



Acta Botanica
Mexicana

Composición, diversidad y estructura de la vegetación leñosa del bosque mesófilo de montaña en Valle Verde, Jalpan de Serra, Querétaro, México

Composition, diversity and structure of woody species of the tropical montane cloud forest in Valle Verde, Jalpan de Serra, Querétaro, Mexico

Elizabeth Fuentes-Romero^{1,5} , Hugo López Rosas² , Nadia Melissa Olmos-González³ , Norma Eugenia García

Calderón¹ , Betsabé Ruiz-Guerra⁴ , Noé Velázquez-Rosas^{5,6} 

Resumen:

Antecedentes y Objetivos: En México, el bosque mesófilo de montaña es un ecosistema frágil y en riesgo de desaparición por las presiones antrópicas actuales. En Querétaro, la información de este bosque es limitada. Presenta un área y distribución restringidas, está dominado por comunidades fragmentadas y degradadas. En este estudio se caracterizaron la composición, diversidad y estructura de las especies leñosas, analizando su relación con el cambio elevacional y las actividades antrópicas, en el municipio de Jalpan de Serra, Querétaro.

Métodos: Se seleccionaron ocho sitios entre 1094 y 1295 m s.n.m. En cada uno se muestrearon árboles y arbustos en 10 cuadros de 10 × 10 m. Se evaluó la diversidad alfa mediante números de Hill, la diversidad beta con análisis de agrupamiento bidireccional y SIMPER. La relación composición-elevación se analizó con un modelo lineal basado en distancias (DistLM). Se determinó la densidad, área basal y valor de importancia relativa de las especies.

Resultados clave: Se registraron 51 especies leñosas, pertenecientes a 28 familias; Fagaceae presentó el mayor número de especies. El número efectivo de especies fue similar entre sitios. Se registró una relación significativa entre disimilitud florística y la elevación, ordenando los sitios en dos grupos. El primero integra a los sitios ubicados por debajo de 1200 m, donde *Liquidambar styraciflua*, *Quercus xalapensis* y *Aiouea effusa* fueron las especies estructuralmente más importantes. El segundo grupo integró a los sitios por encima de 1200 m; *Quercus sartorii*, *Persea liebmannii* y *Pinus greggii* fueron las más importantes. La densidad de tallos varió entre 842 y 2266 ind ha⁻¹ y el área basal entre 23 a 27 m² ha⁻¹.

Conclusiones: Los cambios en composición y estructura se asociaron con la variación elevacional y las actividades antropogénicas. Esta información constituye una línea base para el diseño de estrategias de monitoreo, orientadas al manejo sustentable y la conservación de estos bosques.

Palabras clave: degradación forestal, diversidad vegetal, Reserva de la Biosfera Sierra Gorda.

Abstract:

Background and Aims: In Mexico, the tropical montane cloud forest is a fragile ecosystem and is at risk of disappearing due to current anthropogenic pressures. In the state of Querétaro, information on these forests is limited. They cover a very restricted area and have a limited distribution, and are dominated by fragmented and degraded communities. In this study, the composition, diversity, and structure of woody species, analyzing their relationship with changes in elevation and human activities in the municipality of Jalpan de Serra, Querétaro.

Methods: Eight study sites were selected, between 1094 and 1295 m a.s.l. In each one, sampling of the tree and shrub components was carried out in 10 plots measuring 10 × 10 m. Alpha diversity was assessed using Hill numbers, and beta diversity was assessed using two-way cluster analysis and SIMPER. The relationship between composition and elevation was analyzed using a distance-based linear model (DistLM). The density, basal area, and relative importance of the species were determined.

Key results: A total of 51 woody species belonging to 28 families were recorded; Fagaceae had the highest species number. The effective number of species was similar between sites. A significant relationship was found between floristic dissimilarity and elevation, ordering the sites into two groups: the first comprising sites below 1200 m, where *Liquidambar styraciflua*, *Quercus xalapensis*, and *Aiouea effusa* were the most structurally important species. The second group included sites above 1200 m, where *Quercus sartorii*, *Persea liebmannii* and *Pinus greggii* were the most important. Stem density varied between 842 and 2,266 ind ha⁻¹, and basal area between 23 and 27 m² ha⁻¹.

Conclusions: The changes in composition and structure were associated with elevation variation and human activities. This information forms part of a baseline for the design of a monitoring strategy for the sustainable management and conservation of these forests.

Key words: forest degradation, plant diversity, Sierra Gorda Biosphere Reserve.

Adscripciones en la siguiente página.

⁵Autor para la correspondencia: novelazquez@uv.mx

Recibido: 4 de noviembre de 2025.

Revisado: 9 de diciembre de 2025.

Aceptado por Marie-Stéphanie Samain: 16 de abril de 2026.

Publicado Primero en línea: 21 de mayo de 2026.

Publicado: Acta Botanica Mexicana 133 (2026).



Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional).

Citar como: Fuentes-Romero, E., H. López Rosas, N. M. Olmos-González, N. E. García Calderón, B. Ruiz-Guerra y N. Velázquez-Rosas. 2026. Composición, diversidad y estructura de la vegetación leñosa del bosque mesófilo de montaña en Valle Verde, Jalpan de Serra, Querétaro, México. Acta Botanica Mexicana 133: e2530. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm133.2026.2530>

e-ISSN: 2448-7589

Introducción

El bosque mesófilo de montaña (BMM) es uno de los tipos de vegetación más importantes a nivel mundial, por los altos niveles de biodiversidad que resguarda y por los servicios ecosistémicos que provee, p.ej., captura de carbono y regulación de las cuencas hidrográficas (Rzedowski, 1996; Álvarez-Arteaga et al., 2013). Sin embargo, es un ecosistema particularmente frágil y altamente vulnerable a escala global (Martin y Bellingham, 2016), debido a las fuertes presiones antrópicas que enfrenta y a los efectos del cambio climático (Asbjorsen et al., 2005; Ponce-Reyes et al., 2012; Ramírez-Barahona et al., 2025).

En México, de acuerdo con el Inventario Nacional Forestal y de Suelos de 2020, el BMM cubre una superficie de 1,792,235.7 ha (INFiS, 2020). Sin embargo, su estado de conservación es muy heterogéneo y se estima que 54% de la superficie remanente corresponde a vegetación secundaria (INFiS, 2020). A pesar de ello, estos ecosistemas albergan entre 10 y 12% de la riqueza nacional de plantas, con cerca de 30% de endemismos (Rzedowski, 1996). Esto lo convierte en el tipo de vegetación más diverso del país en función del área que ocupa (Rzedowski, 1991, 1996). Los estados mexicanos con la mayor cobertura de BMM son Chiapas, Oaxaca y Veracruz (INFiS, 2020), mientras que otros como Querétaro tienen una representación reducida y fragmentada.

En el estado de Querétaro, Cartujano et al. (2002) reportaron una superficie de 0.5%. En una estimación más reciente se consideró que cubre 2261.7 ha, de las cuales 98% corresponde a vegetación secundaria (INFiS, 2020). El grave deterioro de estos bosques fue descrito por Zamudio et al. (1992), quienes señalaron que se deforestaron amplias superficies para establecer áreas de cultivo y pastizales, así como para la explotación forestal, dejando los sitios mejor conservados para el cultivo de café. En Querétaro, este tipo de vegetación se establece en cañadas o laderas húmedas, entre 800 y 2750 m de elevación, en la vertiente de barlovento de la Sierra Madre Oriental. El BMM se distribuye

parcialmente en los municipios queretanos Jalpan de Serra, Landa de Matamoros, Pinal de Amoles y San Joaquín. Sin embargo, las zonas más extensas y continuas de este tipo de vegetación se encuentran en el extremo oriental del municipio Landa de Matamoros (Zamudio y Fernández, 1990; Zamudio et al., 1992; INEGI, 1992).

Los estudios florísticos y estructurales del BMM de Querétaro son escasos (p.ej., Zamudio et al., 1992; Arreguín-Sánchez et al., 1996, Fernández-Nava y Colmenero-Robles, 1997). Sin duda, el trabajo más completo es el de Cartujano et al. (2002), realizado en el municipio Landa de Matamoros. En ese estudio se reportaron 130 familias, 465 géneros y 774 especies. Asimismo, se señaló que las asociaciones vegetales identificadas cambian de composición y estructura en función de distintos gradientes ambientales como la elevación, el clima, la exposición y el nivel de disturbio (Cartujano et al., 2002).

El BMM de esta región es florísticamente relevante, a pesar de su distribución restringida y el bajo estado de conservación, ya que resguarda cerca de 25% de especies reportadas para el BMM de México (Cartujano et al., 2002). Además, el BMM forma parte de la Sierra Madre Oriental queretana, región reconocida por su alta riqueza de especies endémicas (Rzedowski et al., 2012; Rzedowski y Bedolla-García, 2021). Desafortunadamente, la deforestación del BMM en esta región ha continuado, a pesar de que la región forma parte de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda. De acuerdo con datos de la plataforma Global Forest Watch (GFW, 2025), el municipio Landa de Matamoros perdió 58% de su cobertura arbórea entre 2001 y 2024, lo que representa una reducción de 5.8% del área de bosque primario. Esto pone de manifiesto la necesidad urgente de diseñar e implementar estrategias efectivas para la conservación, el manejo y el uso sustentable del BMM, con la participación amplia de los actores sociales, académicos y políticos.

