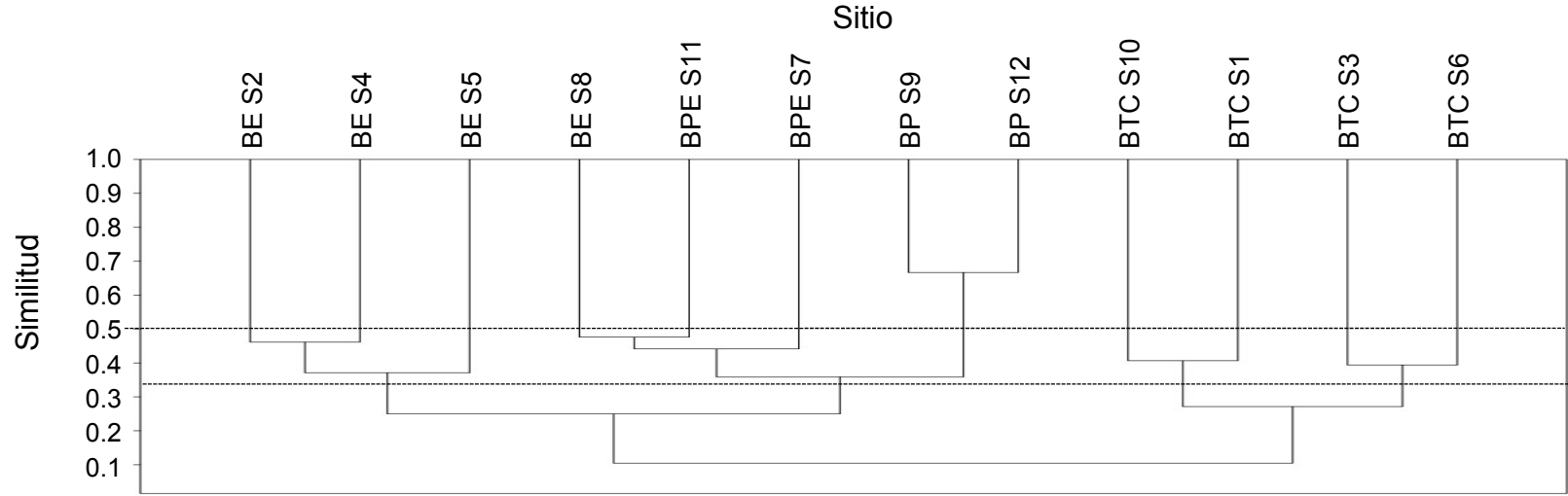


c) Índice de Simpson

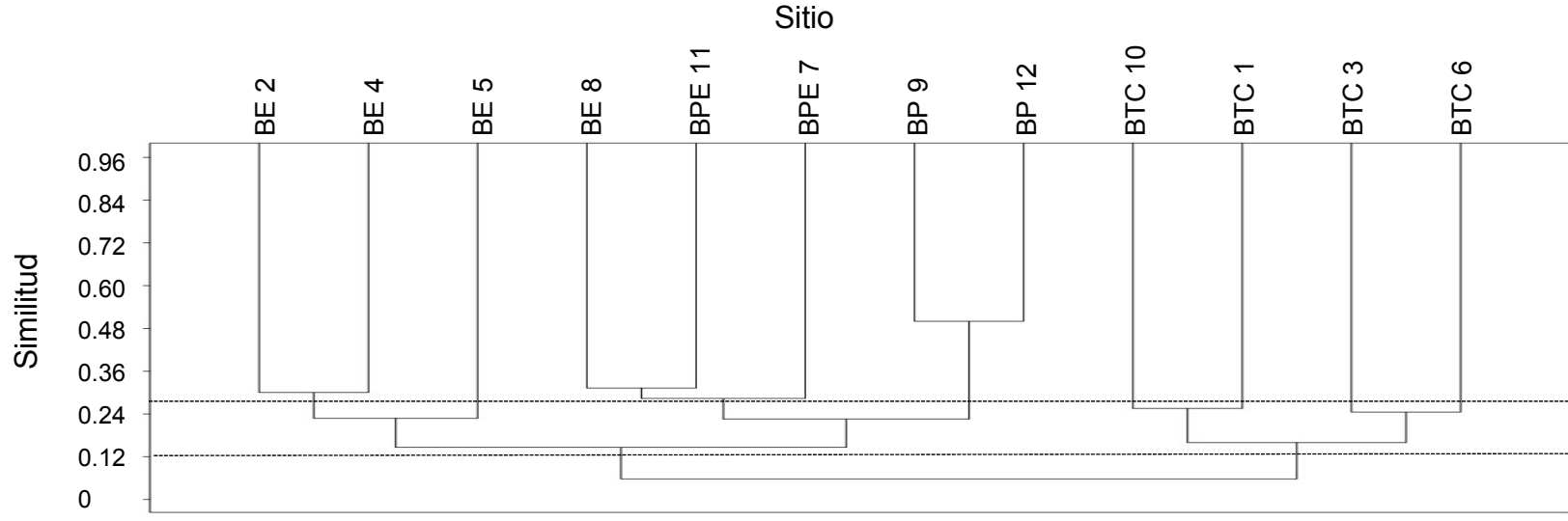


TODOS LOS TIPOS DE VEGETACIÓN

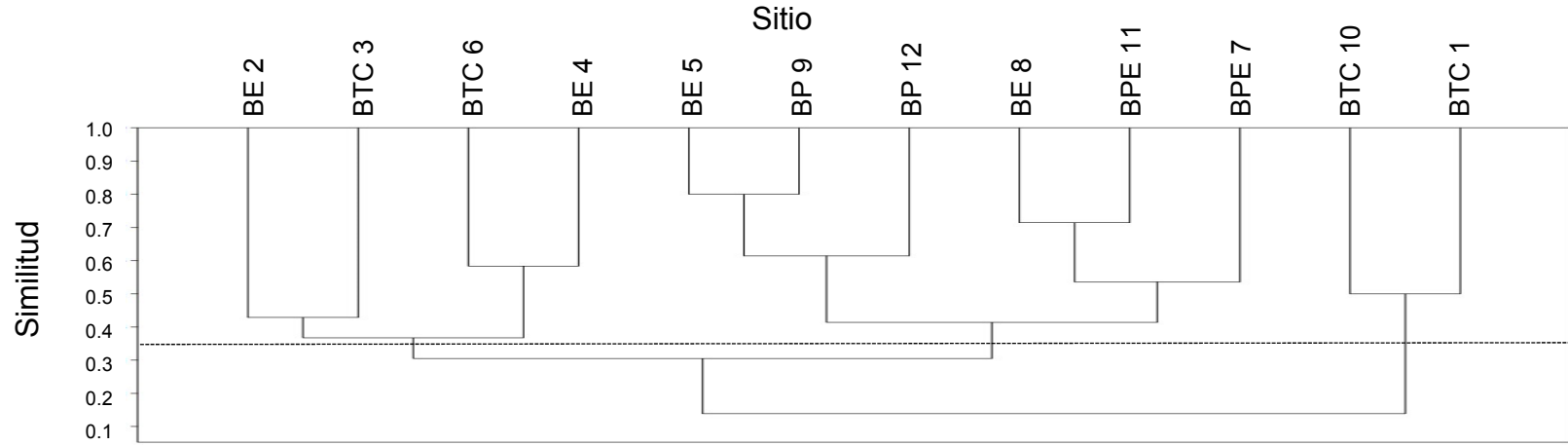
a) Índice de Morisita



b) Índice de Jaccard



c) Índice de Simpson



ANEXO 4: Matrices de error de la clasificación supervisada

Cuadro A. Matriz de error de la evaluación de la clasificación supervisada con base en puntos de verificación.

