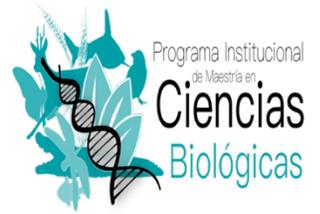




UNIVERSIDAD MICHOACANA
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

Programa Institucional de Maestría en
Ciencias Biológicas



**“Lluvia de semillas y establecimiento de la comunidad
arbórea de un bosque tropical caducifolio de
Michoacán”**

TESIS

Q U E P R E S E N T A

BIÓLOGA YURETZI GONZÁLEZ-GONZÁLEZ

Para obtener el grado de
**Maestra en Ciencias Biológicas
en Ecología y Conservación**

Director de tesis:

Dr. Leonel Arturo López Toledo

Septiembre de 2024, Morelia, Michoacán.

Agradecimientos

Agradezco al Proyecto “Especies arbóreas ganadoras y perdedoras del bosque seco tropical bajo escenarios de cambio climático: características funcionales de semillas y de la germinación” de la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (NO. 2023-13001256) a cargo del Dr. Leonel López-Toledo por el apoyo.

Agradezco también al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) y al Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas de la UMSNH por la beca para realizar estudios de Maestría (No. de beca: 787898). Agradezco también al Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales y al Instituto de Ecología por las facilidades para realizar mi proyecto de investigación.

Agradezco también a la gente del Ejido Tziritzícuaru por haberme permitido visitar sus tierras y permitir el desarrollo de este estudio, así como a todos los compañeros del Laboratorio de Ecología Vegetal del INIRENA por el apoyo en el trabajo de campo y de laboratorio.

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
ENSAMBLE POR NICHO ECOLÓGICO	3
ENSAMBLE POR DISPERSIÓN	5
ENSAMBLE DE LA COMUNIDAD DE PLANTAS	6
BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO	7
ESTADIOS TEMPRANOS DE LA COMUNIDAD ARBÓREA	9
JUSTIFICACIÓN	13
HIPÓTESIS	14
OBJETIVOS	14
Objetivo general	14
Objetivos particulares	14
MÉTODOS	15
SITIO DE ESTUDIO	15
CLIMA Y PRECIPITACIÓN	16
VEGETACIÓN	18
COMUNIDAD REGENERATIVA DE LA SELVA SECA	19
SÍNDROMES DE DISPERSIÓN EN LAS DIÁSPORAS	22
ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	23
RESULTADOS	29
LLUVIA DE DIÁSPORAS	30
VARIACIÓN TEMPORAL DE LA LLUVIA DE DIÁSPORAS	30
VARIACIÓN DE ATRIBUTOS EN LA COMUNIDAD DE DIÁSPORAS	31
SÍNDROMES DE DISPERSIÓN DE LA LLUVIA DE DIÁSPORAS	34
VARIACIÓN DE ATRIBUTOS DE LA LLUVIA DE DIÁSPORAS ENTRE CONDICIONES TOPOGRÁFICAS	34
DIVERSIDAD BETA DE LA COMUNIDAD DE DIÁSPORAS	38
PLÁNTULAS	39
VARIACIÓN DE ATRIBUTOS EN LA COMUNIDAD	39

SIMILITUD ENTRE DIÁSPORAS Y PLÁNTULAS	40
¿LLUVIA DE DIÁSPORAS LOCAL O EXTERNA?: SIMILITUD DIÁSPORAS-ADULTOS	43
LLEGADA Y ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES ENTRE CONDICIONES	44
DISCUSIÓN	47
ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES ENTRE CONDICIONES TOPOGRÁFICAS	49
CONDICIONES TOPOGRÁFICAS Y EL POSIBLE PAPEL DE LOS FILTROS AMBIENTALES	52
CONCLUSIÓN	55
LITERATURA CITADA	56

RESUMEN

Las características fisiográficas de orientación de pendiente (OP) y posición topográfica (PT), asociadas a condiciones micro-ambientales, son factores que influyen en el filtrado ambiental, determinantes en la organización de la comunidad vegetal. En esta tesis se intenta conocer el efecto de factores fisiográficos sobre la estructura taxonómica de la comunidad de especies leñosas en distintos estados de vida (plántulas y semillas), en un bosque tropical caducifolio de Michoacán. El estudio fue realizado en dos macizos montañosos localizados en el municipio de la Huacana en el estado de Michoacán. Se caracterizó la estructura taxonómica de especies arbóreas y arbustivas en distintos estados de vida (semillas y plántulas) en el bosque tropical caducifolio del área de estudio. Dicho análisis se llevó a cabo en 24 parcelas de 10 x 10 m cada una, localizadas en diferente posición fisiográfica de orientación de pendiente (norte y sur) y posición topográfica (bajo, medio y alto). Este factor fisiográfico mostró no tener un efecto relativamente distinto en la lluvia de diásporas. Sin embargo, la alta disimilitud entre la comunidad de diásporas y plántulas en todas las condiciones analizadas, sugiere que las especies que llegan en forma de diásporas no son las mismas que germinan y se establecen, es probable que la germinación y el establecimiento de las especies no son un proceso al azar y que las condiciones ambientales impuestas por la topografía juegan un papel como filtros ambientales selectivos.

Palabras clave: Semillas, Plántulas, Filtrado ambiental.

ABSTRACT

The physiographic characteristics of slope orientation (OP) and topographic position (PT), associated with micro-environmental conditions, are factors that influence environmental filtering, determinants in the organization of the plant community. In this thesis we try to understand the effect of physiographic factors on the taxonomic structure of the community of woody species in different life stages (seedlings and seeds), in a tropical deciduous forest of Michoacán. The study was carried out in two mountain ranges located in the municipality of Huacana in the state of Michoacán. The taxonomic structure of tree and shrub species in different life stages (seeds and seedlings) in the tropical deciduous forest of the study area was characterized. This analysis was carried out in 24 plots of 10 x 10 m each, located in different physiographic positions of slope orientation (north and south) and topographic position (low, medium and high). This physiographic factor was shown not to have a relatively different effect on diaspore rain. However, the high dissimilarity between the community of diaspores and seedlings in all the conditions analyzed suggests that the species that arrive in the form of diaspores are not the same ones that germinate and establish; it is likely that the germination and establishment of the species are not a random process and that the environmental conditions imposed by topography play a role as selective environmental filters.

Keywords: Seeds, Seedlings, Environmental filtering.

INTRODUCCIÓN

La biodiversidad es un concepto complejo que abarca entidades biológicas, evolutivas y fenotípicas en escalas de tiempo y espacio diferentes (Pavoine y Bonsall, 2011). Esta diversidad se distribuye heterogéneamente en el espacio geográfico, patrón que puede ser explicado, entre otros, por diversos factores ambientales, biológicos e históricos que han ido moldeando la distribución de especies en la tierra (Gaston, 2000). Uno de los objetivos principales de la ecología de comunidades es entender los factores que determinan esta diversidad biológica e identificar los procesos y mecanismos que intervienen en su estructura y en el ensamble de las especies (Hubbell, 2001).

En la actualidad, existen dos principales enfoques que explican los mecanismos responsables del mantenimiento y la distribución de la diversidad de especies: uno es el ensamblaje por nicho ecológico, que describe a las comunidades como resultado de procesos relacionados a las características ambientales y las interacciones específicas multitróficas (MacArthur y Levins, 1967); el otro es el ensamblaje por dispersión (Hubbell, 2001) también llamado, teoría neutral, el cual explica la coexistencia espacio-temporal de las especies por eventos estocásticos de dispersión, colonización y extinción local, así como procesos regionales históricos de especiación. Ambos enfoques se describen a continuación.

ENSAMBLE POR NICHOS ECOLÓGICOS

El ensamble por nicho ecológico considera al nicho como un concepto central, el cual ha tenido una gran evolución desde su postulación. En 1973, Maguire definió al nicho como la capacidad de respuesta biológica, determinada genéticamente (evolutivamente), de

los individuos, las poblaciones o las especies para afrontar diferentes condiciones ambientales (es decir, el rango de tolerancia). Además, sugirió una extensión del nicho multidimensionalen donde éste es caracterizado como una propiedad intrínseca de las poblaciones y sus individuos, es decir, la estructura interna del nicho está determinada por la respuesta de las poblaciones a las condiciones ambientales locales (hábitat) a lo largo de la distribución geográfica de la especie.

En este concepto las condiciones ambientales incluyen todas las características físico-químicas y biológicas del entorno en el que un individuo, población o especie vive e interactúa. El hábitat se refiere a una combinación particular de las características ambientales, tomando en cuenta sus fluctuaciones temporales normales, como son encontradas en una localidad geográfica determinada.

Los planteamientos de Maguire (1973) se encuentran muy relacionadas con la ley del mínimo de Liebig (Odum, 1971), al indicar que todas las especies tienen un conjunto de requerimientos mínimos, es decir, un mínimo de agua, de temperatura, de humedad, de profundidad del suelo, etc., y en donde un organismo o una población dados estarán ausentes de todos los lugares en que cualquiera de dichos factores estén por debajo del umbral mínimo necesario para ese organismo; y con la ley de tolerancia de Shelford (Odum, 1971), que determina que de existir bordes inferiores también los hay superiores, lo cual define un rango de tolerancia y un organismo o una población dada sobrevive y se reproduce sólo dentro de un rango limitado de factores.

Es así como el ensamblaje por nicho ecológico considera la composición de especies en las comunidades como el resultado de los filtros impuestos por el ambiente

y por las interacciones interespecíficas, en donde la competencia entre especies tiene un papel central en la estructuración de las comunidades. Así, la explotación de recursos limitados por las distintas especies determina que especies que puedan coexistir, de acuerdo con el principio de exclusión competitiva (MacArthur y Levins, 1967), la acción de este mecanismo genera patrones no aleatorios de segregación entre individuos conespecíficos, influyendo en el ensamble local de las comunidades y estructurando su diversidad a nivel regional (Cavender-Bares *et al.*, 2009).

ENSAMBLE POR DISPERSIÓN

El ensamblaje por dispersión, conocido también como teoría neutral se basa en la capacidad de los organismos de colonizar nuevos hábitats (Hubbell, 2001). En este planteamiento los mecanismos biogeográficos y evolutivos tienen un papel central en la explicación de los patrones observados, excluyéndose notablemente los mecanismos ecológicos asociados a las interacciones entre especies (MacArthur y Wilson, 1967).

Desde la perspectiva evolutiva se destacan los eventos globales y locales de especiación (Gillespie, 2004). En ese sentido fue propuesta la teoría neutral Unificada de Biodiversidad y Biogeografía (TNUBB), en la cual se define a las comunidades como grupos de especies simpátricas que obtienen sus recursos en el mismo nivel trófico, y son el resultado de procesos estocásticos de muerte y reclutamiento de individuos (Hubbell, 2001).

El primer supuesto detrás de esta teoría es que las comunidades son finitas, ya que ocupan un espacio físico limitado, saturado de individuos. Cada individuo muerto en las comunidades será reemplazado por un individuo cuya entidad específica es una

función probabilística de la cantidad de individuos de cada especie en la comunidad local, por migración de la metacomunidad. Esta equivalencia funcional a nivel individual constituye el segundo supuesto. El cumplimiento de estos dos supuestos determina el establecimiento de una dinámica de suma-cero, donde la ganancia de individuos por parte de una especie es compensada por la pérdida sufrida por otra.

Este mecanismo provoca comunidades cerradas al aumento de la densidad de las especies más abundantes en detrimento de las raras, derivando en el largo plazo hacia la mono dominancia. La inmigración desde la metacomunidad balancea la pérdida de riqueza local, siendo la principal fuente de diversidad de las comunidades. El mantenimiento de la diversidad en la meta comunidad será a través de eventos esporádicos (especiación). Sin embargo, a pesar de que el ensamblaje por nicho ecológico y ensamblaje por dispersión (teoría neutral) son dos enfoques diferentes, las comunidades podrían ser la eventual realización de procesos integrativos de nicho y neutrales (Perry *et al.*, 2009).

ENSAMBLE DE LA COMUNIDAD DE PLANTAS

La comprensión de los patrones de riqueza y densidad de las distintas especies y los mecanismos que los determinan es sin duda uno de los tópicos más importantes en ecología (Hubbell, 2001). Utilizando esta perspectiva diversos autores han documentado patrones que rigen la diversidad y la distribución de las especies. Sin embargo, existe un gran número de relaciones entre la riqueza de plantas y algunos elementos de la naturaleza que directa o indirectamente intervienen en su crecimiento, reproducción y supervivencia (Plotkin *et al.*, 2000; He y Legendre, 2002; Wilson *et al.*, 2012).

Elementos topográficos del paisaje como la orientación e inclinación de la ladera, así como la posición relativa en la ladera con respecto a su pie de monte y cima en una montaña, afectan la exposición a la radiación solar, la disponibilidad de agua, así como los procesos de formación del suelo. Estos factores ambientales, afectan la distribución de las especies y sus estrategias funcionales, así como los atributos de la comunidad y las propiedades del ecosistema (Rahbek, 1995; Balvanera *et al.*, 2002; Huggett, 2007; Balvanera *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2011).

BOSQUE TROPICAL CADUCIFOLIO

El bosque tropical caducifolio (BTC) representa uno de los ecosistemas tropicales más importantes por su alta biodiversidad y un considerable número de especies endémicas, por lo que es considerado un ecosistema de alto valor ecológico (Rzedowski, 1991). Además, es el segundo tipo de bosque más importantes del planeta en términos de su extensión, sin embargo, es uno de los más amenazados del mundo (Dirzo *et al.*, 2011).

Se localiza en regiones con una precipitación <1800 mm anuales con periodos marcados de sequía de entre 6 y hasta 8 meses recibiendo menos de 100 mm de lluvia por mes durante los cuales la vegetación es principalmente decidua (Banda *et al.*, 2016). La variación temporal en el régimen de lluvias, junto con la topografía, determinan un gradiente de disponibilidad de agua, además de una variación importante en la radiación solar que determinan importantes propiedades de la vegetación (Méndez-Toribio *et al.*, 2017).

Las especies de plantas del BTC enfrentan la marcada estacionalidad de la lluvia, altos niveles de radiación solar y pérdida de agua mediante adaptaciones morfológicas,

fisiológicas o fenológicas que permiten resistir a la sequía y explotar el agua cuando está disponible (Méndez-Alonzo *et al.*, 2013). La evitación y la tolerancia de las especies, son estrategias para resistir a la sequía. Las especies tolerantes generalmente presentan tejidos densos en sus hojas, tallos y raíces, y sus láminas foliares son pequeñas y duraderas, frecuentemente compuestas (Pineda García *et al.*, 2015).

Presentan un xilema resistente a fallas hidráulicas, pero con una eficiencia de conducción de agua restringida, lo que limita la capacidad de la especie para aprovechar el agua cuando está disponible y realizar un crecimiento rápido (Pineda García *et al.*, 2015). Por otro lado, las especies evasoras tienen tallos blandos con una alta capacidad de almacenamiento de agua, y sus hojas son grandes y de vida corta (Méndez-Alonzo *et al.*, 2012).

En algunas áreas de bosque tropical caducifolio se ha documentado una importante variación ambiental generada por la posición topográfica. Específicamente, un factor importante que modifica el microclima es la orientación de la ladera, en la latitud donde se encuentra el área de estudio las diferencias en el microambiente entre laderas Norte-Sur más importantes ocurren en la estación de baja precipitación (meses con una precipitación <100 mm), lo que pudiera representar un alto riesgo de sequía para las plantas ubicadas en el Sur de las laderas, ya que reciben mayor energía solar a lo largo del año, por lo que presentan una mayor temperatura, evapotranspiración y déficit de presión de vapor de agua en comparación con las ubicadas hacia el norte, que suelen ser más frías y húmedas (Gallardo-Cruz *et al.* 2005; Méndez-Toribio, 2016).

Otro componente topográfico importante que contribuye a la variación ambiental en el paisaje es la posición en la ladera respecto a su pie de monte y cima, ya que este

factor afecta la cantidad de agua y la incidencia de radiación solar. En particular, la escorrentía superficial ocasiona que haya una mayor acumulación de humedad en las posiciones bajas de una ladera debido a que éstas reciben los flujos de agua de la cima. Además, hacia las partes bajas aumenta la temperatura y evapotranspiración. Esta variación en el microclima impuesta por la topografía representa filtros ambientales que afectan la composición, estructura y diversidad del bosque tropical caducifolio (Méndez-Toribio, 2016).

ESTADIOS TEMPRANOS DE LA COMUNIDAD ARBÓREA

Dentro del ciclo de vida de las plantas existen procesos como la formación de frutos y semillas, la germinación y el establecimiento de plántulas que son elementos importantes para la regeneración de los bosques (Cascante *et al.*, 2002). Uno de los factores clave en la regeneración de cualquier especie es la llegada exitosa de semillas al suelo (Harper, 1977), a este proceso se le conoce como lluvia de semillas y se entiende como el flujo de semillas desde la planta progenitora a algún sitio en particular, por medio de agentes de dispersión ya sean bióticos o abióticos, siendo la fuente principal de propágulos para formar el banco de semillas en el suelo (Martínez-Orea *et al.*, 2009).

Es así como la incorporación de especies va a depender de la presencia de semillas o propágulos en el medio, donde los mecanismos que emplean las plantas para poder regenerar un sitio van desde dispersión continua o estacional de semillas (Dalling, 2002). En el BTC la dispersión de semillas se ha registrado principalmente a finales de la época seca, sobre todo de las especies dispersadas por el viento (Garwood,

1983; Bullock y Solís-Magallanes, 1990; Pérez y Santiago, 2001; Sundarapandian *et al.*, 2005; Flores- Rodríguez, 2008; Martínez-Garza *et al.*, 2011).

Sin embargo, algunas investigaciones han reportado que también durante la época de lluvias existen eventos importantes de dispersión, sobre todo de las especies dispersadas por animales (Ray y Brown, 1994; Martins y Engel, 2007). En las plantas existen múltiples formas y adaptaciones morfológicas para lograr una dispersión efectiva, principalmente para escapar de los depredadores, colonizar sitios favorables para la germinación y el posterior establecimiento de plántulas. Dichas adaptaciones van desde la producción masiva de semillas, el tamaño, hasta semillas dotadas de estructuras específicas para facilitar la dispersión como alas, plumas, ganchos, entre otras (Janzen, 1970).

La dispersión es un mecanismo por medio del cual las semillas de una planta llegan a un sitio que presenta las características favorables para su germinación, el establecimiento de plántulas y el desarrollo de los nuevos individuos (García, 1991). Este proceso se lleva a cabo por medio de vectores tanto bióticos como abióticos, donde las semillas de las diferentes especies que componen la comunidad presentan características específicas dependiendo el tipo de dispersión que presentan.

Sin embargo, a pesar de que existen varios tipos de dispersión, la anemocoria y zoocoria son las más importantes en el BTC (Medellín y Gaona, 1999). Diversos estudios sobre la dispersión de semillas por viento (anemocoria) mencionan que, en este tipo de dispersión, el viento juega un papel importante para especies con semillas que presentan estructuras morfológicas que les faciliten el traslado a sitios alejados de la

planta progenitora, recorriendo generalmente mayor distancia que las dispersadas por vertebrados (Willson, 1993).