En las últimas tres décadas, los estudios sobre el BMM se han incrementado, principalmente en temas de

¹Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación-Juriquilla, 76230 Juriquilla, Querétaro, México.

²El Colegio de Veracruz, Academia de Desarrollo Regional Sustentable, 91000 Xalapa, Veracruz, México.

³Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Juriquilla, Escuela Nacional de Estu-

dios Superiores, 76230 Juriquilla, Querétaro, México.

⁴Instituto de Ecología A.C., Red de Interacciones Multitróficas, 91073 Xalapa, Veracruz, México.

⁵Universidad Veracruzana, Centro de Investigaciones Tropicales, 91000 Xalapa, Veracruz, México.



biodiversidad, sucesión y, de manera reciente, de restauración ecológica y de servicios ecosistémicos (Williams-Linera, 2015; Rosas Rangel et al., 2019). Sin embargo, ante la crisis climática actual, que aumenta la vulnerabilidad del BMM (Ramírez-Barahona et al., 2025), es imprescindible comprender las consecuencias del cambio climático sobre su funcionalidad y prevalencia (Rosas Rangel et al., 2019, Ramírez-Barahona et al., 2025). En este sentido, la caracterización ecológica y el monitoreo de las respuestas funcionales de las especies del BMM en regiones donde la información es limitada son acciones de investigación fundamentales y prioritarias (Williams-Linera, 2015; Ramírez-Barahona et al., 2025). Este es el caso del BMM del municipio de Jalpan de Serra, Querétaro, que resguarda fragmentos aislados de este bosque en intervalos elevacionales reducidos y cuyo conocimiento es prácticamente nulo. Por ello, los objetivos de este estudio fueron 1) caracterizar la composición, la diversidad y la estructura de las especies leñosas del BMM en la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpa de Serra, analizando su relación con el cambio elevacional y las actividades antrópicas, y 2) documentar el estado de conservación de la vegetación y generar información básica para el diseño de una estrategia de monitoreo para el manejo sustentable y la conservación de este ecosistema.

Material y Métodos

Área de estudio

La zona de estudio se ubica en la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, municipio Jalpan de Serra, Querétaro, localizada entre 21°34'32.90"N y 99°12'44.36"W, 21°34'33.95"N y 99°9'39.07"W, al noreste del estado. El paisaje de la región es de tipo tectónico-estructural, caracterizado por montañas y lomeríos con laderas complejas y escarpadas (15° de inclinación). Además, existe la incidencia de procesos de carstificación (Siebe et al., 2006; Schoeneberger et al., 2012). Los sitios de estudio se ubicaron en las laderas medias y altas, con orientación noroeste-noreste y pendientes que variaron entre 8 y 25% (Cuadro 1). La edafodiversidad se encuentra conformada por los siguientes tipos de suelos: Distric Leptosol (Litic) asociados a Haplic Luvisol (Leptic) y con la secuencia Albic Fragic Luvisol (Calcaric, Cutanic) y Umbric Alisol (Cutanic, Humic) (Krasilnikov et al., 2016).

El clima de la región es templado subhúmedo con oscilación isothermal menor a 5 °C, marcha de temperatura tipo Ganges (temperaturas máximas en entre mayo y junio) y presencia de canícula, clasificado como C(w2)(i') gw", según la modificación de Köppen propuesta por García (1998). La precipitación anual es de 1200 mm, con máximos en julio y septiembre con valores por encima de 400 mm, mientras que febrero es el mes más seco con una precipitación de 63.5 mm (INEGI, 1985; CONAGUA, 2025). La temperatura media anual es de 18 °C; enero es el mes más frío con una temperatura promedio de 16.6 °C, mientras que en mayo se registran temperaturas promedio de 24.6 °C (INEGI, 1985; CONAGUA, 2025).

La vegetación de la región serrana del noreste de Querétaro es de transición entre los bosques templados de pino, de encino y el BMM, distribuida a lo largo de un gradiente elevacional entre 800 y 1400 m s.n.m. (Zamudio et al., 1992; Arreguín-Sánchez y Fernández-Nava, 2004). El estado de conservación de los fragmentos del BMM es heterogéneo. Las zonas mejor conservadas se encuentran en el municipio Landa de Matamoros, entre 1000 y 1400 m s.n.m. En dicho intervalo, el BMM presenta tres estratos arbóreos: el dosel superior, de más de 30 m de altura; el estrato medio, entre 15 y 25 m; y el estrato inferior, de 6 a 12 m (Cartujano et al., 2002).

La microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco forma parte de la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera de la Sierra Gorda de Querétaro. En estas áreas se ubican zonas de aprovechamiento sustentable y subzonas de aprovechamiento intensivo, donde se desarrollan sistemas agroforestales, agrícolas, cultivos de temporal, extracción de leña, así como zonas de exclusión para mantener la integridad ecológica de las comunidades (INE, 1999). En la microcuenca de estudio, las áreas forestadas cubren una superficie de 1045 ha (Fig. 1), en un intervalo elevacional de 1000 a 1400 m. El BMM es el tipo de vegetación predominante en el intervalo elevacional de 1000-1300 m, mientras que en las porciones más altas (>1300 m) de la microcuenca se distribuye bosque de pino.

Dentro de un intervalo elevacional de 1094 a 1295 m, donde se establece el BMM con diferentes grados de conservación, se seleccionaron ocho sitios de estudio ubi-



Cuadro 1: Ubicación, características de relieve e indicadores de disturbio antrópico de los sitios de muestreo del bosque mesófilo de montaña en la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México. PMC=número de plantas con marcas de corte para extracción de leña, PG=presencia de ganado (basado en la frecuencia de avistamiento de ganado y estiércol; Fuentes-Romero et al., 2025), EI=evidencias de incendios evaluado mediante el registro de restos de carbón en horizontes superficiales del suelo y en troncos de árboles (Fuentes-Romero et al., 2025).

Elevación m s.n.m.	Coordenadas geográficas	Exposición	Pendiente %	PMC	PG	EI
1094	21°31'17.72"N 99°10'10.88"O	NO	8	30	+++	++
1115	21°33'59.9"N 99°11'36.75"O	NE	18	27	+++	+
1199	21°32'18.10"N 99°10'12.70"O	NE	20	65	+++	+
1235	21°33'7.99"N 99°11'50.37"O	NE	15	20	+	++
1238	21°31'48.9"N 99°10'7.00"O	E	15	19	+++	+
1254	21°32'15.34"N 99°10'27.14"O	NE	10	33	++	++
1263	21°33'17.30"N 99°11'19.30"O	NE	15	16	-	+
1295	21°32'9.07"N 99°09'58.78"O	NO	25	14	++	++

cados a 1094, 1115, 1199, 1235, 1238, 1254, 1263 y 1295 m (Cuadro 1; Fig. 1). La selección de los sitios fue sistemática, tomando las siguientes consideraciones: elementos del bosque con diferencias en fisonomía y estructura, ausencia de tala rasa en los últimos 20 años, fácil acceso y autorización de los propietarios para realizar el trabajo.

En la mayoría de los sitios seleccionados existe evidencia de extracción de leña y madera, así como de presencia de ganado, con excepción del sitio ubicado a 1263 m s.n.m., el cual ha sido excluido para ganadería (Cuadro 1, Fuentes-Romero et al., 2025). Asimismo, en la zona de estudio se han registrado incendios forestales entre 2015 y 2025, con una afectación promedio anual de 22.93 ha (CONAFOR, 2026). En todos los sitios de estudio se presentaron fragmentos de carbón en los horizontes superficiales del suelo y de rastros de troncos quemados (Cuadro 1; Fuentes-Romero et al., 2025).

Muestreo de vegetación

En cada uno de los ocho sitios seleccionados, entre 2023 y 2024, se hizo un muestreo del componente leñoso (arbóreo y arbustivo). En total se integraron 80 cuadros de muestreo (0.8 ha), conformados por 10 cuadros de 10 × 10 m (0.1 ha), distribuidos en tres posiciones de la ladera: tres en la parte alta, cuatro en la media y tres en la parte baja, con una separación de 20 m. En cada unidad de muestreo se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP, 1.3 m del suelo) de todos los individuos leñosos (árboles y arbustos) con DAP>2.5 cm. En las plantas que presentaron tallos múltiples se midió la totalidad de los tallos siempre y cuando uno de ellos tuviera un DAP>2.5 cm.

Para cada morfoespecie reconocida en campo se colectó al menos un ejemplar botánico para su determinación taxonómica. Los ejemplares colectados fueron herborizados y determinados con claves taxonómicas de la Flora de Veracruz (Bárcena, 1981; Zandoni, 1982; Fernández Nava, 1983; Narave Flores, 1983; Nash y Nee, 1984; Hernández, 1987; Nevling y Barringer, 1988; Sánchez-Vindas, 1990; Marroquín, 1993), Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes (Romero Rangel et al., 2014; Ortiz-Rodríguez et al., 2015; Rzedowski et al., 2016), Flora de Guatemala (Standley y Steyermark, 1946-1977), A field to the families and genera of woody plants of northwest South America (Gentry, 1993), entre otras y con el apoyo de especialistas. La determinación se corroboró mediante cotejo con ejemplares del herbario XAL, del Instituto de Ecología, A.C. Todos los ejemplares vegetativos y fértiles se encuentran resguardados en el herbario CITRO del Centro de Investigaciones Tropicales de la Universidad Veracruzana.