ERROR MATRIX

Classified Data	Unclassifi	Reference Data		
		BTC	BE	BPE
Unclassified	1	0	0	0
BTC	0	35	1	2
BE	0	1	36	6
BPE	0	1	0	8
BP	0	1	3	4
URBANO	0	0	0	0
AGRÍCOLA	0	0	0	0
ROCA	0	2	0	0
Column Total	1	40	40	20

Classified Data	BP	Reference Data		
		URBANO	AGRÍCOLA	ROCA
Unclassified	0	0	0	0
BTC	0	0	3	6
BE	1	0	0	0
BPE	2	0	1	1
BP	16	0	1	1
URBANO	0	33	5	0
AGRÍCOLA	0	2	39	1
ROCA	1	0	10	59
Column Total	20	35	59	68

ACCURACY TOTALS

Class Name	Reference Totals	Classified Totals	Number Correct	Producers Accuracy	Users Accuracy
Unclassified	1	1	1	---	---
BTC	40	47	35	87.50%	74.47%
BE	40	44	36	90.00%	81.82%
BPE	20	13	8	40.00%	61.54%
BP	20	26	16	80.00%	61.54%
URBANO	35	38	33	94.29%	86.84%
AGRÍCOLA	59	42	39	66.10%	92.86%
ROCA	68	72	59	86.76%	81.94%
Totals	283	283	227		

Overall Classification Accuracy = 80.21%

----- End of Accuracy Totals -----

KAPPA (K[^]) STATISTICS

Overall Kappa Statistics = 0.7633

Conditional Kappa for each Category.

Class Name	Kappa
Unclassified	1.0000
BTC	0.7027
BE	0.7883
BPE	0.5861
BP	0.5861
URBANO	0.8499
AGRÍCOLA	0.9098
ROCA	0.7623

----- End of Kappa Statistics -----

Cuadro B. Matriz de error de la evaluación de la clasificación supervisada con base en puntos aleatorios.

ERROR MATRIX

Classified Data	Unclassifi	Reference Data		
		BTC	BE	BPE
Unclassified	0	0	0	0
BTC	0	49	1	3
BE	0	1	37	6
BPE	0	1	1	10
BP	0	1	3	5
URBANO	0	1	0	0
AGRÍCOLA	0	0	1	0
ROCA	0	4	0	0
Column Total	0	57	43	24

Classified Data	BP	Reference Data		
		URBANO	AGRÍCOLA	ROCA
Unclassified	0	0	0	0
BTC	1	0	3	7
BE	1	0	0	0
BPE	3	0	1	1
BP	17	0	1	1
URBANO	0	35	6	0
AGRÍCOLA	0	3	49	1
ROCA	1	0	12	65
Column Total	23	38	72	75

----- End of Error Matrix -----

ACCURACY TOTALS

Class Name	Reference Totals	Classified Totals	Number Correct	Producers Accuracy	Users Accuracy
Unclassified	0	0	0	---	---
BTC	57	64	49	85.96%	76.56%
BE	43	45	37	86.05%	82.22%
BPE	24	17	10	41.67%	58.82%
BP	23	28	17	73.91%	60.71%
URBANO	38	42	35	92.11%	83.33%
AGRÍCOLA	72	54	49	68.06%	90.74%
ROCA	75	82	65	86.67%	79.27%
Totals	332	332	262		

Overall Classification Accuracy = 78.92%

----- End of Accuracy Totals -----

KAPPA (K[^]) STATISTICS

Overall Kappa Statistics = 0.7473

Conditional Kappa for each Category.

Class Name	Kappa
Unclassified	0.0000
BTC	0.7170
BE	0.7958
BPE	0.5561
BP	0.5779
URBANO	0.8118
AGRÍCOLA	0.8818
ROCA	0.7322

----- End of Kappa Statistics -----