La dispersión por animales (zoocoria) a su vez se divide en dos formas de dispersión: ectozoocoria, en el cual las semillas se adhieren a la superficie del animal y endozoocoria donde las semillas son ingeridas por el animal, las cuales son posteriormente defecadas (Herrera, 2002). Para la dispersión de semillas, las plantas han generado estrategias adaptativas a nivel nutricional y morfológico que se denomina síndrome de dispersión, el cual determina el tipo de dispersión que se lleve a cabo (Howe y Smallwood, 1982). Por ejemplo, para la zoocoria las plantas producen frutos carnosos, olorosos con cargas nutricionales diferentes, cuya morfología depende del tipo de organismo dispersor (Ortiz *et al.*, 2000).

Otro aspecto que es importante destacar, es que la germinación de semillas y el establecimiento de plántulas en el BTC son procesos cruciales, debido a que ocurren en un período limitado de tiempo (período de lluvias, de 3 a 5 meses), cuando las condiciones ambientales son favorables y brindan una mayor probabilidad de sobrevivencia (Pérez-Hernández *et al.*, 2011). Además, la germinación de semillas es considerado un proceso esencial en el desarrollo y ciclo de vida de las plantas, es fundamental en la renovación, persistencia y dispersión de las poblaciones, así como en la regeneración de los bosques y la sucesión ecológica (Schmidt, 2000). La germinación está principalmente influenciada por la disponibilidad de agua; no obstante, el porcentaje de apertura del dosel modifica la disponibilidad de luz en los bosques secos, sobre todo en la época de lluvias, y juega un papel importante en el proceso de germinación (Maza-Villalobos *et al.*, 2011).

Las limitaciones básicas en la incorporación de nuevos individuos a la comunidad son la disponibilidad y germinación de semillas o propágulos y la disponibilidad de sitios adecuados para su establecimiento (Erickson y Ehrlen, 1992). Varios estudios han demostrado que la disponibilidad de luz, microtopografía, tipo de sustrato, profundidad del mantillo, y cobertura de la vegetación rasante, son factores importantes que afectan la supervivencia de las plántulas (Shibata y Nakashizuka, 1995).

Asimismo, las plántulas se consideran organismos susceptibles a las variaciones en recursos y condiciones ambientales, debido a que sus pequeños sistemas radicales les limitan el acceso a los nutrientes y al agua (Markesteyn *et al.*, 2008), ya que cuentan con tejidos de reserva pequeños y escasos, los cuáles pueden resultar insuficientes en condiciones adversas, por ejemplo, durante la sequía (Donovan y Ehleringer, 1991).

La mortalidad en esta etapa se puede deber a un amplio rango de factores tanto bióticos como abióticos, los cuáles varían espacial y temporalmente (Hammond, 1995). El estrés hídrico ha sido reportado como el principal factor de mortalidad (Hammond, 1995). En el bosque tropical seco, las oscilaciones temporales (anuales y estacionales) de las condiciones climáticas son el factor más influyente de mortalidad para los brinzales. Los altos niveles de estrés hídrico (altos niveles de radiación, temperaturas elevadas y baja disponibilidad de agua) durante la época de sequía afectan la sobrevivencia de brinzales, reducen fuertemente sus tasas de crecimiento y limitan el reclutamiento de nuevos individuos (Maza-Villalobos *et al.*, 2013).

Es así como la regeneración natural de especies arbóreas, se da como el paso de las poblaciones a través de sucesivos filtros ambientales que selectivamente eliminan algunos individuos, mientras que otros pasan al siguiente estadio de desarrollo (Harper,

1977). En general, los cambios más drásticos en las poblaciones ocurren en los estadios de semilla y plántula (Brokaw, 1987). En el estadio de plántula las especies enfrentan las mayores presiones de selección, lo que resulta en elevadas tasas de mortalidad, característica común de la demografía de plántulas de especies arbóreas (Shibata y Nakashizuka, 1995). Por esta razón, el tipo de regeneración de una especie, es del mayor interés al estudiar su dinámica poblacional (Álvarez-Buylla y Martínez-Ramos, 1990), debido a que los procesos que ocurren en esta etapa pueden ayudar a explicar varios aspectos de la población en el estadio adulto.

JUSTIFICACIÓN

Dada la importancia y las limitaciones que tienen los árboles durante las primeras etapas de su ciclo de vida, especialmente en un ecosistema con condiciones ambientales estresantes como es el bosque tropical caducifolio, en esta tesis se intenta conocer el efecto de los factores fisiográficos de orientación de pendiente (norte y sur) y posición topográfica (alto, medio y bajo) sobre la estructura taxonómica de la lluvia de diásporas y estadios tempranos de la comunidad arbórea de un bosque tropical caducifolio de Michoacán. Esto con el fin de inferir los mecanismos que dirigen la coexistencia de especies leñosas en este tipo de vegetación. La información generada en esta tesis servirá de referente para posteriores estudios de ecología, aplicados a la conservación y la restauración ecológica de estos ecosistemas estacionalmente secos, así como para futuros estudios relacionados con los cambios en la estructura de la vegetación como resultado de los efectos del cambio climático.

HIPÓTESIS

La llegada de especies a la comunidad de árboles del bosque tropical caducifolio ocurre de manera aleatoria mediante la dispersión de diásporas. Así, la diversidad de especies de la lluvia de diásporas será similar entre condiciones ambientales impuestas por la topografía, tales como la orientación de la ladera y la posición topográfica. Sin embargo, el establecimiento de las especies no será un proceso al azar y las condiciones ambientales impuestas por la topografía contribuirán a determinar la diferenciación de la comunidad a nivel del paisaje.

OBJETIVOS

Objetivo general

Conocer los atributos de la comunidad de estadios tempranos (diásporas y plántulas) de árboles de un bosque tropical caducifolio de Michoacán y explorar el papel de la variación topográfica en la estructuración en la comunidad de árboles.

Objetivos particulares

- Describir la variación espacio-temporal de la estructura y composición de la lluvia de diásporas de la comunidad arbórea en un bosque tropical caducifolio de Michoacán.
- Explorar las similitudes y/o diferencias en los atributos de la comunidad de la lluvia de diásporas y el banco de plántulas en la comunidad de árboles entre distintas condiciones topográficas (orientación y posición) en un bosque tropical caducifolio de Michoacán.
- Explorar el posible papel de la variación ambiental impuesta por la topografía en la estructura de la comunidad arbórea.

MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en la parte baja de la cuenca del río Balsas. Ésta tiene una extensión aproximada de 117 306 km² (CONAGUA, 2010) y se caracteriza por ser una región con pocas superficies planas, posee una geología que ha sido moldeada por actividad volcánica, la cual le ha dado al relieve un perfil característico que la hace diferir de las regiones fisiográficas adyacentes (Fernández *et al.*, 1998). La cuenca del río Balsas comprende porciones de los estados de Guerrero, Jalisco, México, Michoacán, Oaxaca, Puebla, Tlaxcala y Morelos (CONAGUA, 2010; Fernández *et al.*, 1998) y se ubica entre las coordenadas 17°00' y 20°00' N y 97°30' y 103°15' W.

Un rasgo característico de esta región es el corto periodo de lluvias seguido de una larga y fuerte temporada de sequía. En la cuenca del río Balsas se distinguen tres regiones denominadas como Alto Balsas, Medio Balsas y Bajo Balsas (CONAGUA, 2010; Fernández *et al.*, 1998). En esta última es donde se ubica el ejido de Tziritzícuaró, perteneciente al municipio de la Huacana, Michoacán, donde se ubican El Ortigo y el Tukuy, dos macizos montañosos que comprenden el área de estudio (Fig. 1), los cuales oscilan entre los 380-780 m s.n.m. (Méndez-Toribio *et al.*, 2014).

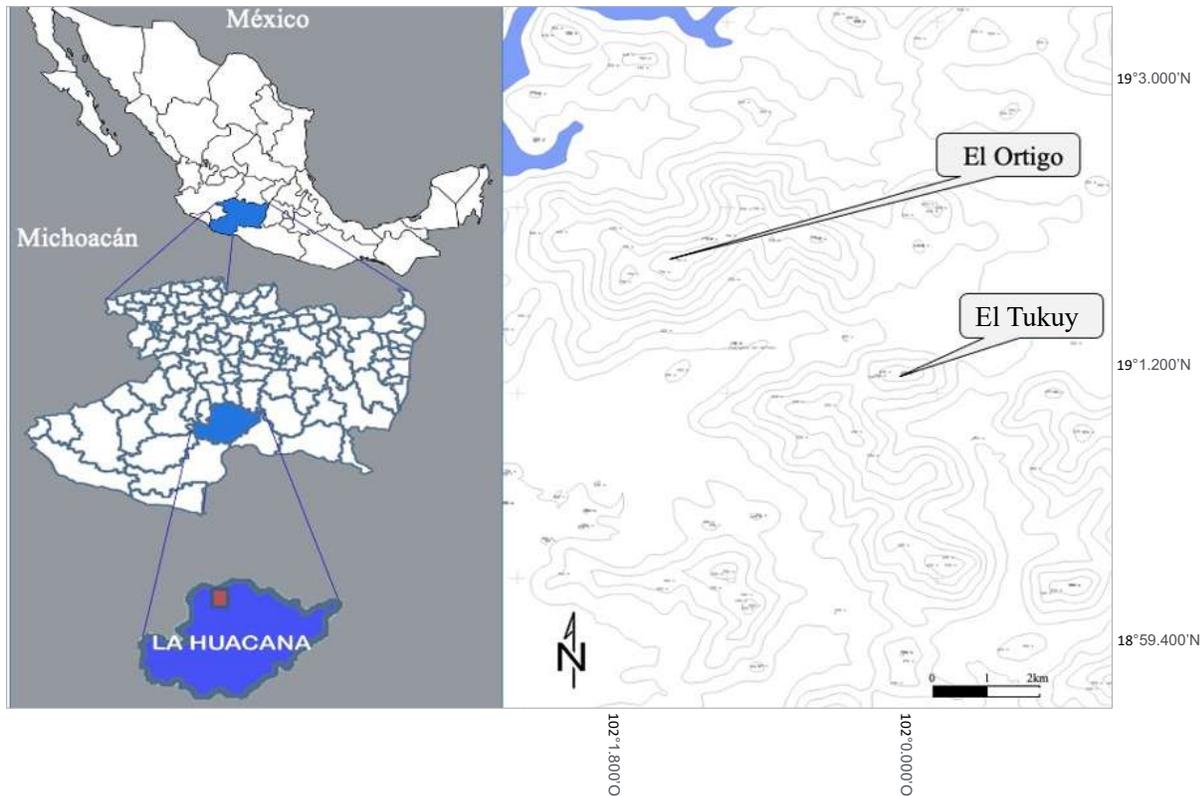
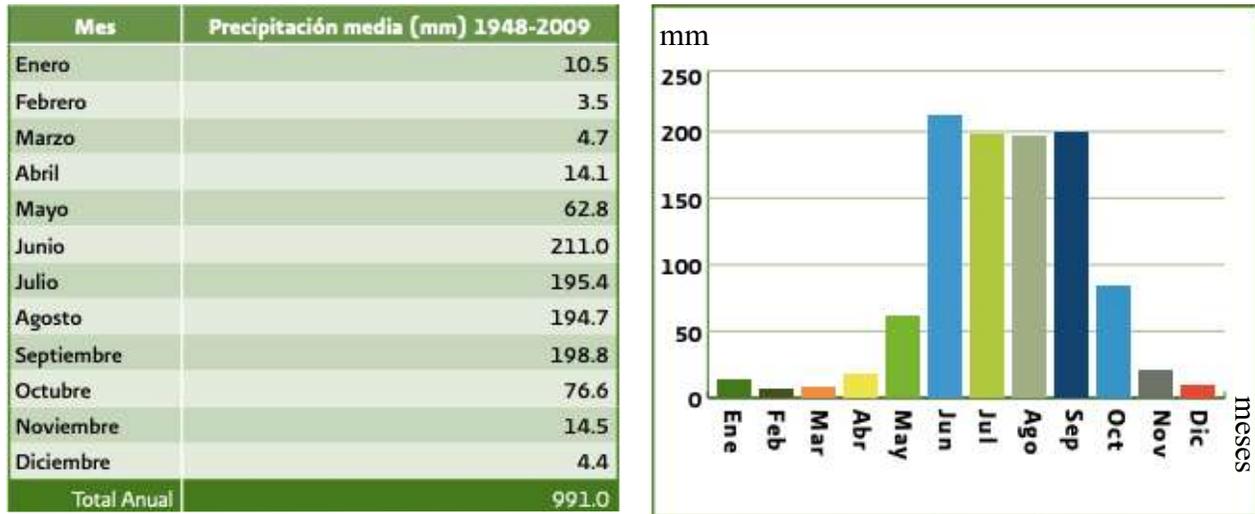


Figura 1. Ubicación geográfica de los dos macizos montañosos que comprenden el área de estudio: El Ortigo y El Tukuy, localizados en el municipio de la Huacana en el estado de Michoacán.

CLIMA Y PRECIPITACIÓN

En la cuenca del río Balsas el clima predominante es de tipo semicálido y subhúmedo con temperatura media anual de 22°C. La precipitación media anual histórica es de 991.0 mm (CONAGUA, 2010). El periodo de lluvias se presenta durante los meses de mayo a octubre y la mayor proporción de las precipitaciones se tiene entre los meses de junio-septiembre (80% del total anual), con una baja en el mes de agosto; durante el mes de marzo es cuando se observan las condiciones de sequía más severas en la cuenca, sobre todo porque desde el mes de noviembre existe una baja sensible de la precipitación

(Figura 2) (Valencia-Vargas, 2015). El cuadro 1 presenta un resumen de la precipitación, temperatura y tipos climáticos prevalecientes en la cuenca, siendo la zona del bajo Balsas la de menor precipitación y mayor temperatura (INECC, 2007).



Fuente: CONAGUA, 2010

Figura 2. Precipitación media mensual histórica en la cuenca del río Balsas para un periodo de XX años (1948-2009).

Cuadro 1. Principales características climáticas de la Cuenca del río Balsas. PMED: precipitación media anual, PMIN: precipitación mínima anual, PMAX: precipitación máxima anual, TMED: Temperatura media anual.

Subregión	Área (km ²)	PMED (mm)	PMIN (mm)	PMAX (mm)	TMED (°C)	Tipo de clima	
Alto Balsas	50,409	897	499	1,647	19.0	Ganges Cw2(w)big	Templado subhúmedo
Medio Balsas	31,951	1,019	479	1,619	21.0	Awo(w) ig	Cálido subhúmedo
Bajo Balsas	35,046	873	450	1,390	25.0	A)c(wo)(w)(e)g	Semicálido subhúmedo

Fuente: INECC, 2007

De acuerdo con la estación meteorológica de Nueva Italia (CFE 19°03'56" N y 102°05'11" O) más cercana al área de estudio (~7.6 km), la temperatura media anual es de 26.8 °C (1951-2010), siendo mayo el mes más caliente del año (29.2 °C). La precipitación promedio anual total para el mismo periodo es de 659.2 mm, y más del 80% de la lluvia se concentra en los meses de junio a septiembre. Con base en la clasificación de Köppen modificada por García, el clima en la zona es seco cálido con régimen de lluvias de verano BS1(h') w (García, 1998).

VEGETACIÓN

La cuenca del Balsas es un área muy extensa y dentro de ella se establecen diferentes condiciones ecológicas, esto da lugar al establecimiento de distintos tipos de vegetación (Fernández *et al.*, 1998). Siguiendo el criterio propuesto por Rzedowski (1978), se reconocen los siguientes tipos de vegetación para la cuenca: bosque tropical caducifolio, bosque tropical subcaducifolio, bosque espinoso, matorral xerófilo, bosque de encino, bosque de pino, bosque mesófilo de montaña, vegetación acuática y subacuática.

Sin embargo, el bosque tropical caducifolio es el tipo de vegetación más extendido en la cuenca (Rzedowski, 1978). Su área de distribución se encuentra limitada entre los 0 y los 1,600 m de altitud; la temperatura media anual es del orden de 20 a 31°C y la precipitación media anual varía entre los 600 y los 1,200 mm (Fernández *et al.*, 1998). La estructura de este tipo de vegetación es de un solo estrato arbóreo, aunque en ocasiones pueden existir dos (Rzedowski, 1978).

En estado natural o de poca perturbación, este bosque es una comunidad densa cuya altura oscila entre 5 y 12 metros y donde los elementos arbóreos pierden sus hojas

casi por completo durante el periodo de sequía, comprendido entre diciembre y junio y por lo general florecen a fines de la época seca o bien a principios de la temporada de lluvias (Fernández *et al.*, 1998).

La zona más baja del río Balsas se encuentra dominada por un bosque tropical caducifolio cuyas características fisonómicas y estructurales varían con respecto al bosque tropical caducifolio típico, debido a las condiciones de aridez que se acentúan en esta área: la altitud varía entre los 100 y 300 m; la temperatura alcanza 30 y 31°C; la precipitación anual oscila entre 460 y 1,000 mm. Fisonómicamente las comunidades vegetales que ocupan esta área son más abiertas, con una altura entre los 4 y 8 m y con un alto porcentaje de cactáceas columnares.

La composición florística del BTC es muy diversa y tiende a presentar algunas variaciones que se producen de acuerdo a las condiciones ecológicas imperantes en el sitio donde la vegetación prospera (Fernández *et al.*, 1998). Las familias mejor representadas son Burseraceae y Leguminosae (Rzedowski, 1978). Algunas de las especies más abundantes: *Cordia elaeagnoides*, *Lysiloma tergeminum*, *Apoplanesia paniculata*, *Bursera coyucensis*, *B. crenata*, *B. grandifolia*, *B. paradoxa*, *B. trimera*, *Ziziphus mexicana*, *Randia capitata*, *Mimosa spirocarpa*, *M. guatemalensis*, *M. langlassei*, *M. nelsonii*, *M. palmeri*, *M. rosei*, *Stenocereus fricii*, *S. griseus*, *S. pruinosus*, *S. quevedonis*, *S. weberi*. Además, en esta cuenca hay grandes concentraciones de endemismos, sobre todo a nivel de especie (Fernández *et al.*, 1998).

COMUNIDAD REGENERATIVA DE LA SELVA SECA

Para llevar a cabo el presente estudio se utilizaron 24 parcelas previamente establecidas en el ejido Tziritzícuar, en Michoacán por Méndez-Toribio *et al.* (2014). Cada parcela

tiene una superficie de 100 m² (10 × 10 m) y se ubican en condiciones topográficas contrastantes. Estas parcelas especialmente difieren en orientación de pendiente (norte y sur) y posición topográfica (alto, medio y bajo). La combinación de estos factores topográficos, dan como resultado las siguientes seis condiciones: Norte-Alto (NA), Norte-Medio (NM), Norte-Bajo (NB), Sur-Alto (SA), Sur-Medio (SM) y Sur-Bajo (SB). Cada una de estas condiciones cuenta con cuatro sitios o réplicas.

Para conocer la estructura y diversidad de la comunidad regenerativa, este estudio se enfocó en las diásporas y plántulas de la comunidad de leñosas (árboles y arbustos), sin considerar lianas, debido al desconocimiento taxonómico de este grupo en el área de estudio.

- 1) Para el caso de las diásporas se instalaron trampas para capturar una muestra de cada sitio de estudio. En este trabajo, se utiliza el concepto de diáspora como la unidad de dispersión en lugar de semilla, ya que la dispersión de las especies se puede llevar a cabo por varias estructuras de dispersión, incluyendo semillas, pero también, el fruto, más cualquier tejido adicional que ayude a la dispersión como partes del fruto o de las flores, o estructuras vegetativas (Howe y Smallwood, 1982; Wikander, 1984).