Para evaluar la estructura de la vegetación en cada sitio, se estimaron la densidad de tallos y el área basal. En el caso de los individuos con tallos múltiples, se calculó el área basal para cada tallo y posteriormente se sumaron para obtener el área basal por individuo (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Tanto la densidad de tallos como área basal se estandarizaron a una hectárea y se utilizaron para calcular el valor de importancia relativa de las especies, definido como: VIR=densidad relativa + área basal relativa. No se incluyó la frecuencia relativa en el cálculo del VIR porque este parámetro puede introducir sesgos



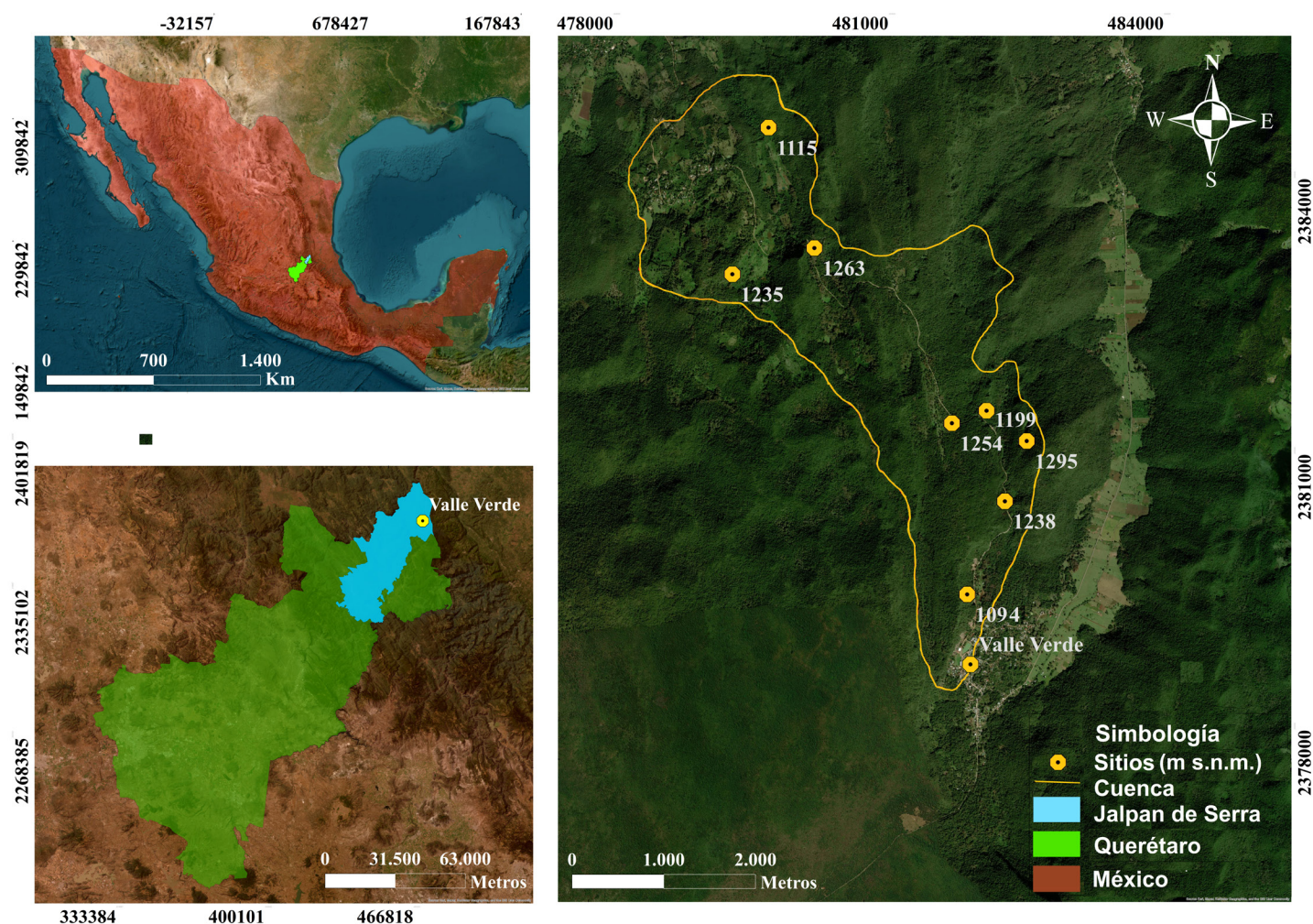


Figura 1: Ubicación de los ocho sitios de muestreo en el bosque mesófilo de montaña de la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México.

significativos en comparaciones entre sitios con diferente número de unidades de muestreo o configuración espacial (Finol, 1971; Lamprecht, 1990).

La diversidad alfa entre sitios se analizó mediante curvas de rarefacción y extrapolación con el paquete iNext Online (Chao et al., 2014; 2016), basado en los números de Hill (q_0 =riqueza, q_1 =índice exponencial de Shannon y q_2 = índice inverso de Simpson). Adicionalmente, se estimó el porcentaje de cobertura del muestreo en cada sitio.

La diversidad beta se examinó mediante análisis multivariados complementarios. Los datos de abundancia de especies se transformaron mediante la raíz cuadrada, para reducir la influencia desproporcionada de las especies dominantes. Se aplicó un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) para estimar la longitud del gradiente

ecológico y orientar la selección de métodos de ordenación posteriores (Ter Braak y Šmilauer, 2002). Después, se realizó un análisis de agrupamiento bidireccional (two-way cluster analysis), empleando el índice de Sørensen (Bray-Curtis) como medida de distancia ecológica, apropiada para datos de comunidades, al basarse en la composición de especies y ser menos sensible a valores extremos (McCune y Grace, 2002). La formación de grupos se efectuó mediante el método de unión promedio de grupos (UPGMA, por sus siglas en inglés). Finalmente, se utilizó el análisis SIMPER (Similarity Percentages) para identificar las especies con mayor contribución a la similitud entre los grupos de sitios, así como a la disimilitud entre ellos (Clarke, 1993). Todos los análisis fueron realizados con el programa PRIMER v. 7 (Clarke y Gorley, 2015).

La relación entre disimilitud florística y distancia elevacional se evaluó mediante el modelo lineal basado en distancias DistLM (Distance-based Linear Model; McArdle y Anderson, 2001), utilizando matrices de Bray-Curtis. Este análisis se realizó con el programa PRIMER v. 7, con el complemento PERMANOVA+ (Anderson et al., 2008). Se eligió DistLM porque permite modelar predictores continuos sin necesidad de discretización, preservando la resolución cuantitativa del gradiente elevacional. La significancia estadística se evaluó mediante 9999 permutaciones, un método no paramétrico robusto frente a distribuciones no normales, comunes en los datos ecológicos (Anderson, 2001). El coeficiente de determinación (R^2) se empleó para cuantificar la proporción de la varianza de la composición florística explicada por el gradiente elevacional.

Resultados

Composición y diversidad alfa

Se registraron 51 especies leñosas (de 1554 individuos muestreados), pertenecientes a 28 familias. La familia con el mayor número de especies fue Fagaceae (9 spp.), seguida de Lauraceae (6 spp.) y Fabaceae (4 spp.; Apéndice 1). Los árboles constituyeron la forma de crecimiento dominante con 39 especies, mientras que las arbustivas fueron 12 (Apéndice 1). Del total de especies registradas, solo *Litsea glaucescens* Kunth se encuentra en la categoría de peligro de extinción de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010). Asimismo, *Gymnanthes longipes* Müll. Arg. se encuentra en peligro de extinción según la Lista Roja de la IUCN (Fuentes et al., 2020) y es endémica de México.

La cobertura del muestreo fue superior a 92% en todos los sitios de estudio. La mayor riqueza se registró en los ubicados entre 1235 y 1254 m s.n.m., mientras que los valores más bajos entre 1199 y 1295 m (Fig. 2A). La diversidad entre sitios fue similar de acuerdo con el exponencial de Shannon (Fig. 2B). Sin embargo, con el inverso de Simpson los sitios más diversos fueron los ubicados entre 1235 y 1254 m (Fig. 2C).

El análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) mostró longitudes de gradiente de 2839, 2860 y 2200 unidades de desviación estándar (SD) en los tres primeros ejes, respectivamente. Estos valores (<3 SD) indican que tanto los métodos de ordenación lineales como los unimodales

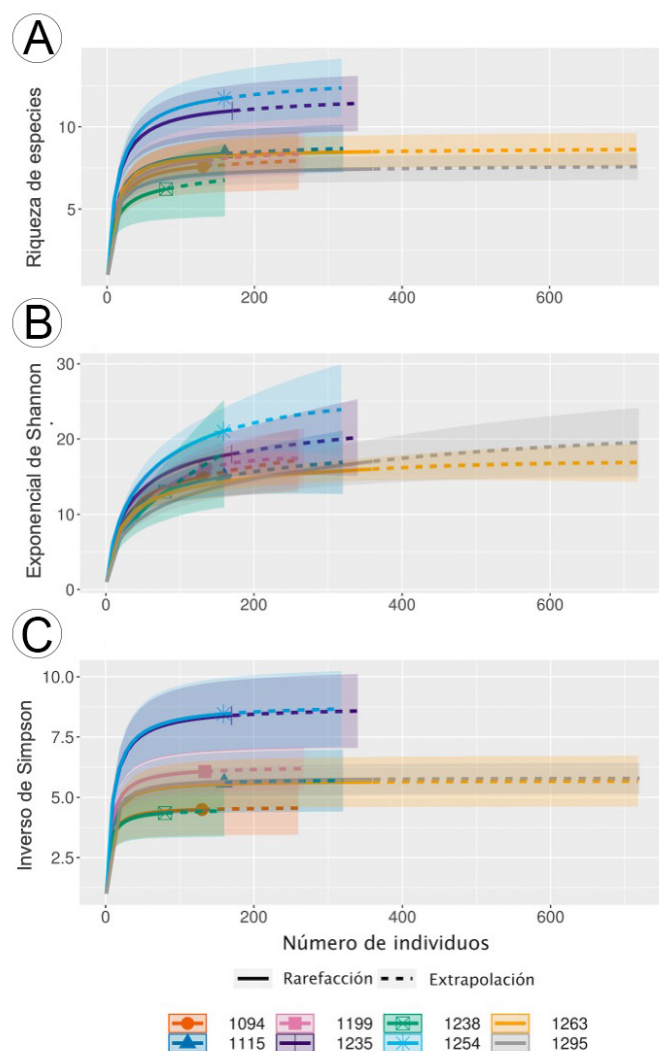


Figura 2: Curvas de rarefacción y extrapolación (las áreas sombreadas representan intervalos de confianza al 95%) de la diversidad de especies leñosas para los ocho sitios de muestreo del bosque mesófilo de montaña de la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México.

son apropiados para el análisis de la composición florística (Lepš y Šmilauer, 2003).

Diversidad beta

El análisis de agrupamiento bidireccional permitió identificar dos grupos principales de asociaciones vegetales definidos por la elevación (Fig. 3). El primer grupo comprende los sitios ubicados por debajo de 1200 m s.n.m. (1094, 1115 y 1199 m), caracterizados por el predominio de *Liquidambar styraciflua* L., *Eugenia capuli* (Schltdl. & Cham.)



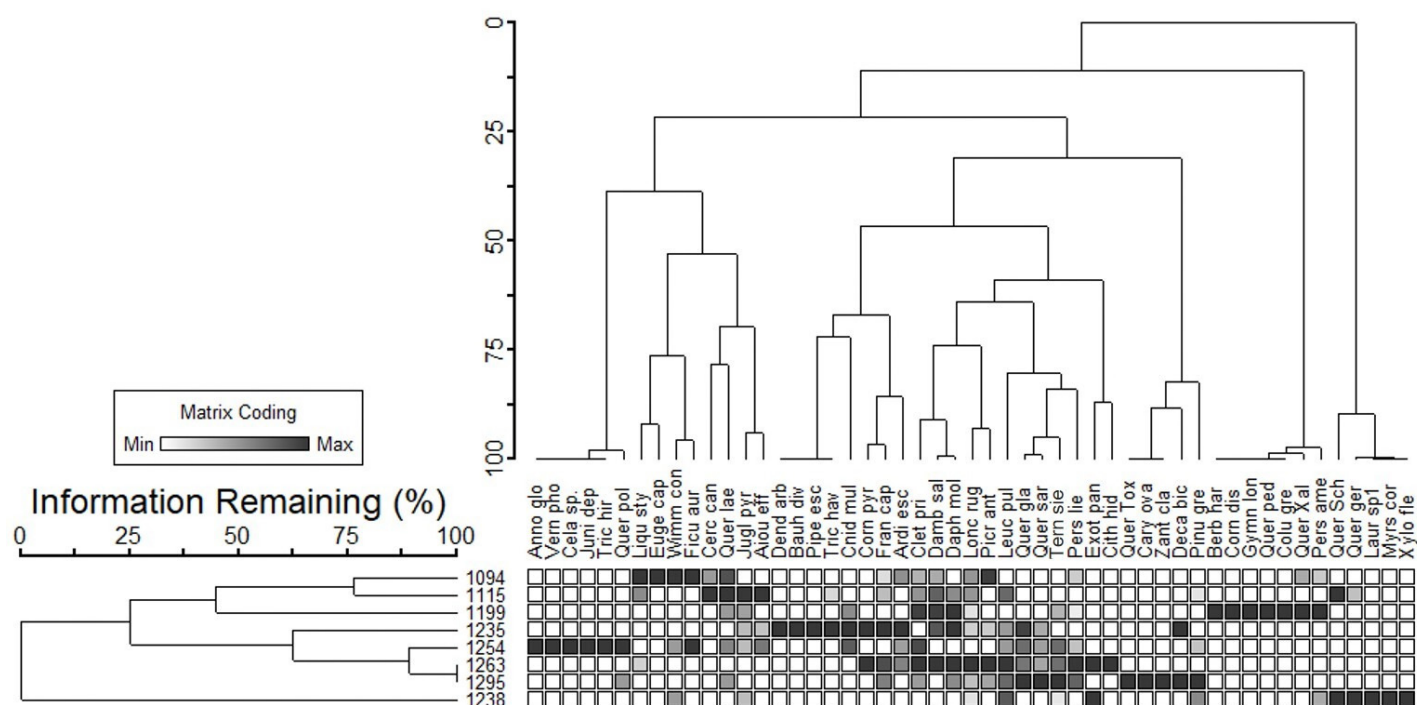


Figura 3: Análisis de agrupamiento bidireccional de la composición florística de especies leñosas en el bosque mesófilo de la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México. El dendrograma vertical muestra la agrupación de los sitios según el índice de similitud de Sørensen (Bray-Curtis) con el método de enlace UPGMA. El dendrograma horizontal muestra la agrupación de las especies.

Hook. & Arn. y *Quercus xalapensis* Bonpl. El segundo grupo incluye los sitios ubicados por encima de 1200 m s.n.m. (1235, 1238, 1254, 1263 y 1295), donde se observa un cambio notable en la composición florística, con preponderancia de diversas especies del género *Quercus* L. (*Quercus sartorii* Liebm., *Quercus laeta* Liebm., *Quercus* sp. (*Q. aff. glabrescens* Benth.) y *Quercus leiophylla* A.DC.). Este grupo también presenta especies asociadas como *Pinus greggii* Engelm. ex Parl., *Ternstroemia sierragordensis* Alc.-Ayala, Luna-Vega & Alvarado-Sizzo y *Zanthoxylum clava-herculis* L.

La similitud promedio entre todos los sitios fue de 30.49%, lo que indica una heterogeneidad considerable en la composición florística a lo largo del gradiente altitudinal. De acuerdo con el análisis SIMPER, en el grupo de sitios por debajo de 1200 m s.n.m., *Liquidambar styraciflua* fue la especie con mayor contribución a la similitud intragrupo, seguida de *Quercus xalapensis* y *Eugenia capuli*. En el grupo de sitios por encima de 1200 m s.n.m., las especies *Quercus sartorii*, *Quercus laeta* y *Quercus* sp. (*Q. aff. glabrescens*) fueron las principales contribuyentes a la similitud,

junto con *Lonchocarpus rugosus* Benth. y *Damburneya salicifolia* (Kunth) Trofimov & Rohwer.

Relación entre la composición florística y la altitud

El análisis DistLM simplificado (equivalente a una prueba de Mantel) mostró una correlación positiva y estadísticamente significativa entre la disimilitud florística (Bray-Curtis) y la distancia altitudinal ($r=0.350$, $p=0.029$; 9999 permutaciones; Fig. 4). Este resultado evidencia que la composición de especies cambia progresivamente con la elevación, revelando un patrón de recambio florístico gradual a lo largo del gradiente.

Estructura de las comunidades

Los sitios de muestreo de Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco presentaron solo dos estratos distinguibles: el dosel entre 15 y 25 m de altura y un estrato inferior con una altura menor a 6 m. Para el análisis estructural se consideró la clasificación de los sitios de muestreo del análisis de diversidad beta. El grupo de mayor altitud (>1200 m)

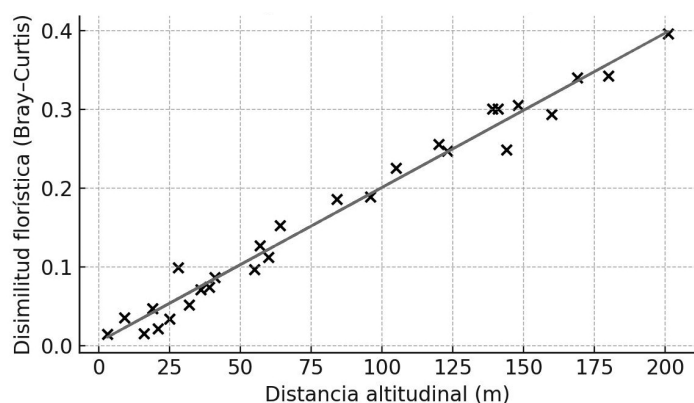


Figura 4: Relación entre la disimilitud florística (índice de Bray-Curtis) y la distancia elevacional para los ocho sitios muestreados en el bosque mesófilo de la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México.

presentó los valores de densidad y área basal más altos. En particular, la densidad fue 2.6 veces más alta que la registrada en el grupo de menor altitud (Fig. 5A), mientras que en el área basal el grupo de mayor altitud tuvo un valor 15% superior respecto al del grupo de baja altitud (Fig. 5B). En ambos grupos, las clases diamétricas menores de 30 cm fueron la mejor representadas (Fig. 5C). De manera específica, la clase dimétrica de 2.5-10.0 cm fue la más frecuente, alcanzando la mayor representación en el grupo ubicado por encima de 1200 m. En ambos grupos, los individuos con diámetros superiores a 30 cm representaron menos de 5% del total de tallos.