Las trampas para capturar las diásporas fueron construidas con tres varillas que sostenían una tela de malla sombra adherida a un aro de alambre de 1 metro de diámetro a una altura aproximada de 1 m del suelo. Estas fueron colocadas de manera aleatoria dentro de cada parcela y se colectó su contenido cada dos meses, durante un año. En cada parcela se instalaron dos o hasta tres trampas

por cada una de las seis condiciones. Además, debido a la pérdida de algunas trampas por caída de ramas ó árboles, las estimaciones de densidad se expresan como número de diásporas/100 m². Para la identificación de las diásporas se revisaron ejemplares de herbario de todas las especies leñosas registradas en el área de estudio (Méndez-Toribio *et al.*, 2014).

La identificación con ejemplares de herbario se realizó en el Herbario Nacional de México (MEXU), Herbario del Instituto de Ecología, A.C. (IEB) y el Herbario de la Facultad de Biología de la UMSNH (EBUM). De todas las diásporas colectadas se identificaron las especies arbóreas y estas fueron las que se utilizaron para todos los análisis estadísticos presentados. Aquellas de otras formas de crecimiento (hierbas y lianas) fueron descartadas.

En total, se registraron 5,568 diásporas, de las cuales 1,315 fueron especies arbóreas, el resto fueron especímenes de otras formas de biológicas de crecimiento incluyendo hierbas y lianas. Para todos los análisis presentados se consideraron únicamente las diásporas de especies leñosas.

- 2) En el caso de la comunidad de plántulas se establecieron al azar cuatro cuadrantes de 2 × 2 m por parcela, con un total de 16 m² por parcela y 64 m² por condición. En dichos cuadrantes se marcaron con etiquetas de aluminio todos los individuos <150 cm de altura y se identificaron en la medida de lo posible hasta especie. De manera simultánea se colectaron semillas de especies ya conocidas y se pusieron a germinar para ayudar en la identificación de las plántulas en campo.

En una cámara de germinación se colocaron cajas de Petri con las semillas a 25 °C, y un fotoperiodo de 12 h luz y 12 h oscuridad, posteriormente las plántulas se trasplantaron a macetas de plástico en una casa de sombra en el INIRENA y se generó una guía ilustrativa de plántulas y una de diásporas, para ayudar a la identificación de las especies del bosque tropical caducifolio.

SÍNDROMES DE DISPERSIÓN EN LAS DIÁSPORAS

A cada una de las especies de diásporas registradas se le asignó un síndrome de dispersión con base en referencias bibliográficas u observaciones de las semillas, frutos y estructuras accesorias. Siguiendo la clasificación de van der Pijl (1982) las diásporas se clasificaron en los siguientes síndromes de dispersión:

Anemocoria: definida como dispersión por viento gracias a la presencia de alas, plumas, vilano o pelos.

Zoocoria: dispersión por animales gracias a la presencia de ganchos, espinas, esencias o tejidos carnosos de colores llamativos que resulta en la adhesión o la ingestión por parte de animales. A pesar de que puede incluir endo, exo y synzoocoria: en este trabajo se utiliza zoocoria en general.

Barocoria: las diásporas no tienen estructuras o medios aparentes de dispersión y son dispersados por su peso únicamente.

Autocoria: dispersión activa por la planta misma que incluye tensión en tejidos muertos y vivos (imbibición, turgencia del fruto o la cubierta de la semilla), o pasivamente por movimientos de las estructuras que contienen las semillas.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para describir la estructura y composición de la lluvia de diásporas y plántulas se realizó el conteo de individuos y especies por parcela. A continuación, se describen cada uno de los análisis realizados.

1. Para evaluar la variación de atributos en la comunidad de diásporas (densidad y número de especies de diásporas) y plántulas observadas entre las diferentes condiciones topográficas, se realizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs: Generalized Linear Mixed Models) para incluir el efecto anidado de la posición topográfica a la ladera como término aleatorio (Pinheiro y Bates, 2001). Para estas variables se utilizó un error de distribución Poisson y una función de unión logarítmica. Como factores fijos o variables explicativas se incluyó la orientación de la pendiente (O: Norte y Sur), posición topográfica (P: Alto, Medio y Bajo) y la interacción entre estos factores (O:P).

Estos análisis se realizaron en el paquete *lme4* (Bates *et al.*, 2015) del programa R (The R Foundation for Statistical Computing Platform, 2020). Para los modelos con términos significativos, se realizaron pruebas posthoc utilizando la función *estimable* del paquete *gmodels* (Crawley, 2012; Everitt y Hothorn, 2010). Analyses were conducted using R software version 4.2.2 (R Core Team, 2022), and the 'gmodels' package in R were used for post hoc tests (Warnes *et al.*, 2018).

La diversidad de especies se caracterizó con base en el número efectivo de especies (qD; Jost, 2006), un método originalmente desarrollado por Hill (1973).

$${}^qD \equiv \left(\sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

donde qD depende únicamente de la abundancia proporcional de las especies (p_i) y el exponente q (Jost, 2006; Cultid-Medina y Escobar, 2019). El exponente q determina la influencia de la abundancia de las especies en los valores de diversidad y toma valores entre 0 e infinito. En esta tesis, se evaluó el efecto de la orientación de la ladera (O), la posición topográfica (P) y la interacción entre estos dos factores (O:P) sobre tres expresiones de la diversidad $q=0, 1, \text{ y } 2$:

- i) orden cero (q^0) que representa el número total de especies presentes en un sitio denominada riqueza específica, es insensible a la abundancia de las especies:
- ii) orden 1 (q^1) = número efectivo de especies igualmente frecuentes (o comunes) en un sitio (exponencial del índice de Shannon) en el que todas las especies son incluidas con un peso exactamente proporcional a su abundancia en la comunidad.
- iii) orden 2 (q^2) = número efectivo de especies muy abundantes en un sitio (o dominantes). Este orden es el inverso del índice de Simpson (Suárez, 2020).

Estas expresiones de la diversidad fueron obtenidas para cada condición resultado de la combinación de Orientación y Posición Topográfica (NB, NM, NA, SB, SM y SA) agrupando los datos de las cuatro parcelas por condición. Las tres expresiones de la diversidad ($q_0, q_1 \text{ y } q_2$) se obtuvieron mediante el paquete iNEXT (Hsieh *et al.*, 2022) del programa estadístico R ver. 4.0.2 (The R

Foundation for Statistical Computing Platform, 2020) y se compararon mediante la cobertura de muestreo (\hat{C}_n : sample coverage *sensu* Chao y Jost, 2012), que es un indicador de la proporción de la comunidad, representada por las especies registradas en el muestreo.

La comparación de la diversidad se realizó comparando las estimaciones de diversidad a una misma cobertura de muestreo entre las seis condiciones. Para obtener dicha cobertura se siguió a:

i) Chao y Jost (2012) quienes sugieren comparar las estimaciones de diversidad utilizando la menor y misma cobertura de muestreo para todas las comunidades, siempre y cuando las coberturas de estas sean similares ó ii) siguiendo a Cultid-Medina y Escobar (2019) quienes sugieren comparar las estimaciones de diversidad a valores intermedios de cobertura de muestreo, cuando existe una fuerte variación en la cobertura de muestreo (y la abundancia) entre las comunidades a comparar.

En todo caso se cuidó no realizar una drástica interpolación de las muestras más completas o una fuerte extrapolación de las muestras menos completas. La comparación de la diversidad fue hecha con base en el traslape de los intervalos de confianza (95%). Si los intervalos se superponen entre condiciones se concluyó que las estimaciones difieren significativamente bajo un alfa del 0.05. Por el contrario, si los IC 95% no se superponen, se concluye que las estimaciones difieren significativamente entre sí (Cultid-Medina y Escobar, 2019).

2. Para evaluar si los síndromes de dispersión de la lluvia de diásporas de cada condición topográfica difieren en el mecanismo de dispersión, se compararon las proporciones de los síndromes (anemocoria, zoocoria, barocoria, y autocoria) entre las seis diferentes condiciones topográficas mediante una prueba de χ^2 .
3. Posteriormente para visualizar la variación de atributos de la lluvia de diásporas entre condiciones topográficas, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) para explorar la variación en la estructura (densidad y riqueza de especies), diversidad taxonómica (q^0 , q^1 y q^2) y la proporción de los síndromes de dispersión (anemocoria, zoocoria, barocoria y autocoria) de cada comunidad de diásporas entre las condiciones topográficas. El PCA se complementó con un análisis por permutaciones sobre las matrices de distancia (PERMANOVA) para probar diferencias en los atributos de la comunidad de diásporas entre orientación de ladera y posición topográfica y la interacción entre estos dos factores.
4. Para evaluar la diversidad beta de la comunidad de diásporas se realizaron análisis de similitud entre condiciones topográficas para determinar si la dispersión es al azar o está determinada por las condiciones topográficas. Para esto, se estimó la diversidad beta mediante el índice de disimilitud de Bray-Curtis y Jaccard (Legendre y Legendre, 2012). Se utilizó una matriz de presencia-ausencia de cada una de las especies de diásporas. Posteriormente, se realizó un análisis de agrupamiento utilizando el índice de Bray-Curtis como medida de

disimilitud y el método de unión distancia media entre grupos, en la que se calculan las diferencias por parejas entre las observaciones de los diferentes grupos (Legendre y Legendre, 2012). Estos análisis fueron realizados mediante el paquete *vegan* ver. 2.6-4 (Oksanen *et al.*, 2022) en R.

5. Posteriormente para explorar el posible papel de filtros ambientales que contribuyan al establecimiento de especies de manera diferencial entre las condiciones topográficas, se comparó la lluvia de diásporas con el banco de plántulas. Como especies de diásporas se consideraron a todas las especies registradas en el monitoreo de la lluvia de diásporas, más las especies registradas como plántulas, ya que se asumió que necesariamente las plántulas tuvieron que haber llegado en algún momento como semillas.

Con este supuesto, se obtuvieron los índices de disimilitud de Bray-Curtis y Jaccard con datos de presencia-ausencia de las especies en cada uno de los dos estadios regenerativos. Dado que los índices de disimilitud pueden variar entre 0 y 1 se asumió que valores bajos de disimilitud pueden indicar que i) las especies que llegan en forma de diáspora son las que germinan y se establecen, mientras que ii) valores altos de disimilitud indican que pocas de las especies que llegan en forma de diásporas se establecen como plántulas, posiblemente debido a la presencia de filtros ambientales. Por otro lado, para probar si la lluvia de diásporas es i) local determinada principalmente por los árboles madre del sitio o ii) externa al azar.

Para comparar si la disimilitud de diásporas-plántulas (utilizando los índices de Bray-Curtis y Jaccard) varía entre condiciones topográficas e identificar un efecto diferencial de condiciones ambientales se realizaron modelos lineales generalizados mixtos (GLMM; Bates *et al.*, 2015). Los valores de disimilitud fueron considerados como variables de respuesta, mientras que la orientación de la pendiente (O: Norte y Sur), posición topográfica (P: Alto, Medio y Bajo) y la interacción entre estos factores (O:P) fueron considerados como factores fijos.

Para el análisis también se consideró el efecto anidado de la posición topográfica a la ladera como término aleatorio, ya que en un mismo macizo montañoso se tuvieron los tres sitios de posición topográfica, es decir no independientes. Para estos análisis, se utilizó un error de distribución binomial y una función de unión logit, ya que los valores de disimilitud son proporciones (Bates *et al.*, 2015). Este análisis se realizó en el paquete *lme4* (Bates *et al.*, 2015) del programa R (The R Foundation for Statistical Computing Platform, 2020).

6. Para conocer si la lluvia de diásporas es local o externa se evaluó la disimilitud entre la comunidad de diásporas y de árboles adultos. La lista de especies de árboles fue obtenida de Arriaga-Ramírez *et al.* (2023), seleccionando árboles $\geq 5\text{cm}$ que representan individuos potencialmente reproductivos. Para esto, se utilizaron los índices de Bray-Curtis y de Jaccard considerando presencia-ausencia de las especies.

Para comparar si la disimilitud diásporas-adultos (utilizando ambos índices Bray-Curtis y Jaccard) varía entre condiciones topográficas e identificar un efecto

diferencial de condiciones ambientales se realizaron modelos lineares generalizados mixtos (GLMM; Bates *et al.*, 2015). Los valores de disimilitud fueron considerados como variables de respuesta, mientras que la orientación de la pendiente (O: Norte y Sur), posición topográfica (P: Alto, Medio y Bajo) y la interacción entre estos factores (O:P) fueron considerados como factores fijos.

Para estos dos análisis también se consideró el efecto anidado de la posición topográfica a la ladera como término aleatorio, ya que en un mismo macizo montañoso se tuvieron los tres sitios de posición topográfica, es decir no independientes. Para este análisis, se utilizó un error de distribución binomial y una función de unión logit, ya que los valores de disimilitud son proporciones (Bates *et al.*, 2015). Este análisis se realizó en el paquete *lme4* (Bates *et al.*, 2015) del programa R (The R Foundation for Statistical Computing Platform, 2020).

RESULTADOS

En total se registraron 38 especies arbóreas: 24 como diásporas, 25 como plántulas y 11 especies en ambos estadios. Estas entidades taxonómicas están incluidas en 32 géneros y 15 familias. Considerando diásporas y plántulas, las familias con mayor número de especies registradas fueron: Fabaceae (15), Burseraceae (4) y Rubiaceae (3). El género mejor representado fue *Bursera* (4 especies), seguido de *Lysiloma* (3) (Apéndice 1 y 3). En la siguiente sección se presentan los resultados presentando primero los resultados de la lluvia de diásporas, seguido por la comunidad de plántulas, similitud diásporas-plántulas y similitud diásporas-adultos.

LLUVIA DE DIÁSPORAS

En total, se registraron 5,568 diásporas, de las cuales 1,315 fueron especies arbóreas, el resto fueron especímenes de otras formas biológicas de crecimiento incluyendo hierbas y lianas. Se identificaron 24 especies arbóreas y arbustivas, pertenecientes a 22 géneros y 12 familias. Ninguna especie estuvo presente en todas las parcelas y las de mayor frecuencia fueron *Cordia elaeagnoides*, *Bursera grandifolia* y *Cochlospermum vitifolium* (18, 11 y 10 parcelas, respectivamente). Un total de 12 especies (50%) aparecieron en menos de 5 parcelas y 4 especies (16%) se registraron solamente en una parcela. Las cinco especies más abundantes fueron *C. elaeagnoides* (423 diásporas), *Handroanthus impetiginosus* (228), *Podopterus mexicanus* (218), *Heliocarpus occidentalis* (143) y *Randia nelsonii* (46), mientras que *Pterocarpus orbiculatus*, *Lysiloma tergeminum* y *Bauhinia divaricata* fueron las más raras (Apéndice 4).

VARIACIÓN TEMPORAL DE LA LLUVIA DE DIÁSPORAS

La densidad total de diásporas pertenecientes a especies arbóreas, considerando la suma de las 24 parcelas monitoreadas, tuvo una gran variación a lo largo del periodo analizado. El periodo de meses donde se presentó la mayor dispersión fueron febrero a junio con el ~91% del total de diásporas (Fig. 3a). Específicamente, junio y octubre fueron los que mayor y menor densidad total de diásporas presentaron con 553 y 24 diásporas, respectivamente.

En cuanto al número observado de especies también fue entre febrero a junio fue el periodo en el que mayor número de especies se registraron, siendo abril (14 especies) y agosto (5 especies) los meses en los que mayor y menor número de especies se

registraron (Fig. 3b). Respecto a síndromes de dispersión, tanto en densidad total, como en número de especies la anemocoria fue el síndrome que contribuyó al patrón anteriormente descrito con la mayor cantidad de diásporas registradas seguido de la zoocoria, barocoria y autocoria (Fig. 3a y b).

Considerando el promedio entre las 24 parcelas, el pico de producción de diásporas fue el mes de junio con un promedio (\pm EE) de 23.1 ± 5.4 diásporas/100 m² (Fig. 3c). Es interesante resaltar que, aunque junio fue el periodo con mayor producción de diásporas, esto no correspondió con la riqueza de especies, ya que el pico de número de especies se encontró en abril con un promedio (\pm EE) de 3.41 ± 0.34 diásporas/100 m² (Fig. 3d). Al igual que la densidad de diásporas, agosto (promedio \pm EE = 0.66 ± 0.14) y octubre (promedio \pm EE = 0.41 ± 0.13 especies/100 m²) fueron los periodos con los registros más bajos de especies (Fig. 3d).

VARIACIÓN DE ATRIBUTOS EN LA COMUNIDAD DE DIÁSPORAS

Considerando el total de diásporas en los diferentes periodos de muestreo, la densidad mostró una variación importante entre condiciones topográficas (Apéndice 2); siendo el norte-bajo y norte-alto las condiciones con mayor y menor número total de diásporas (422 y 68), respectivamente. El sitio que presentó significativamente mayor densidad en promedio fue el norte bajo (promedio \pm EE = 120 ± 10 diásporas/100 m²) que fue 6.6 veces mayor que la del norte alto (Fig. 4a; Tabla 1).

En general, la densidad fue significativamente diferente entre orientaciones (Tabla 1), siendo mayor en la ladera norte (promedio \pm EE = 67.2 ± 29.4 diásporas/100 m²), que en la orientada hacia el sur (42.4 ± 26.0 diásporas).

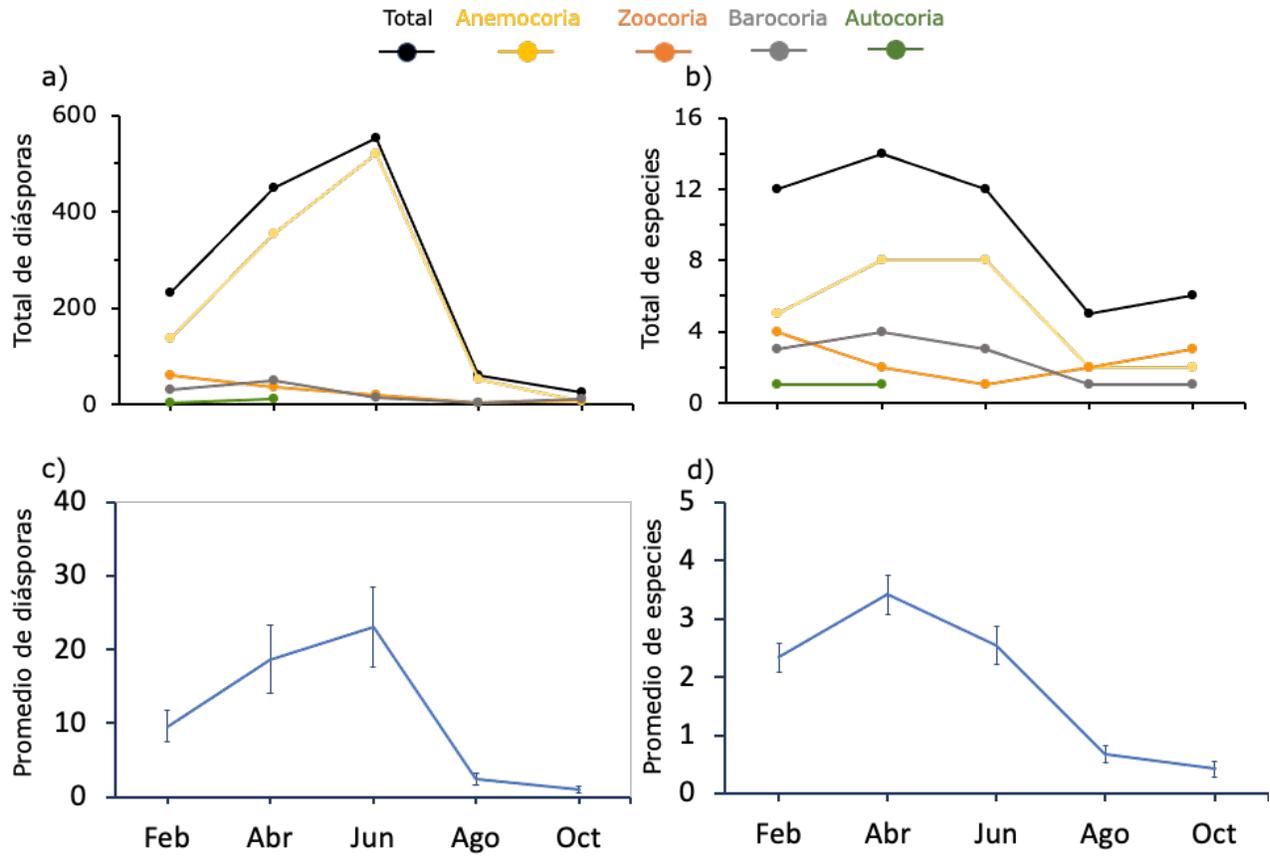


Figura 3. Variación temporal de la lluvia de diásporas de especies arbóreas de un bosque tropical caducifolio de Michoacán. a) Número total/100 m² de diásporas y b) Número total de especies/100 m² considerando el síndrome de dispersión. En c) y d) se reporta el promedio \pm EE del número de diásporas y especies considerando las 24 parcelas de estudio.