La importancia estructural de las especies fue diferencial entre los grupos, en el de baja elevación (<1200 m s.n.m.) *Liquidambar styraciflua*, *Quercus xalapensis*, *Aiouea effusa* (Meisn.) R.Rohde & Rohwer, *Damburneya salicifolia* y *Quercus laeta* fueron las especies estructuralmente más importantes; en conjunto contribuyen con 28% de la estructura. En este grupo, las dos especies más relevantes presentaron los valores más altos de área basal (Apéndice 2; Fig. 6A). En el grupo a mayor elevación, *Quercus sartorii*, *Persea liebmannii* Mez, *Pinus greggii*, *Ternstroemia sierragordensis* y *Quercus germana* fueron las especies más importantes; en conjunto integraron 58% de la estructura (Apéndice 2; Fig. 6B), *Quercus sartorii* tuvo los valores más altos de área basal.

Discusión

Riqueza del BMM de la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco

Las 51 especies registradas en este estudio representan 7.8% de las plantas con semilla reportadas por Cartujano et al. (2002) para el BMM de la Sierra Gorda, en el municipio Landa de Matamoros, y 20% si solo se consideran las formas de crecimiento de árboles y arbustos. Esta proporción es consistente con la tendencia reportada en otros BMM mexicanos bajo presión antrópica, en la que la riqueza arbórea disminuye proporcionalmente a la intensidad de manejo (Vizcaino-Bravo et al., 2020).

Al contrastar nuestros resultados con muestreos sistemáticos de 0.1 ha, realizados en altitudes similares en otros BMM de México, la riqueza de especies registrada por sitio (12-22 especies) es similar a la del BMM perturbado de Veracruz (16 especies; Williams-Linera et al., 2013; Velázquez-Rosas et al., 2025), pero representa solo un tercio de la diversidad registrada en sitios conservados de Oaxaca (51-55 especies en 1120-1220 m s.n.m.; Rincón-Gutiérrez, 2007). Por otro lado, el BMM de San Luis Potosí, a elevaciones equivalentes, muestra una riqueza similar al número total que se reporta en este estudio (41 especies; Fortanelli-Martínez et al., 2014), lo que sugiere que el BMM de la región Huasteca (que comprende los estados de Hidalgo, Querétaro y San Luis Potosí) comparte condiciones restrictivas (p. ej., climáticas y edáficas) para el establecimiento arbóreo. En general, en la vertiente atlántica de México, la mayor diversidad del BMM suele ocurrir en elevaciones intermedias (1000-1400 m), donde convergen especies de afinidad tropical y templada (Williams-Linera et al., 2013).

En la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, la baja riqueza y diversidad podrían estar asociadas con factores sinérgicos como las actividades extractivas (madera y leña) y con la presencia de ganado e impacto de incendios. Estos disturbios han sido documentados en el plan de manejo de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda (INE, 1999) y fueron registrados en los sitios evaluados. Adicionalmente, podrían influir características edáficas restrictivas asociadas a sustratos kársticos con bajo contenido de materia orgánica y déficits hídricos estacionales (Molina-Paniagua et al., 2023).



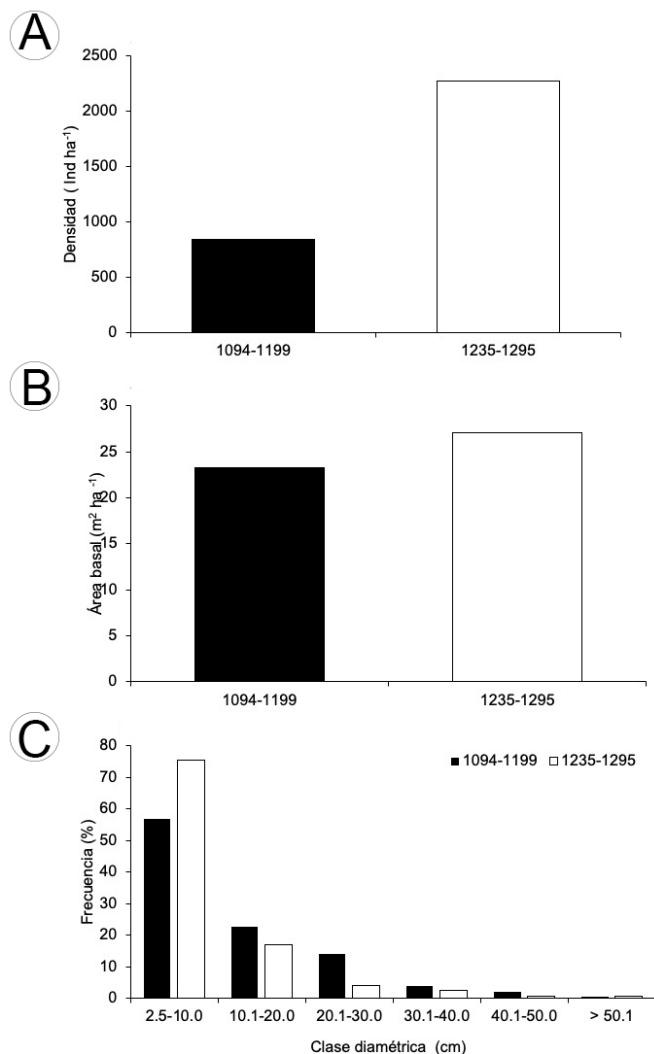


Figura 5: Variables estructurales de las comunidades del bosque mesófilo de montaña de la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México. Grupo 1: 1094, 1115, 1199 m s.n.m.; Grupo 2: 1235, 1,238, 1254, 1263, 1295 m s.n.m. A. densidad de tallos (individuos ha⁻¹); B. área basal (m² ha⁻¹); C. distribución de frecuencias de clases diamétricas.

En este estudio, los sitios que presentaron los valores más altos de riqueza y diversidad (1235 y 1254 m s.n.m.) mostraron evidencias moderadas del impacto de extracción de leña, presencia de ganado e incidencia de incendios (ver Cuadro 1). De manera contraria, los sitios con menor diversidad, con excepción del ubicado a 1263 m, tuvieron una mayor incidencia de estos disturbios. En el BMM, los efectos negativos de los disturbios arriba referidos dependen de su frecuencia e intensidad. Sin embargo, se ha

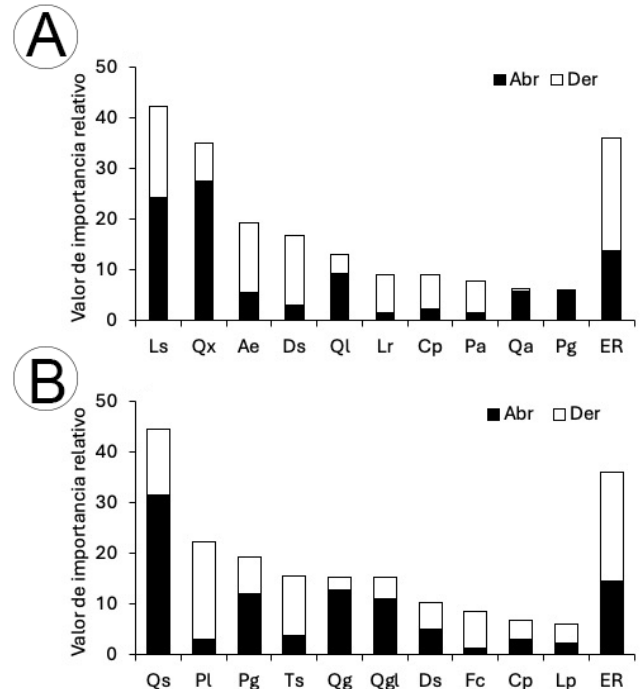


Figura 6: Valor de importancia relativa (VIR) de las 10 especies leñosas más relevantes, calculado en función del área basal relativa (Abr) y la densidad relativa (Der), en los dos grupos elevacionales (A. 1094-1195 m s.n.m.; B. 1235-1295 m s.n.m.) del bosque mesófilo de montaña de la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México. Ae=*Aiouea effusa*, Cp=*Clethra pringlei*, Ds=*Damburneya salicifolia*, ER=especies restantes, Fc=*Frangula capreifolia*, Ls=*Liquidambar styraciflua*, Lr=*Lonchocarpus rugosus*, Pa=*Persea americana*, Pl=*Persea liebmannii*, Pg=*Pinus greggii*, Qa=*Quercus affinis*, Qg=*Quercus germana*, Qgl=*Quercus* sp. (*Q. aff. glabrescens*), Ql=*Quercus laeta*, Qs=*Quercus sartorii*, Qx=*Quercus xalapensis* y Ts=*Ternstroemia sierragordensis*.

reportado que a corto plazo disminuyen la riqueza y la diversidad de sus comunidades vegetales (Hernández-Vargas et al., 2000; Rüger et al., 2008; Olivieras et al., 2014). En el área de estudio no existe información sistemática sobre la dinámica de estos disturbios ni sobre su influencia en la conservación de la diversidad vegetal regional. Esta información resulta fundamental para el diseño de estrategias efectivas de manejo y conservación del BMM.