También se observó que la densidad fue significativamente mayor en las partes bajas de la ladera y disminuyen gradualmente hacia las partes altas especialmente en la ladera Norte por lo que la interacción (Orientación:Posición) fue significativa (Figura 4a; Tabla 1). En general se registró un bajo número de especies por parcela, siendo el norte alto la que menor especies presentó (promedio \pm EE= 4.1 ± 0.8 especies/100 m²) y el norte medio la que mayor riqueza de especies presentó (promedio \pm EE= 6.6 ± 0.9 especies/100 m²; Fig. 4b). Sin embargo, con base en los resultados del GLMM, no se

encontraron diferencias significativas entre la orientación de la pendiente, las posiciones topográficas o la interacción entre estos factores (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados de las pruebas estadísticas (GLMM) para comparar la comunidad de diásporas entre diferentes condiciones de orientación de pendiente, posición topográfica y la interacción entre ambos factores. Valores de $p < 0.05$ indican diferencias significativas entre condiciones mediante GLMM. ^{ns} indica que ese factor no fue estadísticamente significativo.

	Densidad		Riqueza		
Efectos aleatorios	Varianza		Varianza		
Posición/Sitio	1.99		<0.001		
Sitio	3.36		<0.001		
Efectos fijos	df	χ^2	p	χ^2	p
Orientación (O)	1	6.3	<0.05	1.7	0.18 ^{ns}
Posición (P)	2	30.4	<0.001	1.2	0.53 ^{ns}
O × P	2	7.6	<0.05	1.1	0.56 ^{ns}

Respecto a la diversidad expresada en números de Hill, utilizando la cobertura de muestreo más baja ($\hat{C}_n = 0.942$; Apéndice 2), en general para la lluvia de diásporas en los tres órdenes (q_0 , q_1 , q_2) se registró mayor diversidad en las laderas norte. Específicamente, en el orden q_0 la condición norte bajo fue la que mayor diversidad presentó ($q_0 \pm IC\ 95\% = 14.0 \pm 1.4$), con 5 especies más que la posición sur-alto ($q_0 \pm IC\ 95\% = 9.0 \pm 2.2$). Sin embargo, con base en la comparación de los intervalos de confianza, no se encontraron diferencias significativas (Fig. 4c).

Los valores de q_1 y q_2 en general también fueron mayores en aquellas laderas norte y en este caso con base en los intervalos de confianza ($\pm IC\ 95\%$) si se encontraron diferencias entre algunos pares de condiciones (Fig. 4d y e). Para el número de especies

comunes (q_1) el valor más alto y más bajo se registró para norte alto ($q_1 \pm IC\ 95\% = 6.03 \pm 2.7$) que fue casi el doble de sur medio ($q_1 \pm IC\ 95\% = 3.9 \pm 1.2$; Fig. 4d), mientras que norte bajo y sur medio fueron las condiciones con mayor ($q_2 \pm IC\ 95\% = 4.7 \pm 0.6$) y menor diversidad de especies dominantes ($q_2 \pm IC\ 95\% = 2.8 \pm 0.7$; Fig. 4e). En las seis condiciones se encontraron singletons, doubletons y tripletons, es decir especies representadas por 1, 2 o 3 individuos (Apéndice 2).

SÍNDROMES DE DISPERSIÓN DE LA LLUVIA DE DIÁSPORAS

Los síndromes de dispersión registrados fueron anemocoria, zoocoria, barocoria y autocoria (Fig. 5). En general, la anemocoria fue el síndrome predominante en todas las condiciones con un 55 a 85% de las especies siendo dispersadas por este mecanismo. La zoocoria y barocoria se presentaron en menor proporción en todas las condiciones y la autocoria se presentó únicamente en las parcelas de orientación sur (alto y medio) en un bajo porcentaje (Fig. 5). Con base en la prueba estadística se encontró que el patrón de síndromes de dispersión de diásporas (Anemocoría>Zoocoria>Barocoria>Autocoria) es similar en las seis condiciones topográficas del bosque tropical caducifolio de Tzirtzícuaró ($\chi^2 = 17.16$, $g.l. = 11$, $p > 0.05^{ns}$).

VARIACIÓN DE ATRIBUTOS DE LA LLUVIA DE DIÁSPORAS ENTRE CONDICIONES TOPOGRÁFICAS

Considerando la diversidad, densidad y los mecanismos de dispersión de las especies encontradas como diásporas, en el PCA no se percibió una separación entre las distintas condiciones topográficas (Fig. 6), ya que tanto al diferenciar todas las condiciones, de

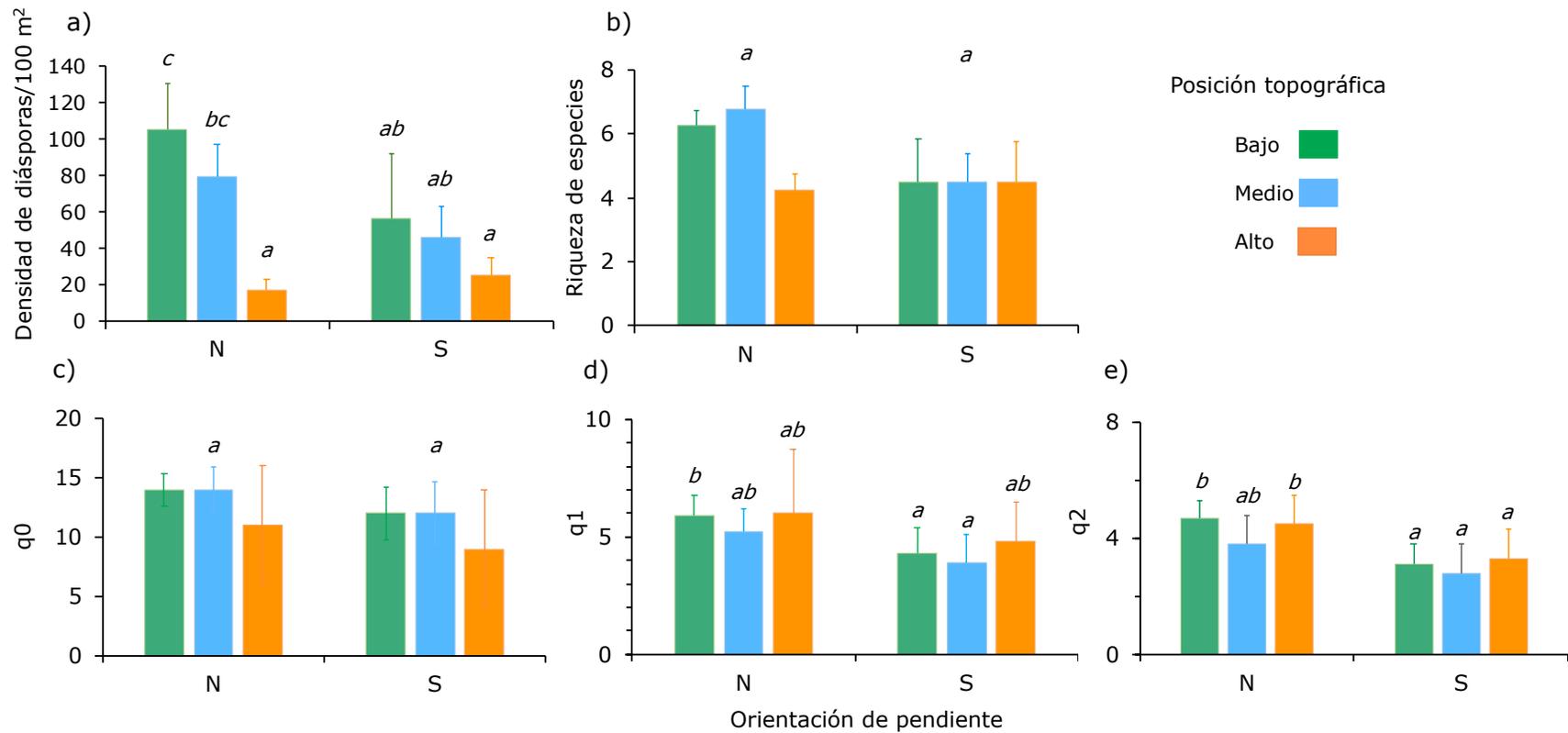


Figura 4. Variación de atributos de la lluvia de diásporas de especies arbóreas entre diferentes condiciones topográficas (orientación de pendiente y posición) en un bosque tropical caducifolio de Michoacán. Expresiones de diversidad evaluadas: a) densidad, b) riqueza observada de especies, diversidad verdadera: c) orden q_0 , d) orden q_1 , e) orden q_2 . Para a y b, las letras por arriba de las barras indican diferencias significativas con base en comparaciones múltiples de Tukey ($p < 0.05$), mientras que, para c, d y e las diferencias se obtuvieron considerando el traslape de los intervalos de confianza del 95% obtenidos en iNEXT.

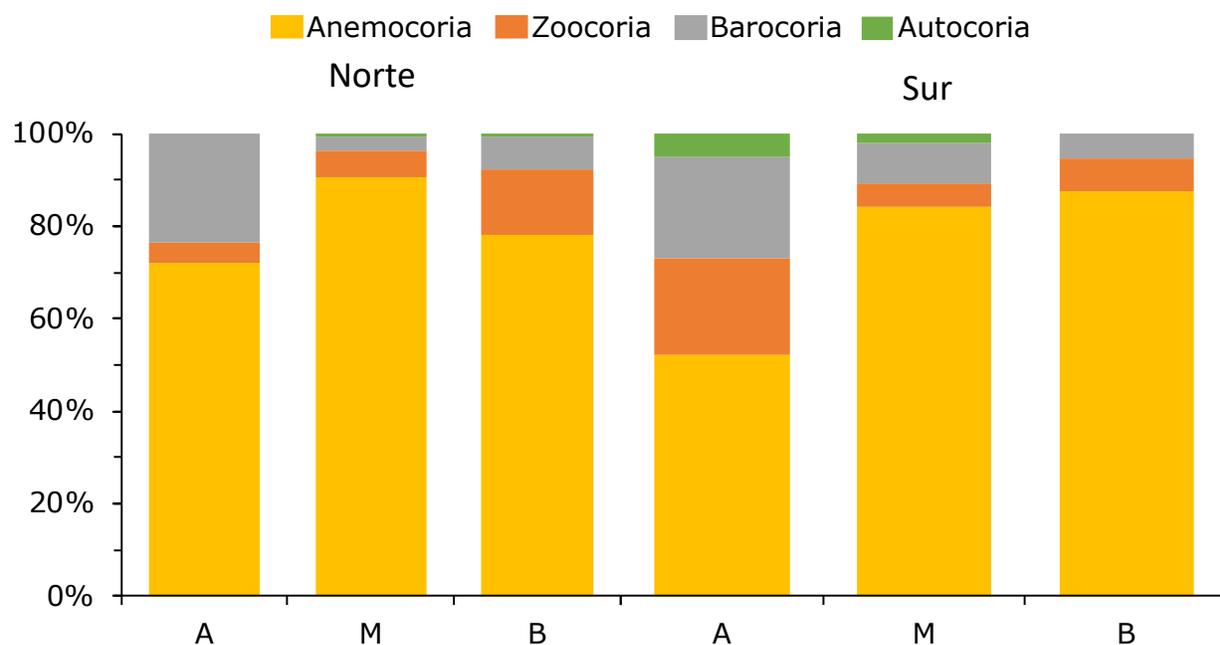


Figura 5. Síndromes de dispersión de las especies arbóreas del bosque tropical caducifolio de Tziritzícuaru, Michoacán, en diferentes condiciones de orientación de pendiente y posición topográfica (A = alto; M = medio; B = bajo).

orientación (Fig. 6a), como de posición (Fig. 6b) o la interacción (no mostrada) no fue posible ver ningún grupo consistente y las elipses de las distintas condiciones se encuentran traslapadas. Los primeros dos ejes del PCA explicaron el 52.1% de la varianza total (PCA 1= 30.7%, PCA2=21.4). El PERMANOVA confirma que la dispersión de diásporas es al azar ya que no se detectaron diferencias estadísticas significativas entre la orientación, la posición y la interacción de ambos factores (Tabla 2).

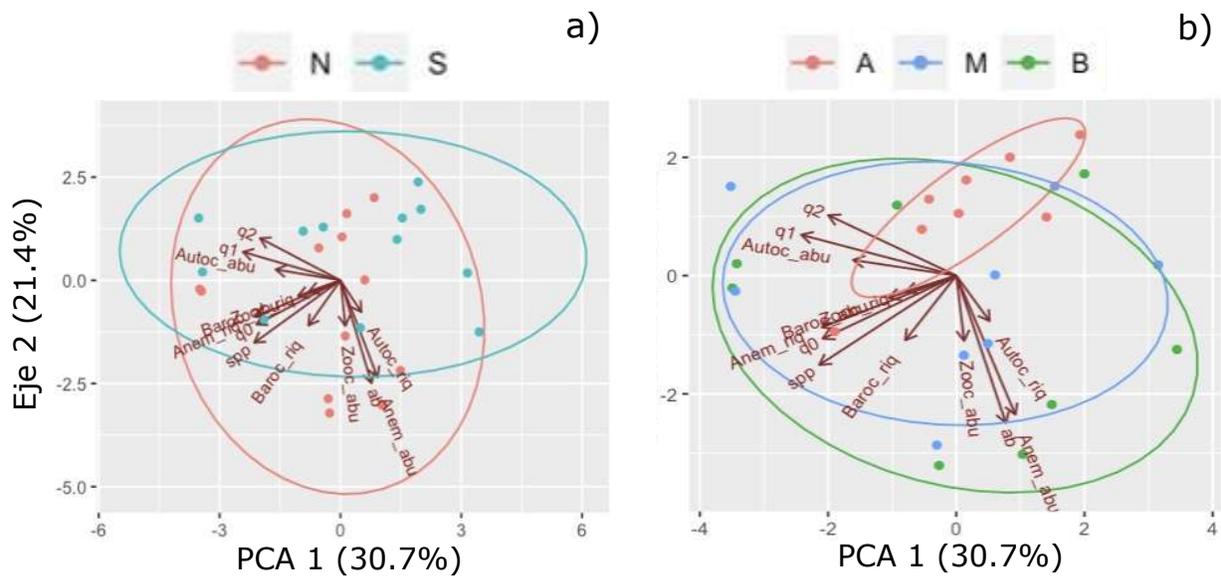


Figura 6. Análisis de componentes principales (PCA) de los atributos estructurales y de diversidad y síndromes de dispersión de la comunidad de diásporas de especies arbórea del bosque tropical caducifolio en Tziritzicuaru, Michoacán. Abreviaturas: densidad (ab), riqueza de especies (spp), síndromes de dispersión con datos de densidad (anemocoria: Anem_abu; zoocoria: Zooc_abu; barocoria: Baroc_abu; autocoria: Auto_abu) y datos de riqueza de especies (anemocoria: Anem_riq; zoocoria: Zooc_riq; barocoria: Baroc_riq; y autocoria: Auto_riq), diversidad verdadera q0, q1 y q2. Condiciones de orientación de pendiente (N, norte; S, sur) y posición topográfica (A: alto; M: medio; B: bajo). a) PCA diferenciando los sitios por orientación b) el mismo PCA diferenciando los sitios por posición.

Tabla 2. Resultados del PERMANOVA para probar diferencias en atributos de la comunidad de diásporas entre orientación, posición y la interacción entre ambos factores (Ver Fig. 6).

Factor	F	g.l.	P
Orientación (O)	2.1	1,18	0.07
Posición (P)	0.9	2,18	0.48
O:P	1.3	2,18	0.18

DIVERSIDAD BETA DE LA COMUNIDAD DE DIÁSPORAS

En general, se encontró una alta diversidad beta de la comunidad de diásporas, ya que considerando la presencia-ausencia de las especies, se encontraron valores intermedios y altos de disimilitud entre condiciones topográficas (Fig. 7). Para el índice de Bray-Curtis la mayoría de los valores fueron menores a 0.5 (valores en naranja; Fig. 7a) que indican que la estructura de la comunidad de diásporas es moderadamente similar.

Sin embargo, esta disimilitud es al azar, ya que se pueden encontrar valores bajos (comunidades más similares) tanto entre condiciones norte como sur. Un patrón similar se observa utilizando el índice de Jaccard (Fig. 7a). Basándose en el análisis de clúster no se identifican grupos consistentes por orientación, aunque los sitios de posición Bajo y Medio tienden a agruparse con valores bajos de disimilitud (0.5; Fig. 7b).

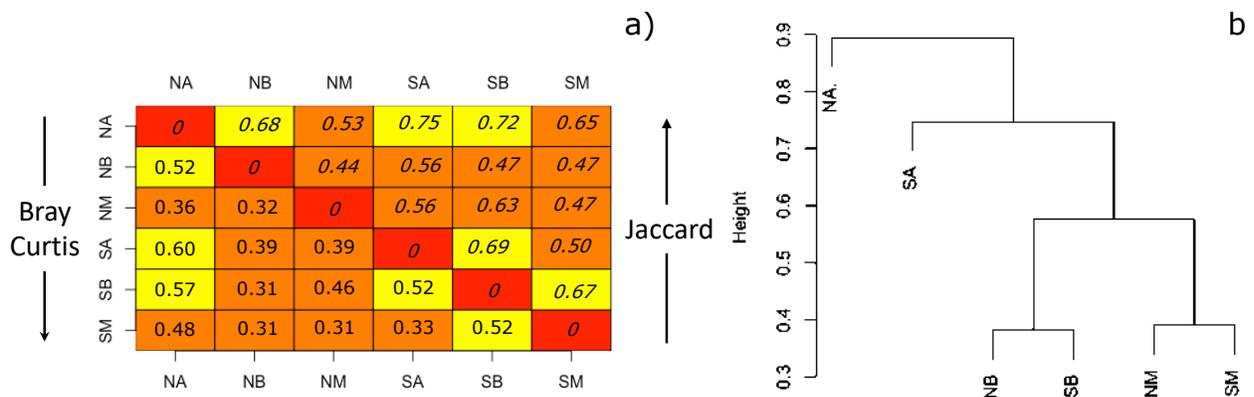


Figura 7. Variación en la disimilitud de la comunidad de diásporas entre las 6 condiciones topográficas (norte alto: NA; norte medio: NM; norte bajo: NB; sur alto: SA; sur medio: SM; y sur bajo: SB). En a) se presentan los índices de Bray-Curtis (por debajo de la diagonal principal) y Jaccard (por arriba de la diagonal). Valores cercanos a 0 indican que dos condiciones son muy similares, mientras valores cercanos a 1 indican que son muy diferentes. En b) se presenta el análisis de clúster por condición topográfica basado en el índice de Bray-Curtis.

PLÁNTULAS

VARIACIÓN DE ATRIBUTOS EN LA COMUNIDAD

En total se registraron 177 individuos > 1.5 m de altura en las 24 parcelas, correspondientes a 25 especies arbóreas, incluidas en 21 géneros y 11 familias. Ninguna especie estuvo presente en todas las parcelas y las de mayor frecuencia fueron *Euphorbia schlechtendalii*, *C. elaeagnoides* y *R. nelsonii* (17, 13 y 10 parcelas, respectivamente). Un total de 22 especies (88%) aparecieron en menos de 5 parcelas y 13 (52%) se registraron solamente en una. Las cinco especies de mayor densidad fueron *E. schlechtendalii* (50 plántulas), *R. nelsonii* (43), *C. elaeagnoides* (26), *Lysiloma divaricatum* (7) y *Senegalia picachensis* (7; Apéndice 3).

En general, se encontró una variación importante en la densidad de plántulas, con valores promedio \pm EE que van desde 28.1 ± 7.8 plántulas/100 m² en norte medio hasta 3.1 veces mayor en sur bajo. Sin embargo, el GLMM no detectó diferencias significativas entre orientación. Las diferencias se encontraron entre posiciones (Tabla 3), siendo la posición media la que tuvo la menor densidad (promedio \pm EE= 33.9 ± 7.9 plántulas/100 m²), mientras que la posición alta presentó casi el doble de plántulas (Fig. 8a). Respecto a la riqueza de especies, la menor y mayor riqueza se encontró en la posición norte alto y norte medio con un promedio \pm EE de 4.2 ± 0.4 y 6.7 ± 0.7 plántulas/100 m², respectivamente. No obstante, el análisis estadístico indicó que la riqueza de especies es similar entre condiciones topográficas.

Respecto a la diversidad de plántulas, se utilizó una cobertura de muestreo intermedia igual para todas las condiciones ($\hat{C}_n = 0.820$; Apéndice 2). Contrario a la lluvia de diásporas, para el caso de la comunidad de plántulas, en general las laderas

sur tuvieron mayor diversidad, aunque ninguna de las expresiones de la diversidad fue diferente entre condiciones topográficas. En el orden q0 la condición sur alto fue la que mayor diversidad presentó ($q0 \pm IC\ 95\% = 28 \pm 20$), y aunque fue 4 veces mayor que la diversidad más baja (registrada en el sur-medio), con base en el traslape de los intervalos de confianza no resultaron ser diferentes (Fig. 8c). Los valores de q1 y q2 en general también fueron mayores en las laderas sur, pero nuevamente debido a la gran variación identificada por los intervalos de confianza no se detectaron diferencias significativas (Fig. 8d; e). Comparado con la lluvia de diásporas, en general se presentó un mayor número de especies con 1, 2 o 3 individuos (Apéndice 2).

Tabla 3. Resultado de los modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) para evaluar el efecto de las condiciones de orientación de pendiente, posición topográfica y la interacción entre ambos factores sobre los atributos de diversidad en la comunidad de plántulas en el bosque tropical caducifolio de Tziritzicuaró, Michoacán. ^{ns} indica que ese factor no fue estadísticamente significativo.

	Densidad			Riqueza de especies		
Efectos aleatorios	Varianza			Varianza		
Posición/Sitio	0.40			1.17		
Sitio	0.01			4.67		
Efectos fijos	df	χ^2	p	χ^2	p	
Orientación (O)	1	0.1	0.73 ^{ns}	0.6	0.42 ^{ns}	
Posición (P)	2	7.2	<0.05	4.4	0.10 ^{ns}	
O:P	2	4.8	0.09 ^{ns}	5.4	0.06 ^{ns}	

SIMILITUD ENTRE DIÁSPORAS Y PLÁNTULAS

En general, se registraron 24 especies de diásporas, pero solamente el 45% de estas fueron registradas como plántulas (Apéndice 3; Apéndice 4). Algunas de las especies registradas en ambos estadios fueron *Handroanthus impetiginosus*, *Cordia eleagnoides*, *Randia nelsonii* y *Euphorbia schlechtendalii*, que en general representan las especies

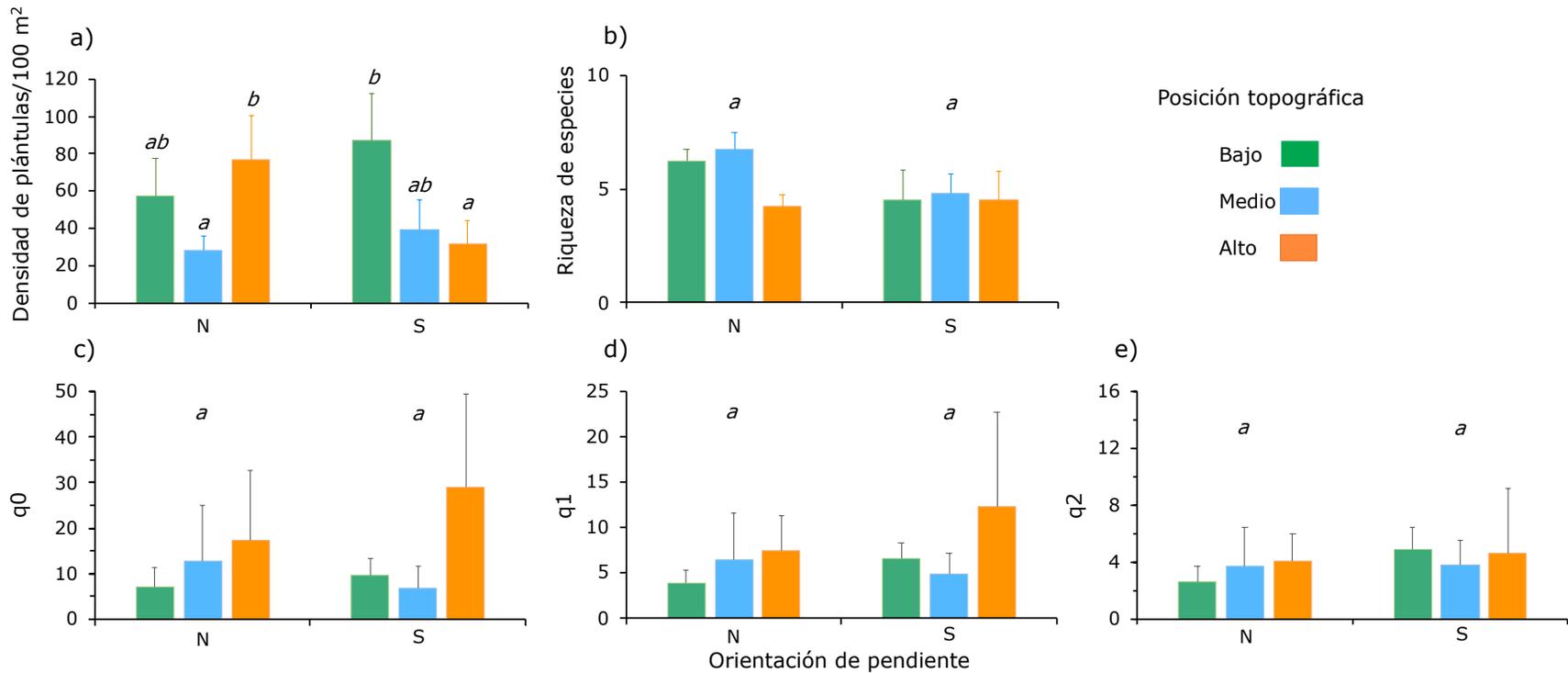


Figura 8. Variación de atributos de la comunidad de plántulas entre diferentes condiciones de orientación de pendiente (N, norte; S, sur) y posición topográfica de un bosque tropical caducifolio de Michoacán. Expresiones de diversidad evaluadas: a) densidad, b) riqueza observada de especies, diversidad verdadera: c) orden q0, d) orden q1, e) orden q2. Para a y b, las letras por arriba de las barras indican diferencias significativas con base en comparaciones múltiples de Tukey ($p < 0.05$), mientras que, para c, d y e las diferencias se obtuvieron considerando el traslape de los intervalos de confianza del 95% obtenidos en iNEXT.

con mayor densidad y alta frecuencia (Apéndice 3). Además, se registraron otras 14 especies como plántulas que, aunque no fueron registradas como diásporas, si se incluyeron como tal únicamente para el análisis de disimilitud (ver métodos). La mayoría de las especies de plántulas fueron registradas en baja densidad y frecuencia (Apéndice 2; Apéndice 3).

De acuerdo con el índice de Bray-Curtis (Fig. 9a) y Jaccard (Fig. 9b), la disimilitud entre diásporas y plántulas presentó, en la mayoría de los sitios, valores por arriba de 0.5. Es decir, las comunidades de diásporas y plántulas son moderadamente diferentes y en general en ninguno de los casos se presentaron diferencias significativas entre orientación de pendiente, posición topográfica o la interacción entre estas dos (Fig. 9; Tabla 4). Es decir, de todas las especies que llegan en forma de diáspora menos del 50% de las especies logra establecerse como plántula indicando el posible papel del filtrado ambiental o la competencia.

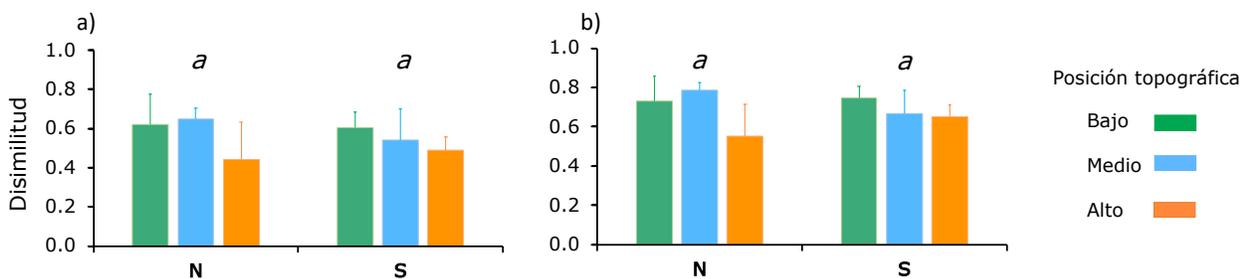


Figura 9. Variación de la disimilitud entre la comunidad de diáspora y plántulas entre las diferentes condiciones de orientación de pendiente (N, norte; S, sur) y posición topográfica, utilizando el índice de Bray-Curtis (a) y de Jaccard (b). Las letras por arriba de las barras indican que no hay diferencias significativas entre los distintos niveles de la posición topográfica. Valores cercanos a 1 indican que las comunidades son muy disimiles.

Tabla 4. Resultado de las pruebas estadísticas para comparar la disimilitud de la comunidad diásporas-plántulas, entre diferentes condiciones de orientación de pendiente, posición topográfica y la interacción entre ambos factores. Valores de $p < 0.05$ indican diferencias significativas entre condiciones con base en un modelo lineal generalizado mixto.

		Bray-Curtis		Jaccard	
Efectos aleatorios		Varianza			
Posición/Sitio		1.72		1.09	
Sitio		<0.001		<0.001	
Efectos fijos	df	χ^2	p	χ^2	p
Orientación (O)	1	0.12	0.73 ^{ns}	0.10	0.74 ^{ns}
Posición (P)	2	1.22	0.54 ^{ns}	1.73	0.42 ^{ns}
O:P	2	0.34	0.83 ^{ns}	0.15	0.93 ^{ns}

¿LLUVIA DE DIÁSPORAS LOCAL O EXTERNA?: SIMILITUD DIÁSPORAS-ADULTOS

En general, los valores de disimilitud tuvieron una variación relativamente grande y significativamente diferente entre condiciones de orientación y para la interacción Orientación:Posición (Fig. 10; Tabla 5). Con base en el índice de Bray-Curtis (Fig. 10a), se puede indicar que la lluvia de diásporas tiene un origen diferente en las distintas condiciones topográficas. En general, en los sitios norte, aunque hay un componente externo, la lluvia de diásporas fue principalmente local, ya que en general se encontraron valores de disimilitud relativamente bajos.

Específicamente, los sitios norte medio fueron lo que presentaron el menor promedio (\pm EE) de 0.19 (\pm 0.05). Por el contrario, los sitios sur bajo fueron los más disímiles, es decir la lluvia de diásporas tiene mayormente un origen externo (Fig. 10a). Para el caso del índice de Jaccard los valores de disimilitud son mayores, aunque el patrón fue muy similar al de Bray-Curtis (Fig. 10b; Tabla 5).

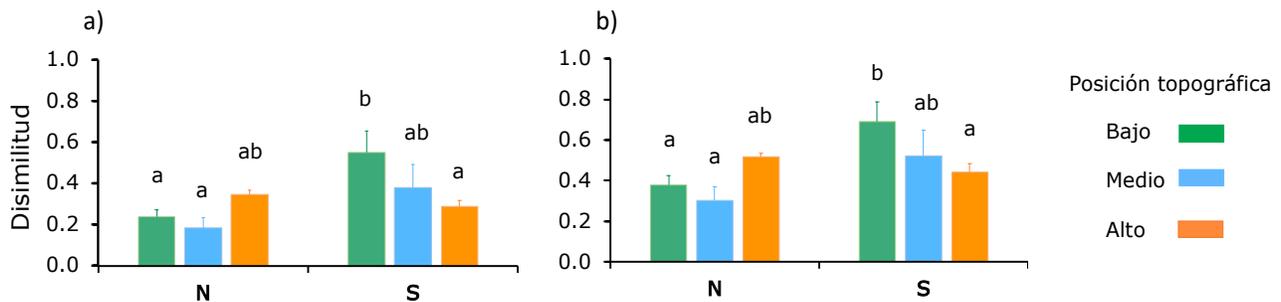


Figura 10. Variación de la disimilitud entre la comunidad de diásporas y de adultos entre las diferentes condiciones de orientación de pendiente (N, norte; S, sur) y posición topográfica, utilizando los índices de a) Bray-Curtis y b) Jaccard basados en presencia-ausencia.

Tabla 5. Disimilitud de la lluvia de diásporas-adultos entre diferentes condiciones de orientación de pendiente, posición topográfica y la interacción entre ambos factores en un bosque tropical caducifolio de Michoacán. Valores de $p < 0.05$ indican diferencias significativas entre condiciones con base en un modelo lineal generalizado mixto.

	Bray-Curtis			Jaccard	
Efectos aleatorios	Varianza				
Posición/Sitio	0.05			0.27	
Sitio	0.03			0.03	
Efectos fijos	df	χ^2	p	χ^2	p
Orientación (O)	1	8.55	<0.01	7.88	<0.01
Posición (P)	2	4.38	0.11 ^{ns}	4.34	0.11 ^{ns}
O:P	2	9.97	<0.01	9.72	<0.01

LLEGADA Y ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES ENTRE CONDICIONES

La tabla seis muestra que la llegada y establecimiento de individuos es diferencial entre especies y condiciones topográficas. Considerando su densidad total por cada condición, de las 38 especies registradas, para 20 fue posible identificar un patrón. En general, es posible identificar cinco grupos de especies que difieren en su distribución y densidad como diásporas, plántulas y adultos:

- a) El primer grupo son especies ampliamente distribuidas en todas las condiciones. En este grupo encontramos a *E. schelechtendalii*, *C. eleagnoides* y *R. nelsonii* que se encontraron de manera abundante como diásporas, plántulas y como adultos en todas, o la mayoría, de las condiciones topográficas. Al parecer son especies que no presentan preferencia de hábitat, ya que se registraron tanto en orientación norte como sur y su densidad fue similares.
- b) El segundo grupo de especies (*A. paniculata*, *A. adstringens*, *Cyrtocarpa procera* y *L. tergeminum*) son aquellas con pocas diásporas, nulo reclutamiento como plántulas o en muy bajas cantidades, y como adultos se encuentran tanto en condiciones norte como sur.
- c) El tercer grupo, que incluye a *H. impetiginosus*, *B. grandifolia* y *B. crenata*, son especies que presentan una buena producción y amplia dispersión de diásporas en la mayoría de las condiciones topográficas, tienen una baja o nula presencia como plántulas y como adultos se encuentran principalmente en una sola ladera.
- d) El cuarto grupo conformado por siete especies, principalmente presentan un síndrome de dispersión por anemocoria y zoocoria. Las especies de este grupo fueron muy abundantes como diásporas, ampliamente dispersadas en todas, o casi todas, las condiciones topográficas, pero no se encontraron como plántulas y tampoco como adultos reproductivos en las parcelas muestreadas.
- e) Finalmente, el quinto grupo incluye *L. divaricatum*, *Senegalia picachensis* y *B. fagaroides*, especies para las cuales no se registraron diásporas en ninguna condición topográfica, pero si presentan plántulas y los adultos son relativamente abundantes.

Tabla 6. Relación de diásporas, plántulas y adultos en las diferentes condiciones topográficas: NB, norte bajo; NM, norte medio; NA, norte alto; SB, sur bajo; SM, sur medio; SA, sur alto, del bosque tropical caducifolio en Tzirtzicuaró, Michoacán.

Especies ampliamente distribuidos como diásporas, plántulas y adultos																		
Especies	Diásporas						Plantulas						Adultos					
	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM
<i>Euphorbia schlechtendalii</i>	2	2	2	20		1	17	1	9	8	6	1	2		1	1		2
<i>Cordia elaeagnoides</i>	10	87	97	49	93	87	8	3	3	2	6		5	8	4	3	22	13
<i>Randia nelsonii</i>	1	43	3		18		1	22	2		18			8	2	1	7	3
Especies con adultos ampliamente distribuidos, pocas diásporas, sin reclutamiento																		
Especies	Diásporas						Plantulas						Adultos					
	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM
<i>Apoplanesia paniculata</i>	1						1						10		10	4	1	3
<i>Amphipterygium adstringens</i>	1				1								2	1		3	2	
<i>Cyrtocarpa procera</i>				7										1	1	6	1	2
<i>Lysiloma tergemina</i>	1														1		2	3
Especies ampliamente dispersadas, poco reclutamiento, adultos principalmente en una orientación																		
Especies	Diásporas						Plantulas						Adultos					
	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM
<i>Handroanthus impetiginosus</i>		105	50		8	65		5		1			2	4	7			
<i>Bursera grandifolia</i>	1	1	1	4	10	6								1		1	2	4
<i>Bursera crenata</i>		1		1	2											3		
Especies ampliamente dispersadas, sin reclutamiento, y no registrados como adultos reproductivos																		
Especies	Diásporas						Plantulas						Adultos					
	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	10	8	5		5													
<i>Coursetia glandulosa</i>		2	2	5		4												
<i>Crescentia alata</i>	2	12	14	9	4	2												
<i>Lonchocarpus longipedunculatus</i>		6	1	2	11	2												
<i>Podopterus mexicanus</i>		130			87	1												
<i>Lysiloma microphyllum</i>	12	3	7			7												
<i>Semialarium mexicanum</i>			4		3													
Especies que no produjeron diásporas																		
Especies	Diásporas						Plantulas						Adultos					
	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM	NA	NB	NM	SA	SB	SM
<i>Lysiloma divaricatum</i>							2		1	1			3	1	4	1		8
<i>Senegalia picachensis</i>								3			4			24	3	3	2	
<i>Bursera fagaroides</i>							1									2		

DISCUSIÓN

Esta tesis estuvo enfocada en conocer los atributos de la comunidad de diásporas y plántulas de árboles y arbustos del bosque tropical caducifolio de Tzirizícuaro, Michoacán. Específicamente se exploró el papel de la variación topográfica en la estructuración taxonómica y en la diversidad de la comunidad arbórea. En general, los resultados indican que no existe un patrón claro que indique que la variación topográfica determina la diversidad de la lluvia de diásporas, sino mas bien las condiciones ambientales pueden representar filtros que determinan que algunas especies lleguen a establecerse o no.