Especies de importancia para la conservación

La región Huasteca constituye un área prioritaria para la conservación de bosques húmedos tropicales en sustratos cársticos, donde sobresale el BMM, debido a su elevada

alta diversidad biológica, niveles importantes de endemismos y presencia de especies bajo categorías de riesgo (Rzedowski et al., 2012; Molina-Paniagua et al., 2023).

En la zona de estudio se confirmó la presencia de *Litsea glaucescens* (en peligro de extinción; SEMARNAT, 2010) y *Gymnanthes longipes* (en peligro de extinción, endémica de México según la IUCN; Fuentes et al., 2020). *Litsea glaucescens*, especie aromática de amplia distribución nacional, enfrenta declives poblacionales debido a la extracción como planta medicinal (Dávila-Figueroa et al., 2011; Ortega-Mesa et al., 2021). En el caso de *Gymnanthes longipes*, su condición de riesgo se relaciona con el decremento de sus poblaciones provocado por la fragmentación y pérdida del hábitat (Fuentes et al., 2020).

Adicionalmente, en los sitios de estudio se registraron 15 especies arbóreas (*Aiouea effusa*, *Cercis canadensis* L., *Citharexylum hidalgense* Moldenke, *Cornus disciflora* Moc. & Sessé ex DC., *Damburneya salicifolia*, *Daphnopsis mollis* Standl., *Decatropis bicolor* Radlk., *Juglans mollis* Liebm., *Persea americana* Mill., *Persea liebmannii* Mez, *Quercus affinis*, *Quercus germana*, *Quercus polymorpha*, *Quercus xalapensis* Bonpl. y *Wimmeria concolor* Schtdl. & Cham.) que forman parte de las 762 consideradas en la Lista Roja del BMM en México, para las cuales se recomienda intensificar los esfuerzos de conservación (González-Espinosa et al., 2011). La presencia de estas especies resalta el valor de los remanentes de BMM de Valle Verde para la conservación de la flora regional.

Composición florística y recambio a lo largo del gradiente elevacional

El análisis de agrupamiento bidireccional reveló dos ensambles florísticos diferenciados por altitud: sitios <1200 m caracterizados por *Liquidambar styraciflua*, *Eugenia capuli* y *Quercus xalapensis*, y comunidades >1200 m dominadas por especies del género *Quercus* (*Q. sartorii*, *Q. laeta*, *Q. aff. glabrescens*, *Q. leiophylla*), *Pinus greggii* y *Ternstroemia sierragordensis*. Este patrón coincide con descripciones previas del BMM en Landa de Matamoros, donde especies de *Quercus* dominan en el estrato superior (>30 m) a elevaciones de 800-1400 m s.n.m. Las especies de la familia Lauraceae (*Persea americana*, *Damburneya salicifolia*) predo-

minan en estratos medios e inferiores (6-25 m; Cartujano et al., 2002; Fortanelli-Martínez et al., 2014). En general, las familias Fagaceae y Lauraceae son representativas y muy diversas en el BMM de México (Rzedowski, 1996; Villaseñor, 2010). En la zona de estudio fueron precisamente las que concentraron el mayor número de especies arbóreas.

El análisis DistLM confirmó una correlación positiva significativa entre la disimilitud florística y la distancia altitudinal ($r=0.350$, $p=0.029$), lo que evidencia un gradiente de recambio continuo de especies. Este resultado refuerza la interpretación de que el BMM en la microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco se ordena como transiciones ecológicas moduladas por factores microclimáticos y edáficos (humedad, temperatura, disponibilidad de nutrientes). Otro aspecto que influye en la distribución de especies leñosas son las actividades antrópicas registradas en los sitios de muestreo, que otros bosques son determinantes de la similitud entre comunidades vegetales (Ledo et al., 2009). La similitud promedio entre sitios (30.49%) revela una heterogeneidad considerable en la composición, rasgo característico de paisajes fragmentados con historiales diferenciales de perturbación. En todos los sitios se observaron evidencias de disturbios de origen antrópico, que pueden actuar como filtros ambientales y generar cambios en la composición (Hernández-Vargas et al., 2000; Rüger et al., 2008; Olivieras et al., 2014).

Por ejemplo, en lugares con alta frecuencia de disturbios, las especies secundarias son dominantes en la estructura. En el área de estudio, *Liquidambar styraciflua* fue la especie más importante en la estructura de los sitios ubicados por debajo de 1200 m. Esta especie es colonizadora, resistente a perturbaciones y de rápido crecimiento en claros (Williams-Linera, 1996; Toledo-Aceves y García-Díaz, 2024), forma rodales monoespecíficos en etapas intermedias de sucesión del BMM (Cartujano et al., 2002; Jara-Toto et al., 2023), lo que evidencia la apertura recurrente del dosel por actividades extractivas. Otras especies resilientes a los disturbios y abundantes en etapas de sucesión tempranas e intermedias son *Clethra pringlei*, *Cnidoscolus multilobus* (Pax.) I. M. Johnst., *Frangula capreifolia* (Schltdl.) Grubov, *Leucaena pulverulenta* Benth. y *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. Todas ellas estuvie-



ron representadas en los sitios de estudio. En algunos casos, son parte de las diez especies con mayor importancia estructural.

Cambios en la estructura de las comunidades como evidencia de la degradación

El BMM conservado de la región Huasteca presenta una estructura vertical con tres estratos arbóreos bien diferenciados (Cartujano et al., 2002; Fortanelli-Martínez et al., 2014). En contraste, los sitios de muestreo de Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco exhiben solo dos estratos distinguibles: el dosel, entre 15 y 25 m de altura, y un estrato inferior a 6 m. Este patrón sugiere una modificación estructural asociada a la extracción, particularmente de individuos del sotobosque y del dosel superior. En todos los sitios de muestreo se registraron actividades de extracción de leña y madera, las cuales afectan principalmente a clases diamétricas pequeñas y grandes, provocando cambios en la estructura vertical del bosque (Rüger et al., 2008; Vizcaíno-Bravo et al., 2020).

La densidad de tallos ($842\text{--}2266\text{ ind ha}^{-1}$) y área basal ($23\text{--}27\text{ m}^2\text{ ha}^{-1}$) registradas en los sitios de muestreo son marcadamente inferiores a valores reportados para el BMM en altitudes comparables: $1090\text{--}4340\text{ ind ha}^{-1}$ y $45\text{--}60\text{ m}^2\text{ ha}^{-1}$ en Oaxaca y Veracruz (Rincón-Gutiérrez, 2007; Williams-Linera et al., 2013; Fortanelli-Martínez et al., 2014; Velázquez-Rosas et al., 2025). Esta reducción estructural es consistente con patrones documentados en bosques bajo extracción sostenida de madera y leña (Rüger et al., 2008; Vizcaíno-Bravo et al., 2020).

La distribución diamétrica mostró una marcada predominancia de la clase de 2.5 a 10 cm (más de 60% de los tallos de todos los sitios corresponden a esta clase) y escasez de individuos con diámetros >30 cm (con menos de 5%). Este perfil es característico de bosques con extracción intensiva de componentes leñosos para uso como combustible (Rüger et al., 2008). De manera particular, el grupo de sitios ubicados por debajo de 1200 m presentó un 20% menos de individuos dentro de la clase diamétrica de 2.5-10 cm en comparación con el grupo de sitios de mayor altitud. Esta diferencia puede asociarse con la extracción de leña y la presencia de ganado, más frecuentes en los sitios de menor altitud (Cuadro 1). Estos disturbios

reducen el reclutamiento de juveniles de árboles y arbustos en el BMM (Hernández-Vargas et al., 2000; Rüger et al., 2008). En contraste, el grupo de sitios ubicados por encima de 1200 m registró una densidad 63% mayor y un área basal 15% superior respecto al grupo por debajo de ese umbral altitudinal. Estas diferencias podrían explicarse por restricciones de acceso a los sitios, derivadas de condiciones topográficas y de tenencia de la tierra, que limitan el pastoreo, la extracción de leña y madera. En particular, el sitio ubicado a 1263 m corresponde a una parcela con exclusión de ganado y extracción de madera, lo que favorece una recuperación estructural dentro del conjunto de sitios evaluados (Fuentes-Romero et al., 2025).

Implicaciones para la conservación

El BMM se encuentra entre los ecosistemas más vulnerables ante el cambio climático global (Ramírez-Barahona et al., 2025). La microcuenca Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco, ubicada en la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda (INE, 1999), enfrenta un proceso de degradación continua. La ausencia de vigilancia efectiva y de programas de manejo sustentable permite la persistencia de prácticas que comprometen la integridad estructural y funcional del ecosistema (Fuentes-Romero et al., 2025). En este contexto, datos de Global Forest Watch documentan la pérdida de 58% de la cobertura arbórea en Landa de Matamoros entre 2001 y 2024, incluida una reducción de 5.8% en los bosques primarios (GFW, 2025), tendencia que amenaza la persistencia del BMM en la Sierra Gorda queretana.

Los resultados de este estudio demuestran que, pese al nivel de degradación, los remanentes del BMM en Valle Verde-Ojo de Agua de San Francisco conservan una diversidad leñosa relevante (51 especies), que incluye elementos endémicos y especies en categorías de riesgo.