En general, las familias Fabaceae, Burseraceae y Rubiaceae fueron las mejor representadas con el mayor número de géneros y especies. Este resultado coincide con numerosos estudios realizados en los bosques tropicales caducifolios de México (Gallardo-Cruz *et al.*, 2005; Rodríguez-Jiménez, 2005; Pineda-García *et al.*, 2007; Pérez-García *et al.*, 2010; Almazán-Núñez *et al.*, 2012; Martínez-Cruz *et al.*, 2013; Rzedowski y Calderón de Rzedowski, 2013; Méndez-Toribio *et al.*, 2014). A nivel de género, el taxón con mayor número de especies fue *Bursera*, que en la cuenca del Balsas se ha registrado su centro de diversificación y endemismo (Rzedowski *et al.*, 2005; De-Nova *et al.*, 2012), mientras que el segundo género fue *Lysiloma*.

De las 24 especies de diásporas registradas, las de mayor frecuencia fueron *C. elaeagnoides* y *B. grandifolia*, y entre las dos especies de mayor densidad se encontró *C. elaeagnoides*, y *H. impetiginosus*. Específicamente, *C. elaeagnoides* (Cordiaceae) fue la especie dominante, ya que fue la más frecuente y abundante en número de diásporas. Lott y Atkinson (2010) destacan que esta especie puede formar comunidades en donde

predomina claramente. Además, de acuerdo con el índice de importancia en el bosque tropical caducifolio, es la especie más relevante (Martínez-Cruz *et al.*, 2013). Su éxito en gran medida se debe a la eficiencia de dispersión, pues sus semillas logran desplazarse efectivamente lejos de su progenitora debido a que la corola de la flor persiste adherida al fruto y sirve como estructura de dispersión por el viento (Van Groenendael, 1996).

La lluvia de diásporas mostró una gran variación a lo largo del muestreo, siendo junio el periodo con mayor densidad de diásporas. Estos resultados coinciden con estudios previos, donde describen el punto máximo de fructificación de especies en este tipo de vegetación a finales de la temporada seca del año y cuando inicia la de lluvias (McVaugh, 1987; Rzedowski *et al.*, 2005; Rojas-Rodríguez y Torres-Córdoba, 2011, Berdugo-Lattke y Rangel-Ch, 2015).

En cuanto a la variación anual de la riqueza de especies, abril fue el mes donde mayor número de especies dispersaron sus diásporas, resultado que coinciden con lo encontrado en investigaciones previas (Bullock y Solís-Magallanes, 1990; Flores-Rodríguez, 2008; Martínez-Garza *et al.*, 2011). Tanto en riqueza de especies, como en densidad de diásporas, el periodo con los valores más bajos fue octubre, debido a que en este mes ocurre generalmente la floración y coincide con la senescencia y caída de las hojas de los árboles (Bullock y Solís-Magallanes, 1990).

En esta tesis se identificaron cuatro mecanismos de dispersión: por viento (anemocoria), animales (zoocoria), gravedad (barocoria) y mediante un mecanismo propio (autocoria). El método de dispersión que predominó fue la anemocoria, seguido de zoocoria y barocoria y muy pocas especies dispersadas por autocoria. Numerosos estudios desarrollados en el bosque tropical caducifolio en el Neotrópico han destacado principalmente la dispersión de diásporas por viento (anemocoria) y por animales

(zoocoria) (Gottsberger y Silberbauer-Gottsberger, 1983; Wikander, 1984; Gentry, 1995; Machado *et al.*, 1997; Gillespie, 1999; Grizy Machado, 2001; Chain-Guadarrama, 2005; Jara-Guerrero *et al.*, 2011; Arredondo-Amezcuca *et al.*, 2015). Además, la barocoria también es reconocida como un síndrome de dispersión importante en este tipo de vegetación (Arredondo-Amezcuca *et al.*, 2015), al igual que la autocoria (Sánchez, 2021). El hecho de haber encontrado mecanismos de dispersión en proporciones significativamente similares entre todas las condiciones topográficas (principalmente anemocoria y zoocoria) indica que las diásporas se dispersan utilizando mediante los mismos síndromes en todas las condiciones topográficas.

ESTABLECIMIENTO DE ESPECIES ENTRE CONDICIONES TOPOGRÁFICAS

Las condiciones ambientales (temperatura, velocidad y direccionalidad del viento, etc.) representan factores importantes que afectan la dispersión de las especies principalmente anemócoras. Además, la dispersión de diásporas no está afectada solamente por factores macroclimáticos, sino que depende también de la estructura de la vegetación y los atributos de las diásporas (Wright *et al.*, 2008; Heydel *et al.*, 2014). Por los resultados encontrados, al parecer el efecto de estos factores ambientales podrían explicar la mayor densidad de diásporas en los sitios norte y en posición baja.

Este patrón puede ser debido a dos factores que pueden ser no excluyentes:

- i) La presencia de importantes ráfagas de viento que pueden incidir principalmente en las partes altas y transportar las semillas hacia las partes medias y bajas. Aunque esto no se ha estudiado en nuestro sitio de estudio, trabajos previos indican

que las condiciones de velocidad y dirección del viento incide en la dispersión de especies anemócoras con distancias que van desde de los 55 m y hasta 1.8 km en áreas abiertas (Wright *et al.*, 2008)

- ii) Otra posibilidad es el efecto de las condiciones ambientales en la producción de diásporas. Por ejemplo, Yang *et al.* 2023 encontró que mayores temperaturas durante la primavera y el invierno, así como una mayor precipitación total se ven reflejados en un incremento en la producción de semillas. Para el caso del sitio de estudio se sabe que existen diferencias en condiciones ambientales. Por ejemplo, la temperatura media anual de los sitios sur bajo es en promedio (\pm EE) 1.6 grados mas alta que en los norte alto (25.4 ± 0.4). Otra variables microclimáticas que difieren entre condiciones topográficas son la evapotranspiración, el déficit de presión de vapor de agua, humedad del suelo y la radiación solar (ver Méndez-Toribio *et al.*, 2016). Esto puede contribuir a explicar las diferencias en la producción de diásporas.

Los resultados de los atributos de la estructura de la comunidad de diásporas (diversidad y síndromes de dispersión) indican que su dispersión no es un proceso al azar, ya que aunque tienen las mismas riquezas y diversidad de especies, la composición de especies no es la misma entre condiciones. Es decir, hay diferentes especies de diásporas, indicadas por la alta disimilitud de la lluvia de diásporas entre sitios, incluso entre los diferentes sitios de una misma condición topográfica. Es decir, no se encontró un patrón que indique que entre sitios con la misma orientación o posición se comparten las mismas especies. Esto indica que en el bosque tropical caducifolio de Tziritzícuaró

hay una alta diversidad beta, que coincide con lo descrito en varios estudios previos para este tipo de vegetación (Trejo y Dirzo, 2000; Balvanera *et al.*, 2006).

En algunas investigaciones se ha encontrado que la alta diversidad beta del bosque tropical caducifolio está explicada principalmente por la gran variación ambiental impuesta por condiciones topográficas y que los cambios entre sitios son más importantes en diversidad beta y no en diversidad de especies (Balvanera *et al.*, 2002). Para el caso del área de estudio, también estudios previos han encontrado una importante variación ambiental que puede contribuir a explicar la alta diversidad beta reportada (Méndez-Toribio *et al.*, 2017).

En la comunidad de plántulas, aunque no se encontraron diferencias significativas en diversidad de especies, existe una tendencia a encontrar mayor diversidad en la condición sur-alto. En un análisis de la dinámica en la comunidad de árboles en la misma área de estudio se encontró que juveniles (1-3 cm dap), adultos (> 3 cm dap) y la comunidad entera (>1 cm dap) tienen en general mayor diversidad hacia las partes altas y esto es particularmente evidente en aquellas laderas con orientación sur (Arriaga-Ramírez *et al.*, 2023). Estas diferencias en plántulas y estadios más tardíos (juveniles y adultos) pueden indicar el papel de las condiciones ambientales en el establecimiento de la comunidad y el reclutamiento diferencial de especies.

Los resultados de disimilitud entre la comunidad de diásporas y plántulas sugieren que las especies que llegan en forma de diásporas, no todas logran germinar y que solo ciertas especies son las que germinan y se establecen. Este resultado, importante, puede indicar que el filtrado ambiental y las interacciones bióticas son procesos ecológicos que contribuyen en el ensamblaje de la comunidad en el bosque tropical caducifolio estudiado (Webb *et al.*, 2002; Cadotte y Tucker, 2017).

Sin embargo, no solo la variación de las condiciones ambientales impuestas por la topografía afecta el establecimiento de las especies. Las semillas de algunas especies no son capaces de germinar, incluso cuando están expuestas a condiciones ambientales favorables, debido a varios factores intrínsecos de las especies, como la impermeabilidad del tegumento de la semilla al agua y al oxígeno, embriones inmaduros o no desarrollados, requerimientos especiales de condiciones lumínicas o de temperatura, y la presencia de inhibidores del crecimiento, entre otros (Baskin y Baskin, 1998).

La disimilitud entre la comunidad de diásporas y árboles adultos sugiere que la lluvia es principalmente local, y esto es de mayor relevancia en laderas con orientación norte. Es decir, las especies que llegaron en forma de diáspora a las parcelas son en su mayoría las mismas especies de árboles adultos. Sin embargo, en el sur bajo se registró una mayor disimilitud, es decir en estos sitios llegan más especies externas y menos diásporas locales, lo que puede estar relacionado como se mencionó anteriormente con las condiciones ambientales específicas de cada sitio entre las pueden ser la temperatura y la presencia de corrientes de viento (Wright *et al.*, 2008; Heydel *et al.*, 2014).

CONDICIONES TOPOGRÁFICAS Y EL POSIBLE PAPEL DE LOS FILTROS

AMBIENTALES

El patrón de síndromes de dispersión fue similar entre condiciones topográficas y aunque para la densidad de diásporas si hay variación, la riqueza de especies es similar. En conclusión, la lluvia de diásporas no tiene un patrón de dispersión que contribuya a diferenciar las comunidades, pues la disimilitud entre condiciones es entre moderada-alta, lo que podría indicar que la dispersión de semillas es sin ninguna direccionalidad.

Por otra parte, el origen de las diásporas si varía, al parecer para algunas condiciones como las del norte la lluvia es principalmente local, mientras que para el sur es más externa. Es posible que aquí haya otros factores como la dirección y velocidad del viento que contribuyan a dispersar más diásporas en algunas laderas que en otras (Wright *et al.*, 2008; Heydel *et al.*, 2014). Además, también es importante que los atributos funcionales de las diásporas, tales como peso, forma y estructura contribuyan a la distancia que pueden ser dispersadas. Es decir, la topografía tal vez no determina que haya más o menos especies de diásporas en algunos sitios, sino más bien cuales especies son las que se dispersan.

Esto es aún algo que se tendrá que explorar, por ejemplo, los atributos funcionales de las diásporas (peso, forma, etc.) también cambian entre condiciones topográficas. Esto es aún una pregunta abierta que se tendrá que contestar en un futuro próximo. Finalmente, también es importante resaltar la baja similitud de las diásporas-plántulas, lo que indica que de todas las diásporas que llegan, pocas especies son las que logran germinar y establecerse. Todo esto puede estar indicando que hay condiciones asociadas a la topografía que pueden estar funcionando como filtros ambientales y contribuyendo a diferenciar a las comunidades (Méndez-Toribio *et al.*, 2016; 2017; Quisehuatl *et al.*, 2023).

La relación de los diferentes estadios (diásporas/plántulas/adultos) brinda información importante de la dinámica y el ensamblaje de las especies en la comunidad. En algunos grupos las especies fueron encontradas en todos los estadios, mientras que en otros solo se presentan como diásporas o plántulas o diásporas y plántulas. Es muy claro como *H. impetiginosus* tiene dispersión de diásporas en la mayoría de las condiciones, pero como adultos principalmente se encuentra en laderas con

orientaciones norte. Por el contrario *B. grandifolia* como adulto se encuentra principalmente en laderas con orientación sur, aunque se encontraron diásporas en todas las condiciones topográficas.

Estas diferencias entre las especies es posible que se deba a que el reclutamiento de nuevos individuos (plántulas) se lleva a cabo en pulsos determinados por condiciones de alta disponibilidad de agua. Es probable que para algunas especies la fenología de la reproducción, específicamente la producción de diásporas, es afectada por condiciones climáticas. Así es posible que el año de estudio no fue particularmente bueno para la producción de diásporas o su germinación y establecimiento (Núñez-Cruz *et al.*, 2020). Para el caso de los bosques secos la gran variación intra e inter anual, así como eventos de sequía extremos son determinantes en la dinámica de la regeneración de las especies, creando fluctuaciones en la densidad y riqueza de especies en las comunidades (Maza-Villalobos *et al.*, 2013).

Para las especies que se presentaron ampliamente como diásporas, pero sin plántulas ni adultos, estas son especies presentes en el área, pero que tienen una baja densidad de adultos reproductivos y posiblemente las diásporas enfrentan condiciones ambientales adversas e interacciones bióticas que no les permiten establecerse. La dinámica de diásporas es una parte importante de la historia de vida de las plantas y junto con las condiciones microambientales, así como las interacciones bióticas determinan el establecimiento y la distribución de las especies (López-Toledo *et al.*, 2013; Cadotte y Tucker, 2017).

CONCLUSIÓN

Los resultados encontrados en este estudio indican la importancia de la topografía como un factor ecológico que contribuye en la diferenciación de microclimas y que esto puede contribuir a la composición y diversidad de especies en la comunidad arbórea. La lluvia de diásporas no estuvo vinculada con los elementos del relieve, ya que, aunque se registraron sitios con mayor densidad de diásporas, tanto los análisis univariados como multivariados no detectaron diferencias en riqueza y diversidad de especies de la lluvia de diásporas entre orientaciones o posición topográfica. Así mismo, aunque la disimilitud diásporas-adultos sugiere que la lluvia de diásporas está determinada tanto por una fuente local como externa, los resultados apoyan una dispersión sin un patrón aparente.

A pesar de que no se obtuvo un patrón claro en cuanto a la riqueza de especies y diversidad de plántulas, es probable que la germinación y el establecimiento de las especies no son un proceso al azar y que condiciones ambientales impuestas por la topografía juegan un papel como filtros ambientales selectivos o interacciones bióticas que determinan el establecimiento de las especies, ya que la alta disimilitud entre la comunidad de diásporas y plántulas en todas las condiciones analizadas, sugiere que las especies que llegan en forma de diásporas no son las mismas que germinan y se establecen. Es importante considerar también que es necesario tener un seguimiento de largo plazo, ya que debido a la alta variación interanual se puede estar perdiendo detalles de los pulsos de dispersión y reclutamiento de las especies.

LITERATURA CITADA

- 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: 1096-1109.
- Álvarez–Buylla, R. E. y M. Martínez–Ramos. 1990. Seed bank versus seed rain in the regeneration of tropical pionereetree. *Oecologia*, 84: 314–325
- Anaya, C. A., F. García-Oliva y V. J. Jaramillo. 2007. Rainfall and labile carbon availability control litter nitrogen dynamics in a tropical dry forest. *Oecología*, 150: 602-610.
- Arredondo-Amezcuca, L., L. López-Toledo, G. Ibarra-Manríquez. Espectro de dispersión de la flora leñosa del bosque tropical caducifolio en el Neotrópico. *Botanical Sciences*, 93: 143-152.
- Arriaga-Ramírez, Méndez-Toribio M., Ibarra-Manríquez G. & Lopez-Toledo L. 2023. Topography influences the tree dynamics of a tropical dry forest in western Mexico. *Biotropica* Accepted.
- Balvanera, P., E. Lott, G. Segura, C. Siebe y A. Islas. 2002. Patterns of β -diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science*, 13: 145-158.
- Balvanera, P., S. Quijas y A. Pérez-Jiménez. 2011. Distribution Patterns of Tropical Dry Forest Trees Along a Mesoscale Water Availability Gradient. *Biotropica*, 43: 414-422.
- Banda-R, K., A. Delgado-Salinas, K. G. Dexter, R. Linares-Palomino, A. Oliveira-Filho, D. Prado, M. Pullan, C. Quintana, R. Riina, G. M. Rodríguez, J. Weintritt, P. Acevedo-Rodríguez, J. Adarve, E. Álvarez, A. Aranguren, J. C. Arteaga, G. Aymard, A. Castaño, N. Ceballos-Mago, A. Cogollo, H. Cuadros, F. Delgado, W. Devia, H. Dueñas, L. Fajardo, A. Fernández, M. A. Fernández, J. Franklin, E. H. Freid, L. A. Galetti, R. Gonto, R. González-M., R. Graveson, E. H. Helmer, A. Idárraga, R. López, H. Marcano-Vega, O. G. Martínez, H. M. Maturo, M. McDonald, K. McLaren, O. Melo, F. Mijares, V. Moggi, D. Molina, N. Moreno, J. M. Nassar, D. M. Neves, L. J. Oakley, M. Oatham, A. R. Olvera-Luna, F. F. Pezzini, O. J. Reyes, M. E. Ríos, O. Rivera, N. Rodríguez, A. Rojas, T. Särkinen, R. Sánchez, M. Smith, C. Vargas, B. Villanueva, R. T. Pennington. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353: 1383-1387.
- Bates, D., Bolker M.M. & Walker S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using *lme4*. *Journal of Statistical Software*, 67: 1-48.
- Berdugo-Lattke, M. L., y J. Rangel-Ch. 2015. Composición florística del bosque tropical

seco del santuario" Los Besotes" y fenología de especies arbóreas dominantes (Valledupar, Cesar, Colombia). *Colombia Forestal*, 18: 87-103.

- Brokaw, N. V. L. 1987. Algunos aspectos importantes en el estudio de la demografía de plantas en los bosques tropicales. *Revista de Biología Tropical* 35 (1):205–206.
- Bullock, S. H., y J. A. Solís-Magallanes. 1990. Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. *Biotropica*, 22: 22-35.
- Cadotte, M. W., & Tucker, C. M. (2017). Should Environmental Filtering be Abandoned? *Trends in Ecology & Evolution*, 32: 429–437. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2017.03.004>
- Camargo, J. L. C. y V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian Forest. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 205-221.
- Cascante, A., M. Quesada, J. A. Lobo y E. J. Fuchs. 2002. Effects of dry tropical forest fragmentation on the reproductive success and genetic structure of the tree, *Samanea saman*. *Conservation Biology*, 16: 137-147.
- Cavender-Bares, J., K.H. Kozak, P V A. Fine y S. W. Kembel. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*, 12: 693-715.
- Ceccon, E., P. Huante y E. Rincón. 2006. A biotic factors influencing tropical dry forests regeneration. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 305-312.
- Chain-Guadarrama, A. 2005. Síndromes de dispersión en el mosaico vegetacional de la región de Nizanda (Oaxaca), México. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 67 pp.
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. H. Ma, R. K. Colwell, y A. M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84: 45–67.
- Chao, A. y L. Jost. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93: 2533–2547.
- Crawley, M. J. 2013. *The R Book*, second edition. Wiley. 1076 pp.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2010. Estadísticas del agua en la cuenca del río Balsas. SEMARNAT. México, D.F. 180 pp.
- Cultid-Medina, C., y F. Escobar. 2019. Pautas para la estimación y comparación estadística de la diversidad biológica (qD). *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*, 175-202.
- De-Nova, J. A., R. Medina, J. C. Montero, A. Weeks, J. A. Rosell, M. E. Olson, L. E.

- Eguiarte y S. Magallón. 2012. Insights into the historical construction of species-rich Mesoamerican seasonally dry tropical forests: the diversification of *Bursera* (Burseraceae, Sapindales). *New Phytologist*, 193: 276-287.
- Dirzo, R., H. S. Young, H. A. Mooney, and G. Ceballos, eds. 2011. *Seasonally dry tropical forests: ecology and Conservation*. Island Press, Washington, D. C.
- Dalling, J. W. 2002. Ecología de semillas. En: Guariguata MR, Catan GH, editores. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Costa Rica: Ediciones LUR. p. 345-375.
- Erickson, O. y J. Ehrlen. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91:360– 364
- Fernández, N. R., C. Rodríguez, M. L. Arreguín y A. Rodríguez. 1998. Listado florístico de la cuenca del río Balsas, México. *Polibotanica*, 9: 1-151.
- Flores-Rodríguez, C. 2008. Heterogeneidad del banco de semillas en campos agrícolas de la región de Nizanda (Oaxaca), Mexico. Tesis de Licenciatura. UNAM.
- Ewel, J. 1977. Differences between wet and dry successional tropical ecosystems. *International Journal of Tropical Geology, Geography and Ecology*, 1: 103–117.
- Fernández, N. R., C. Rodríguez, M. L. Arreguín y A. Rodríguez. 1998. Listado florístico de la cuenca del río Balsas, México. 9: 1-151.
- Frankie, G. W., H. G. Baker y P. A. Opler. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology*, 62: 881-919.
- 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.
- García, A. 1991. La dispersión de las semillas. *Ciencias*, 24: 3-6.
- García, E. 1998. Climas, escala 1:1,000,000. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>; última consulta: 15.01.2023. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, D.F.
- Gaston, K. J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 220-227.
- Garwood, N. C. 1983. Seed germination in seasonal tropical forest in Panama: a community study. *Ecological Monographs*, 53: 159-181.
- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of Neotropical dry forests. En: Bullock S. H., H. A. Money y E. Medina Eds. *Seasonally Dry Tropical Forests*.

Cambridge University Press. Cambridge. pp. 146-194.

- Gillespie, R. 2004. Community assembly through adaptive radiation in hawaiian spiders. *Science*, 303: 356-359.
- Gillespie, T. W. 1999. Life history characteristics and rarity of woody plants in tropical dry forest fragments of Central America. *Journal of Tropical Ecology*, 15: 637-649.
- Gottsberger G. e I. Silberbauer-Gottsberger. 1983. Dispersal and distribution in the Cerrado vegetation of Brazil. *Sonderbande des Naturwissenschaftlichen Vereins in Hamburg*, 7: 315-352.
- Hammond, D. S. 1995. Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, México. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 295-313.
- Herrera, C. M. 2002. Seed dispersal by vertebrates. Herrera, C. M. y Pellmyr (eds). 2002. *Plant-Animal Interactions. An evolutionary approach*, pp. 175-208.
- Harms, K. E., S. J. Wright, O. Calderon, A. Hernández y E. A. Herre. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature*, 404: 493-495.
- Harper, J. L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, Londres, Inglaterra.
- He, F. y P. Legendre. 2002. Species diversity patterns derived from species-area models. *Ecology*, 83: 1185-1198.
- Heydel, F., Cunze, S., Bernhardt-Römermann, M., & Tackenberg, O. (2014). Long-distance seed dispersal by wind: Disentangling the effects of species traits, vegetation types, vertical turbulence and wind speed. *Ecological Research*, 29(4), 641–651. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1142-5>
- Howe, H. F. y J. Smallwood. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 201- 228.
- Hsieh T. C., K. H. Ma y A. Chao. 2022. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 3.0.0 URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>.
- Hubbell, S. P., R. B. Foster, S. T. O'Brien, K. E. Harms, R. Condit, B. Wechsler, S. J. Wright y S. Loo de Lao. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science*, 283: 554-557
- Hubbell, S. P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, 448 pp.
- Huggett, R. 2007. *Fundamentals of geomorphology*. Routledge. 533 pp

- INECC (Instituto nacional de ecología y cambio climático). 2007. La cuenca del río Balsas. SEMARNAT.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, 104: 501-528.
- Jara-Guerrero A., M. De la Cruz y M. Méndez. 2011. Seed dispersal spectrum of woody species in south Ecuadorian dry forests: environmental correlates and the effect of considering species abundance. *Biotropica*, 43: 722-730.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113: 363-375.
- Lebrija-Trejos, E., J. A. Maeve, L. Poorter, E. A. Pérez- García y F. Bongers. 2010. Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 12: 267-275.
- Legendre, P. y L. Legendre. 2012. *Developments in environmental modeling. Numerical Ecology*, 3rd Edition, Elsevier, Amsterdam.
- Lieberman, D., y M. Li. 1992. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science*, 3: 375-382.
- Lieberman, D. y M. Lieberman. 1984. The causes and consequences of synchronous flushing in a dry tropical forest. *Biotropica*, 16: 193-201.
- Li, X., Y. Nie, X. Song, R. Zhang y G. Wang. 2011. Patterns of species diversity and functional diversity along the south-to north-facing slope gradient in a sub-alpine meadow. *Community Ecology*, 12: 179-187.
- Lott, E. J., y T. H. Atkinson. 2010. Diversidad florística. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, 63-76.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- MacArthur, R. y R. Levins. 1967. *Measuring biological diversity*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Maza-Villalobos S, Poorter L, Martínez-Ramos M (2013) Effects of ENSO and Temporal Rainfall Variation on the Dynamics of Successional Communities in Old-Field Succession of a Tropical Dry Forest. *PLoS ONE* 8(12): e82040. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082040>
- McLaren, K. P. y M. A. McDonald. 2003. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management*, 183: 61-75.

- Maguire, B. 1973. Niche response structure and the analytical potentials of its relationship to the habitat. *American Naturalist*, 107: 213-246.
- Markesteyn, L., L. Poorter y E. Yanguas-Fernández. 2008. La disponibilidad hídrica estacional y topográfica en un bosque seco y húmedo tropical y la variación en la morfología de las plántulas arbóreas. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 24: 27-42.
- Martínez-Cruz, J. M., M. Méndez-Toribio, J. Cortés-Flores, P. Coba y G. Ibarra-Manríquez. 2013. Estructura y diversidad de los bosques estacionales desaparecidos por la construcción de la presa Gral. Francisco J. Múgica, en la Depresión del Balsas, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84: 1216-1234.
- Martínez-Garza, C., M. Osorio-Beristain, D. Valenzuela-Galván, y A. Nicolás-Medina. 2011. Intra and inter-annual variation in seed rain in a secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. *Forest Ecology and Management*, 262: 2207-2218.
- Marínez-Yrizar, A. y J. Sarukhán. 1990. Litterfall patterns in a tropical deciduous forest in México over a five-year period. *Journal of Tropical Ecology*, 6: 433-444.
- Martínez-Orea, Y., S. Castillo-Argüero y P. Guadarrama-Chávez. 2009. La dispersión de frutos y semillas y la dinámica de comunidades. *Ciencias*, 96: 38-41.
- Martins, A. M. y V. L. Engel. 2007. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. *Ecological Engineering*, 31: 165-174.
- Maza-Villalobos, S., L. Poorter y M. Martínez-Ramos. 2013. Effects of ENSO and temporal rainfall variation on the dynamics of successional communities in old-field succession of a tropical dry forest. *Plos One*, 8: 1-12.
- Maza-Villalobos, S., P. Balvanera y M. Martínez-Ramos. 2011. Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: Contrasting chronosequence and dynamic approaches. *Biotropica*, 43: 666-675.
- McVaugh, R. 1987. *Flora Novo-Galiciana: Leguminosae*. The University of Michigan. Ann Arbor. 786 pp.
- Medellín, R. y O. Gaona. 1999. Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, Mexico. *Biotropica*, 31: 478 - 485.
- Méndez-Alonzo, R., H. Paz, R. Cruz, J. A. Rosell y M. E. Olson. 2012. Coordinated evolution of leaf and stem economics in tropical dry forest trees. *Ecology*, 93: 2397–2406.
- Méndez-Alonzo, R., F. Pineda-García, H. Paz, J. A. Rosell, M. E. Olson. 2013. Leaf

phenology is associated with soilwater availability and xylem traits in a tropical dry forest *Trees*. 27: 745–754.

- Méndez-Toribio, M. 2015. Efecto de la topografía y factores ambientales sobre la diversidad de especies y atributos funcionales de la comunidad arbórea de un bosque tropical caducifolio. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, Michoacán. 181 pp.
- Méndez-Toribio, M., J. Martínez-Cruz, J. Cortés-Flores, F. J. Rendón-Sandoval y G. Ibarra-Manríquez. 2014. Composición, estructura y diversidad de la comunidad arbórea del bosque tropical caducifolio en Tzirtzícuaró, Depresión del Balsas, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 1117-1128.
- Méndez-Toribio, M., J. A. Meave, I. Zermeño-Hernández y G. Ibarra-Manríquez. 2016. Effect of slope aspect and topographic position in environmental variables, disturbance and tree community attributes in the seasonal tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science*, 27: 1094–103.
- Méndez-Toribio, M., G. Ibarra-Manríquez, A. Navarrete-Segueda y H. Paz. 2017. Topographic position, but not slope aspect, drives the dominance of functional strategies of tropical dry forest trees. *Environmental Research Letters*, 12.
- Muller-Landau, H. C., S. J. Wright, O. Calderon, S. P. Hubbell y R. B. Foster. 2002, Assessing recruitment limitation: concepts, methods and examples for tropical forest trees. Pp 35-53 in seed dispersal and frugivory: ecology evolution and conservation. J. Levey, W. R. Silva and M. Galetti, editors. Oxfordshire, U. K. CAB International.
- Murphy, G. y A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17: 67–88.
- Odum, E. 1971. *Fundamentals of Ecology*. 3th Edit. W. B. Saunders Company.
- Ortiz, R., J. Laborde y S. Guevara. 2000. Frugivoría por aves en un paisaje fragmentado: consecuencias en la dispersión de semillas. *Biotropica*, 32: 473-488.
- Oksanen, J., L. Gavin, F. Simpson, Guillaume, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R.B. O'Hara, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs, He. Wagner, M. Barbour, M. Bedward, B. Bolker, D. Borcard, G. Carvalho, M. Chirico, M. Caceres, S. Durand, H. B. Antoniazzi, R. FitzJohn, M. Friendly, B. Furneaux, G. Hannigan, M. O. Hill, L. Lahti, D. McGlenn, Marie-Helene Ouellette, E. R. Cunha, T. Smith, A. Stier y J. Weedon. 2022. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Núñez-Cruz A., Meave J.A., Bonfil C. 2020. Reproductive phenology and seed germination in eight tree species from a seasonally dry tropical forest of Morelos, Mexico: implications for community-oriented restoration and conservation. *Tropical Conservation Science* 11: 1-14.

<https://doi.org/10.1177/1940082917749946>.

- Pavoine, S. y M. B. Bonsall. 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews*, 86: 792-812.
- Pérez, E. M. y E. T. Santiago. 2001. Dinámica estacional del banco de semillas en una sabana en los llanos centro-orientales de Venezuela. *Biotropica*, 3: 435-446.
- Pérez-García, E. A., J. A. Meave, J. L. Villaseñor, J. A. Gallardo-Cruz y E. E. Lebrija-Trejos. 2010. Vegetation heterogeneity and life-strategy diversity in the flora of the heterogeneous landscape of Nizanda, Oaxaca, Mexico. *Folia Geobotanica*, 45: 143-161.
- Pérez-Hernández, I., S. Ochoa-Gaona, G. Vargas-Simón, M. Mendoza-Carranza y N. A. González-Valdivia. 2011. Germinación y supervivencia de seis especies nativas de un bosque tropical de Tabasco, México. *Madera y Bosques*, 17: 71-91.
- Perry, G. L., Enright, N. J., Miller, B. P., Lamont, B. B. y Etienne, R. S. 2009. Dispersal, edaphic fidelity and speciation in species-rich Western Australian shrublands: evaluating a neutral model of biodiversity. *Oikos*, 118: 1349-1362.
- 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: 129-139.
- Pineda-García, F., H. Paz, F. C. Meinzer, y G. Angeles. 2015. Exploiting water versus tolerating drought: water use strategies of trees in a secondary successional tropical dry forest. *Tree Physiology*, 36: 208-17.
- Pinheiro, J. C. y D. M. Bates. 2001. Modelos de efectos mixtos en S y S-plus. *Tecnometría*, 43: 113 - 114.
- Plotkin, J. B., M. D. Potts, D. W. Yu, S. Bunyavejchewin, R. Condit, R. Foster, S. Hubbell, J. LaFrankie, N. Manokaran, L. H. Seng, R. Sukumar, M. A. Nowak y P. S. Ashton. 2000. Predicting species diversity in tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97: 10850-10854.
- Quisehuatl, M. A., Campbell O.W., Méndez-Toribio M., González-Zaragoza C., Hubbell S.P. & Lopez-Toledo L. 2023. Topography drives tree-habitat association and functional and phylogenetic structure in the northernmost tropical dry forest of the Americas. *Plant Ecology and Diversity*
- Rahbek, C. 1995. The elevational gradient of species richness: A uniform pattern? *Ecography*, 18: 200-205
- Ray, G. J. y B. J. Brown. 1994. Seed ecology of woody species in a Caribbean dry forest. *Restoration Ecology*, 2: 156-163.

- Rodríguez-Jiménez, C., R. Fernández-Nava, M. de la Luz Arreguín-Sánchez y A. Rodríguez-Jiménez. 2005. Plantas vasculares endémicas de la cuenca del río Balsas, México. *Polibotánica*, 20: 73-99.
- Rojas-Rodríguez, F. y G. Torres-Córdoba. 2011. Árboles del Valle Central de Costa Rica: reproducción indio desnudo. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 8: 39-42.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. 432 pp.
- Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana*, 15: 47-64.
- Rzedowski, J. y G. Calderón de Rzedowski. 2013. Datos para la apreciación de la flora fanerogámica del bosque tropical caducifolio de México. *Acta Botánica Mexicana*, 102: 1-23.
- Rzedowski, J., R. Medina Lemos y G. Calderón de Rzedowski. 2005. Inventario del conocimiento taxonómico, así como de la diversidad y del endemismo regionales de las especies mexicanas de *Bursera* (Burseraceae). *Acta Botánica Mexicana*, 70: 85-111.
- Sánchez, M. F. 2021. Caracterización morfológica de semillas y cotiledones de leñosas nativas del bosque seco del Pacífico Ecuatorial. Tesis Licenciatura. Universidad de Guayaquil. Facultad de Ciencias Naturales. 85 pp.
- Schmidt, L. 2000. Seed biology, development and ecology, in: *Guide to handling of tropical and subtropical forest seed*, (ed). Danida Forest Seed Centre. Humlebaek, Denmark. pp.
- Shibata, M. y T. Nakashizuka. 1995. Seed and seedling demography of four co-occurring *Carpinus* species in a temperate deciduous forest. *Ecology*, 76: 099-1108.
- Soto, J. C. 1987. Las plantas medicinales y su uso tradicional en la Cuenca del Río Balsas; estados de Michoacán y Guerrero. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México. 231 pp.
- Sovan, R. y J. S. Singh. 1994. Consequences of habitat heterogeneity for availability of nutrients in a dry tropical forest. *Journal of Ecology*, 82: 503-509.
- Sundarapandian, S. M., S. Chandrasekharan y P. S. Swamy. 2005. Phenological behavior of selected tree species in tropical forests at Kodaya in the Western Ghats, Tamil Nadu, India. *Current Science* 88: 805-810.
- Teegalapalli, K., A. J. Hiremath y D. Jathana. 2010. Patterns of seed rain and seedling regeneration in abandoned agricultural clearings in a seasonally dry tropical forest in India. *Journal of Tropical Ecology*, 26: 25-33

- The R Foundation for Statistical Computing Platform. 2020. R version 4.0.2 (2020-06-22) "Taking Off Again".
- Valencia-Vargas, J. C. 2015. Desarrollo de la región hidrológica del Balsas mediante la modificación de su veda. *Tecnología y Ciencias del agua*, 6: 81-97.
- Van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants, 3rd edn. Springer-Verlag, New York, 214 pp.
- Van Groenendael, J., S. Bullock, y L. Pérez-Jiménez. 1996. Aspectos de la biología poblacional del árbol gregario *Cordia elaeagnoides* en la selva tropical caducifolia de México. *Revista de Ecología Tropical*, 12: 11-24. doi:10.1017/S0266467400009287
- Vargas, M. I. 2005. Efecto del diseño de trampas de frutos y semillas en su eficiencia recolectora: un estudio caso en un bosque húmedo tropical (estación biológica Caparú, Vaupés, Colombia). Tesis de Licenciatura. Universidad de los Andes.
- Vieira, D. L. M., A. Scariot, A. B. Sampaio y K. D. Holl. 2006. Tropical dry-forest regeneration from suckers in central Brazil. 22: 353-357.
- Webb, C. O., D. D. Ackerly, M. A. McPeck y M. J. Donoghue. 2002. Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 475-505.
- Webb, C. O., D. D. Ackerly y S. W. Kembel. 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics*, 24: 2098-2100.
- Wikander, T. 1984. Mecanismos de dispersión de diásporas de una selva decidua en Venezuela. *Biotropica*, 16: 276-283.
- Willson, M. F. 1993. Mammals as seed-dispersal mutualists in North America. *Oikos*, 67: 159-176.
- Wilson, J. B., R. K. Peet, J. Dengler y M. Pärtel. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23: 796-802.
- Yang, L., Shen, Z., Wang, X. et al. Climate drivers of seed rain phenology of subtropical forest communities along an elevational gradient. *Int J Biometeorol* (2023). <https://doi.org/10.1007/s00484-023-02481-9>

Apéndice 1. Lista de especies de los árboles registrados en 24 unidades de muestreo de 100 m² (0.24 ha) establecidas en el bosque tropical caducifolio de Tzirtzícuaru, Michoacán.