La región noreste de la Sierra Gorda y la zona Huasteca representan áreas prioritarias para la conservación de la diversidad vegetal (Rzedowski et al., 2012; Molina-Paniagua et al., 2023), donde el BMM experimenta un declive acelerado. En consecuencia, las estrategias de conservación en esta región deben integrar: i) monitoreo sistemático de la diversidad y estructura vegetal; ii) desarrollo participativo de planes de manejo sustentable con las comunidades lo-



cales, y iii) establecimiento de corredores biológicos que conecten fragmentos remanentes. La documentación continua de la riqueza, la estructura y la influencia de las perturbaciones antrópicas en los atributos de la vegetación, así como de los procesos de regeneración y restauración, es fundamental para diseñar intervenciones que garanticen la persistencia del BMM a mediano y largo plazo, considerando escenarios de cambio climático y de presión antrópica creciente.

Contribución de autores

Conceptualización: EFR, NEGC, NVR; Metodología: EFR, NEGC, NVR; Investigación: EFR, NMOG, NVR; Curación de datos: EFR, HLR, BRG, NVR; Visualización: EFR, HLR, BRG, NVR; Redacción - borrador original: EFR, NEGC, HLR, BRG, NVR; Redacción - revisión y edición: EFR, NEGC, HLR, BRG, NMOG, NVR.

Financiamiento

Este proyecto fue financiado por la Universidad Nacional Autónoma de México a través de los siguientes programas: PAPIIT número INI 121320, PAPIME número PE204918 y UMDI número 115621.

Agradecimientos

Agradecemos a C. Noguera por su apoyo en los muestreos de la vegetación, así como a N. Rubi, E. Fernández y compañeros de la comunidad Valle Verde por permitirnos trabajar en sus predios. Además, agradecemos a H. A. Castillo Gómez por su apoyo en la determinación taxonómica, así como a S. Valencia Ávalos y F. Lorea Hernández en la determinación de las familias Fagaceae y Lauraceae, respectivamente.

Declaración de uso de Inteligencia Artificial

No se utilizó Inteligencia Artificial en la elaboración del manuscrito, en ninguno de sus apartados.

Literatura citada

Álvarez-Arteaga, G., N. E. García-Calderón, P. Krasilnikov y F. García-Oliva. 2013. Almacenes de carbono en bosques

montanos de Niebla de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Agrociencia* 47: 171-180.

Anderson, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26(1): 32-46. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>

Anderson, M. J., R. N. Gorley y K. R. Clarke. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E Ltd. Plymouth, UK. 218 pp.

Arreguín-Sánchez, M. L. y R. Fernández-Nava. 2004. Flora de la Sierra Gorda de Querétaro. In: Luna-Vega, I., J. J. Morrone y D. Espinosa (eds.). Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. Pressas Universidad Nacional Autónoma de México. Cd. Mx., México. Pp. 193-203.

Arreguín-Sánchez, M. L., R. Fernández-Nava, C. Rodríguez Jiménez y Adela Rodríguez Jiménez. 1996. Pteridofitas en el Estado de Querétaro, México y su ubicación ecológica. *Polibotanica* 3(2): 82-92.

Asbjornsen, H., N. Velázquez-Rosas, R. García-Soriano y C. Gallardo-Hernández. 2005. Deep ground fires cause massive above- and below-ground biomass losses in tropical montane forests in Oaxaca, Mexico. *Journal Tropical Ecology* 21(4): 427-434. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467405002373>

Bárcena, A. 1981. Clethraceae. *Flora de Veracruz* 15: 1-17. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.473.1981.15>

Cartujano, S., S. Zamudio, O. Alcántara e I. Luna-Vega. 2002. El bosque mesófilo de montaña en el municipio de Landa de Matamoros, Querétaro. México. *Botanical Sciences* 70: 13-43. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.1653>

Chao, A., K. H. Ma y T. C. Hsieh. 2016. iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for interpolation and extrapolation of species diversity. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext-online/ (consultado mayo de 2025).

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(1): 45-67. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18(1):



- 117-143. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Clarke, K. y R. Gorley. 2015. PRIMER version 7: User manual/tutorial. PRIMER-E. 192 pp.
- CONAFOR. 2026. Centro nacional de comunicaciones. Estadísticas de incendios. <https://snif.cnf.gob.mx/.estadísticas-de-incendios/> (consultado enero de 2026).
- CONAGUA. 2025. Estación Climatológica México (Identificador: 24105). Datos de temperatura y precipitación (1990-2020). Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Normales_Climatologicas/Normales9120/slp/nor9120_24105.txt (consultado octubre de 2025).
- Dávila-Figueroa, C. A., F. J. Flores Tena, F. Morales Domínguez, R. Clark Tapia y E. Pérez Molphe Balch. 2011. Estatus poblacional y niveles de aprovechamiento del laurel silvestre (*Litsea glaucescens* Kunth) en Aguascalientes. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 2: 47-59.
- Fernández Nava, R. 1983. Rhamnaceae. Flora de Veracruz 50: 1-63. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.438.1986.50>
- Fernández-Nava, R. y J. A. Colmenero-Robles. 1997. Notas sobre la vegetación y flora del municipio de San Joaquín, Querétaro, México. Polibotanica 4(2):10-36.
- Finol, U. H. 1971. Nuevos parámetros a considerarse en el análisis estructural de las selvas vírgenes tropicales. Revista Forestal Venezolana 14(21): 29-42.
- Fortanelli-Martínez, J., J. García-Pérez y P. Castillo-Lara. 2014. Estructura y composición de la vegetación del bosque de niebla de Copalillos, San Luis Potosí, México. Acta Botanica Mexicana 106: 161-186. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm106.2014.218>
- Fuentes, A. C. D., E. Martínez Salas y M. S. Samain. 2020. *Gymnanthes longipes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T126603302A126604024. DOI: <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T126603302A126604024.en>
- Fuentes-Romero, E., N. E. García Calderón, S. Sedov, C. López-Binnquíst y N. Velázquez Rosas. 2025. Carbon storage in mountain cloud forest communities, Jalpan de Serra, Querétaro, México. Carbon Balance and Management 20: 41. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13021-025-00324-1>
- García, E. 1998. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto Nacional de Geografía. México, D.F., México. 90 pp.
- Gentry, A. H. 1993. A Field Guide to the Families and Genera of Woody Plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Peru): With Supplementary Notes on Herbaceous Taxa. Conservation International, Washington DC, USA. 895 pp.
- GFW. 2025. Global Forests Watch. Pérdida de cobertura de Landa de Matamoros, Querétaro. <https://www.globalforestwatch.org/search/?query=landa%20de%20matamoros> (consultado agosto de 2025).
- González-Espinosa, M., J. A. Meave, F. G. Lorea-Hernández, G. Ibarra-Manríquez y A. C. Newton. 2011. The red list of Mexican cloud forest trees. Fauna & Flora International, Cambridge, Reino Unido. 149 pp.
- Hernández, S. 1987. Primulaceae. Flora de Veracruz 54: 1-21. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.434.1987.54>
- Hernández-Vargas, G., L. R. Sánchez Velásquez, T. F. Carmona Valdovinos, M. R. Pineda López y R. Cuevas Guzmán. 2000. Efecto de la ganadería extensiva sobre la regeneración arbórea de los bosques de la Sierra de Manantlán. Madera y Bosques 6(2): 13-28. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2000.621332>
- INE. 1999. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, México. Instituto Nacional de Ecología (INE), Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Cd. Mx., México. 172 pp.
- INEGI. 1985. Carta Climatológica, 1:250 000 (F14-8). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México.
- INEGI. 1992. Uso de suelo y vegetación, 1:250000. Serie VI. F14-8. 2019. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, D.F., México.
- INFyS. 2020. Inventario Nacional Forestal. Ciclo 2015-2020. Comisión Nacional Forestal. <https://snmf.cnf.gob.mx/principaleindicadoresforestalesciclo-2015-2020/> (consultado agosto de 2025).
- Jara-Toto, E., S. Armenta-Montero, A. M. Aquino-Zapata y C. I. Carvajal-Hernández. 2023. Diversity and structure of woody vegetation in four urban forests of the Xalapa-Banderilla conurbation, Veracruz, Mexico. Acta Botanica Mexicana 130: e2214. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm130.2023.2214>