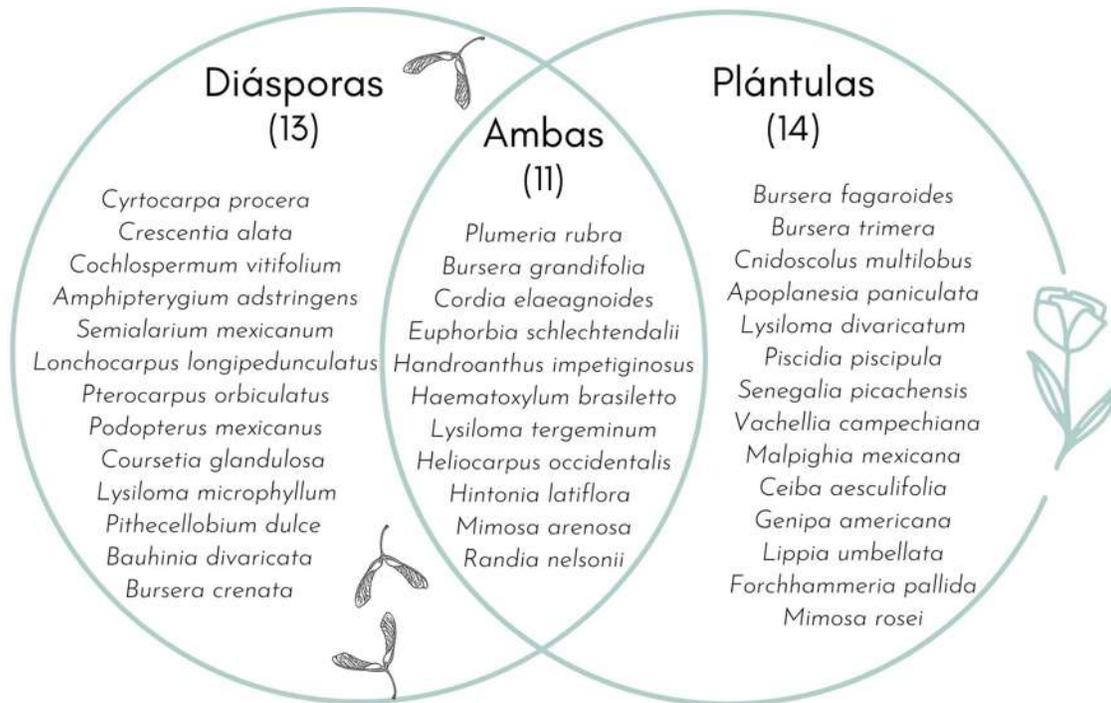
FAMILIA	ESPECIE
Anacardiaceae	<i>Amphipterygium adstringens</i> (Schltdl.) Standl. <i>Cyrtocarpa procera</i> Kunth
Apocynaceae	<i>Plumeria rubra</i> L.
Bignoniaceae	<i>Crescentia alata</i> Kunth <i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos
Bixaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.
Burseraceae	<i>Bursera crenata</i> PG Wilson <i>Bursera fagaroides</i> (Kunth) Engl. <i>Bursera grandifolia</i> (Schltdl.) Engl. <i>Bursera trimera</i> Bullock
Celastraceae	<i>Semialarium mexicanum</i> (Miers) Mennega
Cordiaceae	<i>Cordia elaeagnoides</i> DC.
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia schlechtendalii</i> Boiss. <i>Cnidoscopus multilobus</i> (Pax) IM Johnst.
Fabaceae	<i>Apoplanesia paniculata</i> C. Presl <i>Bauhinia divaricata</i> L. <i>Coursetia glandulosa</i> A. Gray <i>Haematoxylum brasiletto</i> H. Karst. <i>Lonchocarpus longipedunculatus</i> M. Sousa & JC Soto <i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) JF Macbr. <i>Lysiloma microphyllum</i> Benth. <i>Lysiloma tergeminum</i> Benth. <i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir. <i>Mimosa rosei</i> BL Rob.

	<i>Piscidia piscipula</i> (L.) Sarg.
	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.
	<i>Pterocarpus orbiculatus</i> DC.
	<i>Senegalia picachensis</i> (Brandegee) Britton & Rose
	<i>Vachellia campechiana</i> (Mill.) Seigler y Ebinger
Malpighiaceae	
	<i>Malpighia mexicana</i> A. Juss.
Malvaceae	
	<i>Ceiba aesculifolia</i> (Kunth) Britten & Baker f.
	<i>Heliocarpus occidentalis</i> Rosa
Polygonaceae	
	<i>Podopterus mexicanus</i> Bonpl.
Resedaceae	
	<i>Forchhammeria pallida</i> Liebm.
Rubiaceae	
	<i>Genipa americana</i> L.
	<i>Hintonia latiflora</i> (DC.) Buey
	<i>Randia nelsonii</i> Greenm.
Verbenaceae	
	<i>Lippia umbellata</i> Cav.

Apéndice 2. Atributos de la lluvia de diásporas de especies arbóreas en seis condiciones topográficas evaluadas para un bosque tropical caducifolio de Michoacán: N (número total de diásporas y plántulas registradas), \hat{C}_n (Cobertura de muestreo), f_1 , f_2 y f_3 se refieren al número de especies de las cuales solo se registró uno, dos o tres diásporas o plántulas durante el muestreo.

Condición	Diásporas					Plántulas				
	N	\hat{C}_n	f_1	f_2	f_3	N	\hat{C}_n	f_1	f_2	f_3
Norte-Bajo	422	0.995	2	3	1	37	0.947	2	1	2
Norte-Medio	316	0.993	2	3	1	18	0.595	4	1	1
Norte-Alto	68	0.942	4	3	0	38	0.820	7	3	0
Sur-Bajo	226	0.986	3	1	1	47	0.960	2	3	0
Sur-Medio	183	0.978	4	2	0	20	0.905	2	1	1
Sur-Alto	100	0.991	1	1	1	17	0.584	7	1	0

Apéndice 3. Lista general de las especies registradas exclusivamente como diásporas (13), plántulas (14) y en ambos estadios (11).



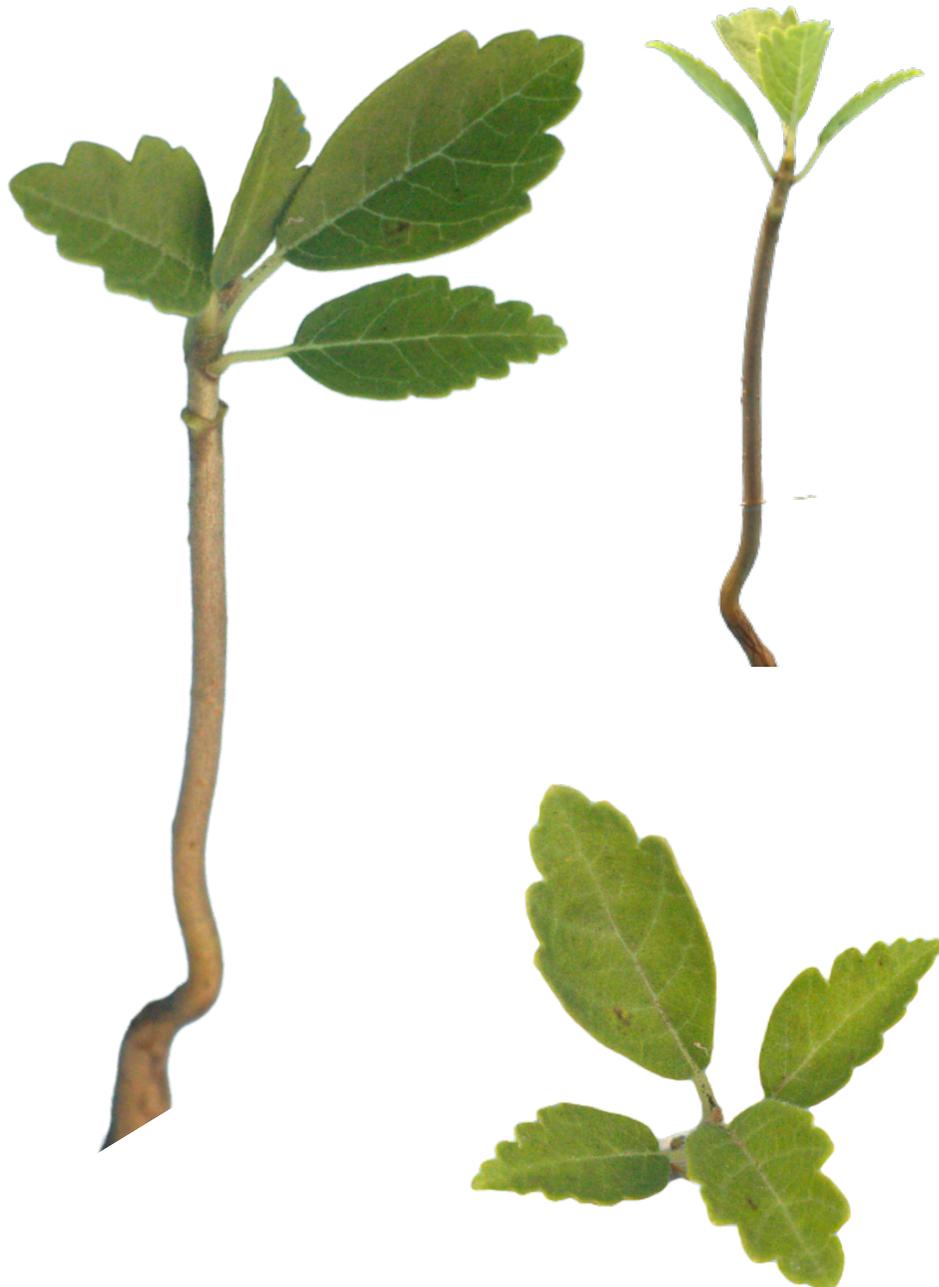
Apéndice 4. Densidad y frecuencia de las especies arbóreas registradas en el bosque tropical caducifolio de Tziritzécuaro, Michoacán. La densidad se refiere al número de diásporas totales registradas en todas las parcelas, mientras que la frecuencia se refiere al número de parcelas en las que se presentaron las especies, siendo el número total de parcelas de 24.

	Diásporas		Plántulas	
	Densidad	Frecuencia	Densidad	Frecuencia
<i>Amphipterygium adstringens</i>	2	2		
<i>Apoplanesia paniculata</i>			1	1
<i>Bauhinia divaricata</i>	1	1		
<i>Bursera crenata</i>	4	3		
<i>Bursera fagaroides</i>			1	1
<i>Bursera grandifolia</i>	23	11	1	1
<i>Bursera trimera</i>			1	1
<i>Ceiba aesculifolia</i>			4	3
<i>Cnidoscolus multilobus</i>			1	1
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	28	10		
<i>Cordia elaeagnoides</i>	423	18	26	13
<i>Coursetia glandulosa</i>	13	6		
<i>Crescentia alata</i>	43	7		
<i>Cyrtocarpa procera</i>	7	2		
<i>Euphorbia schlechtendalii</i>	27	7	50	17
<i>Forchhammeria pallida</i>			1	1
<i>Genipa americana</i>			3	2
<i>Haematoxylum brasiletto</i>	7	2	1	1
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	228	9	6	2
<i>Heliocarpus occidentalis</i>	143	8	4	4
<i>Hintonia latiflora</i>	15	6	1	1
<i>Lippia umbellata</i>			1	1
<i>Lonchocarpus longipedunculatus</i>	22	7		
<i>Lysiloma divaricatum</i>			7	4
<i>Lysiloma microphyllum</i>	29	5		
<i>Lysiloma tergeminum</i>	1	1	2	1
<i>Malpighia mexicana</i>			1	1
<i>Mimosa arenosa</i>	21	3	6	3
<i>Mimosa rosei</i>			3	2
<i>Piscidia piscipula</i>			2	1
<i>Pithecellobium dulce</i>	2	1		
<i>Plumeria rubra</i>	4	2	1	1
<i>Podopterus mexicanus</i>	218	5		
<i>Pterocarpus orbiculatus</i>	1	1		
<i>Randia nelsonii</i>	46	3	43	10
<i>Semialarium mexicanum</i>	7	3		
<i>Senegalia picachensis</i>			7	4
<i>Vachellia campechiana</i>			3	3

Apéndice 5. Guía ilustrativa de plántulas para la identificación de algunas especies arbóreas de un bosque tropical caducifolio de Michoacán.

Anacardiaceae

Amphipterygium adstringens



Apocynaceae

Plumeria rubra



Bignoniaceae
Crescentia alata



Bignoniaceae

Handroanthus impetiginosus



Bixaceae

Cochlospermum vitifolium



Burseraceae
Bursera crenata



Caricaceae

Jacaratia mexicana



Fabaceae
Caesalpinia platyloba



PhotoDisc

Fabaceae

Lysiloma divaricatum



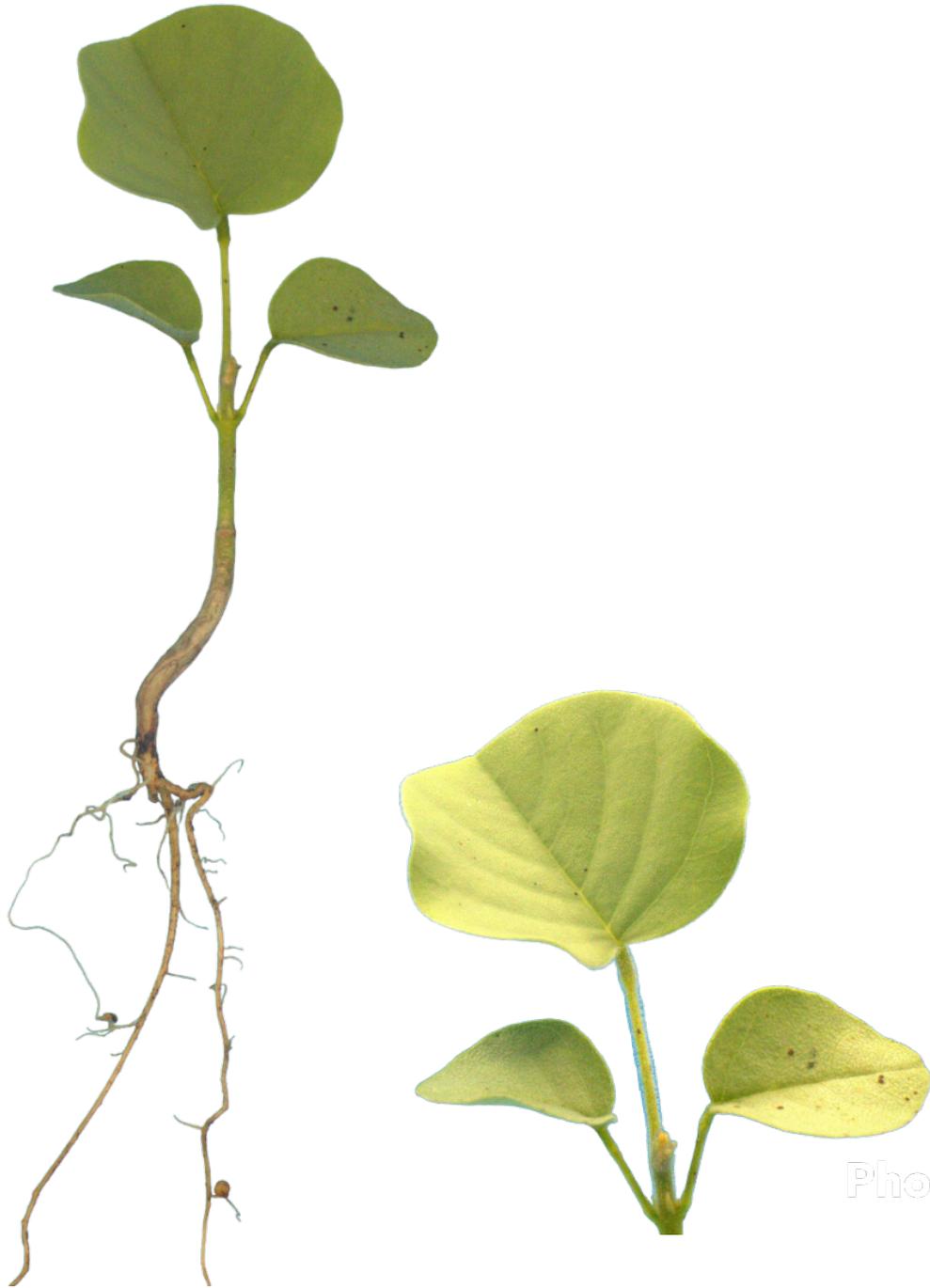
Fabaceae

Lysiloma tergeminum



Fabaceae

Piscidia piscipula



Phot

Malvaceae

Ceiba aesculifolia



Meliaceae
Swietenia humilis



Rubiaceae
Randia nelsonii



NOMBRE DEL TRABAJO

**Lluvia de semillas y establecimiento de l
a comunidad arbórea de un bosque tropi
cal caducifolio de Mi**

AUTOR

Yuretzi González González

RECUENTO DE PALABRAS

18527 Words

RECUENTO DE CARACTERES

102415 Characters

RECUENTO DE PÁGINAS

88 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

12.1MB

FECHA DE ENTREGA

Sep 5, 2024 8:18 AM CST

FECHA DEL INFORME

Sep 5, 2024 8:20 AM CST

● **42% de similitud general**

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos.

- 41% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 0% Base de datos de trabajos entregados
- 26% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



A quien corresponda,

Por este medio, quien abajo firma, bajo protesta de decir verdad, declara lo siguiente:

- Que presenta para revisión de originalidad el manuscrito cuyos detalles se especifican abajo.
- Que todas las fuentes consultadas para la elaboración del manuscrito están debidamente identificadas dentro del cuerpo del texto, e incluidas en la lista de referencias.
- Que, en caso de haber usado un sistema de inteligencia artificial, en cualquier etapa del desarrollo de su trabajo, lo ha especificado en la tabla que se encuentra en este documento.
- Que conoce la normativa de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en particular los Incisos IX y XII del artículo 85, y los artículos 88 y 101 del Estatuto Universitario de la UMSNH, además del transitorio tercero del Reglamento General para los Estudios de Posgrado de la UMSNH.

Datos del manuscrito que se presenta a revisión		
Programa educativo	Programa institucional de maestría en ciencias biológicas	
Título del trabajo	Lluvia de semillas y establecimiento de la comunidad arbórea de un bosque tropical caducifolio de Michoacán	
	Nombre	Correo electrónico
Autor/es	Yuretzi González González	1312717c@umich.mx
Director	Leonel López Toledo	llopezt@umich.mx
Codirector		
Coordinador del programa	Martha Elena Pedraza Santos	jef.div.posg.fab@umich.mx

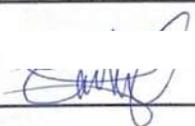
Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Asistencia en la redacción	no	No la utilicé

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Traducción al español	no	No la utilicé
Traducción a otra lengua	no	No la utilicé
Revisión y corrección de estilo	no	No la utilicé
Análisis de datos	si	Programa R para análisis de datos
Búsqueda y organización de información	si	Para búsqueda de artículos científicos
Formateo de las referencias bibliográficas	no	No la utilicé
Generación de contenido multimedia	si	Para hacer graficas y tablas
Otro	no	No la utilicé

Datos del solicitante	
Nombre y firma	Yuretzi González González 
Lugar y fecha	Morelia, Michoacán a 24 de junio de 2024