- Krasilnikov, P., N. E. García-Calderón y L. Pogosyan. 2016. Polygenetic soils of montane cloud forest in Sierra Gorda, Mexico. *Geoderma Regional* 7(4): 366-375. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.11.001>
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos: Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. GTZ. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Eschborn, Alemania. 335 pp.
- Ledo, A., F. Montes y S. Condes. 2009. Species dynamics in a montane cloud forest: identifying factors involved in changes in tree diversity and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 258: S75-S84. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.055>
- Lepš, J. y P. Šmilauer. 2003. Multivariate analysis of ecological data Using CANOCO. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 284 pp.
- Marroquín, J. S. 1993. Berberidaceae. *Flora de Veracruz* 75: 1-14. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.406.1993.75>
- Martin, P. H. y P. J. Bellingham. 2016. Towards integrated ecological research in tropical montane cloud forests. *Journal of Tropical Ecology* 32(5): 345-354. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0266467416000432>
- McArdle, B. H. y M. J. Anderson. 2001. Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82(1): 290-297. DOI: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0290:FMMTCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMMTCD]2.0.CO;2)
- McCune, B. y J. B. Grace. 2002. Analysis of ecological communities. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- Molina-Paniagua, M. E., P. H. Alves de Melo, S. Ramírez-Barahona, A. K. Monro, Carlos M. Burelo-Ramos, H. Gómez-Domínguez, A. E. Ortiz-Rodríguez. 2023. How diverse are the mountain karst forests of Mexico? *PloS One* 18(10): e0292352. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0292352>
- Mostacedo, B. y T. S. Fredericksen. 2000. Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Narave Flores, H. V. 1983. Juglandaceae. *Flora de Veracruz* 31: 1-30. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.457.1983.31>
- Nash, D. L. y M. Nee. 1984. Verbenaceae. *Flora de Veracruz* 41: 1-154. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.447.1984.41>
- Nevling L. I. y K. Barringer. 1988. Thymelaeaceae. *Flora de Veracruz* 59: 1-16. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.429.1988.59>
- Oliveras, I., Y. Malhi, N. Salinas, V. Huaman, E. Urquiaga-Flores, J. Kamala-Mamani, J. A. Quintano-Loaiza, I. Cuba-Torres, N. Lizarraga-Morales y R. M. Román-Cuesta. 2014. Changes in forest structure and composition after fire in tropical montane cloud forests near the Andean treeline. *Plant Ecology & Diversity* 7(1-2): 329-340. DOI: <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.816800>
- Ortega-Mesa, D., M. T. Pulido Silva, J. Costa de Arruda, C. J. da Silva, N. Leal Sander y A. Gómez Aiza. 2021. Conocimiento local acerca del laurel silvestre (*Litsea glaucescens* Kunth) en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. *Madera y Bosques* 27(2): e2722167. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2722167>
- Ortiz-Rodríguez, A., V. Sosa y E. Ruiz-Sánchez. 2015. Annonaceae. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes* 191: 1-14. DOI: <https://doi.org/10.21829/fb.54.2015.191>
- Ponce-Reyes, R., V. H. Reynoso-Rosales, J. E. M. Watson, J. Van Der Wal, R. A. Fuller, R. L. Pressey y H. P. Possingham. 2012. Vulnerability of cloud forest reserves in Mexico to climate change. *Nature Climate Change* 2: 448-452. DOI: <https://doi.org/10.1038/nclimate1453>
- Ramírez-Barahona, S., A. P. Cuervo-Robayo, K. J. Feeley, A. E. Ortiz-Rodríguez, A. A. Vásquez-Aguilar, J. F. Ornelas y H. Rodríguez-Correa. 2025. Upslope plant species shifts in Mesoamerican cloud forests driven by climate and land use change. *Science* 387(6738): 1058-1063. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.adn2559>
- Rincón-Gutiérrez, A. 2007. Estructura y composición florística de los bosques tropicales húmedos de montaña de Santa Cruz Tepetotutla, Oaxaca. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de México. México, D.F., México. 113 pp.
- Romero Rangel, S., E. C. Rojas Zenteno y L. E. Rubio Licona. 2014. Fagaceae. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes* 181: 1-167. DOI: <https://doi.org/10.21829/fb.64.2014.181>
- Rosas Rangel, D. M., M. E. Mendoza, A. Gómez-Tagle y C. Tobón Marín. 2019. Avances y desafíos en el conocimiento de los bosques mesófilos de montaña de México. *Madera y Bosques* 25(1): e2511759. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2511759>



- Rüger, N., G. Williams-Linera, W. D. Kissling y A. Huth. 2008. Long-term impacts of fuelwood extraction on a tropical montane cloud forest. *Ecosystems* 11(6): 868-881. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9166-8>
- Rzedowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botanica Mexicana* 14: 3-21. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm14.1991.611>
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora fanerogámica de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botanica Mexicana* 35: 25-44. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm35.1996.955>
- Rzedowski, J. y B. Bedolla-García. 2021. Catálogo de especies de plantas vasculares registradas del estado de Querétaro. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes XXXVII*: 1-168. DOI: <https://doi.org/10.21829/fb.547.2021.XXXVII>
- Rzedowski, J., G. Calderon de Rzedowski y S. Zamudio. 2012. La flora vascular endémica en el estado de Querétaro. I. Análisis numéricos preliminares y definición de áreas de concentración de las especies de distribución restringida. *Acta Botanica Mexicana* 99: 91-104. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm99.2012.21>
- Rzedowski, J., G. Calderon de Rzedowski, L. Torres Colín y R. Grether. 2016. Leguminosae, Subfamilia Papilionoidae. *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes* 192: 1-326. DOI: <https://doi.org/10.21829/fb.53.2016.192>
- Sánchez-Vindas, P. E. 1990. Myrtaceae. *Flora de Veracruz* 59: 1-146. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.426.1990.62>
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. Cd. Mx., México. http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5173091&fecha=30/12/2010 (consultado mayo 2025).
- Siebe, C., R. Jahn y K. Stahr. 2006. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Sociedad Mexicana de las Ciencias del Suelo, A. C. México D.F., México. 58 pp.
- Schoeneberger, P. J., D. A. Wysocki, E. C. Benham y W. D. Broderson. 2012. Field book for description and sampling soil. National Soil Survey Center, Natural Resources Conservation Service, U.S. Department of Agriculture. Lincoln, N. E., USA. 300 pp.
- Standley, P. C. y J. A. Steyermark. 1946-77. *Flora of Guatemala*. 13 partes. Fieldiana; Botany 24. Chicago Natural History Museum. Chicago, USA. 488 pp.
- Ter Braak, C. J. y P. Šmilauer. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide. Software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, N.Y., USA. 500 pp.
- Toledo-Aceves, T. y M. García Díaz. 2024. Growth rate of *Clethra mexicana*, *Juglans pyriformis*, *Liquidambar styraciflua*, and *Trema micrantha* in secondary cloud forest. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 95: e955276. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2024.95.5276>
- Velázquez-Rosas, N., E. Fuentes Romero, B. Ruiz-Guerra, H. López Rosas y N. E. García Calderón. 2025. Plant functional traits related to aboveground tree biomass in cloud forests of southeastern Mexico. *Tree, Forests and People* 19: 100767. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100767>
- Vizcaíno-Bravo, Q., G. Williams-Linera y H. Asbjornsen. 2020. Biodiversity and carbon storage are correlated along a land use intensity gradient in a tropical montane forest watershed, Mexico. *Basic and Applied Ecology* 44: 24-34. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.12.004>
- Villaseñor, J. L. 2010. El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F., México. 40 pp.
- Williams-Linera, G. 1996. Crecimiento diamétrico de árboles caducifolios y perennifolios del bosque mesófilo de montaña en los alrededores de Xalapa. *Madera y Bosques* 2: 53-65. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.1996.221386>
- Williams-Linera, G. 2015. El bosque mesófilo de montaña, veinte años de investigación ecológica ¿qué hemos hecho y hacia dónde vamos? *Madera y Bosques* 21: 51-61. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2015.210426>
- Williams-Linera, G., M. Toledo-Garibaldi y C. Gallardo-Hernández. 2013. How heterogeneous are the cloud forest communities in the mountains of central Veracruz, Mexico? *Plant Ecology* 214: 685-701. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0199-5>



- Zamudio, S. y R. Fernández. 1990. El bosque mesófilo de montaña en el estado de Querétaro. In: Sociedad Botánica de México (ed.). Libro de Resúmenes, XI Congreso Mexicano de Botánica. Oaxtepec, Morelos, México. Pp. 365.
- Zamudio, S., J. Rzedowski, E. Carranza G. y G. Calderón de Rzedowski. 1992. La vegetación del estado de Querétaro. Instituto de Ecología A. C. Querétaro, México. 98 pp.
- Zanoni, T. A. 1982. Cupressaceae. Flora de Veracruz 23: 1-17. DOI: <https://doi.org/10.21829/fv.465.1982.23>



Apéndice 1: Listado de especies leñosas de las comunidades de bosque mesófilo de montaña registradas en los ocho sitios de muestreo en la microcuenca Valle-Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México. CC=Categoría de conservación de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), P=en peligro de extinción, VU=vulnerable según la Lista Roja de la UICN (Fuentes et al., 2020). FC=Forma de crecimiento, Ar=arbusto, A=árbol.

Clado/Familia	Especie	CC	FC
GIMNOSPERMAE			
PINIDAE			
Cupressaceae	<i>Juniperus deppeana</i> Steud.		A
Pinaceae	<i>Pinus greggii</i> Engelm. ex Parl.		A
ANGIOSPERMAE			
MAGNOLIDAE			
Annonaceae	<i>Annona globiflora</i> Schltdl.		Ar
Lauraceae	<i>Aiouea effusa</i> (Meisn.) R.Rohde & Rohwer		A
	<i>Litsea glaucescens</i> Kunth	P	A
	<i>Damburneya salicifolia</i> (Kunth) Trofimov & Rohwer		A
	<i>Persea americana</i> Mill.		A
	<i>Persea liebmannii</i> Mez		A
	Lauraceae sp. 1		A
Piperaceae	<i>Piper hispidum</i> Sw.		Ar
EUDICOTYLEDONEAE			
Altingiaceae	<i>Liquidambar styraciflua</i> L.		A
Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.		A
Asteraceae	<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.		Ar
Celastraceae	Celastraceae sp. 1		Ar
	<i>Wimmeria concolor</i> Schtdl. & Cham.		A
	<i>Clethra pringlei</i> S.Watson		A
Cornaceae	<i>Cornus disciflora</i> Moc. & Sessé ex DC.		A
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus multilobus</i> (Pax.) I.M.Johnst		Ar
	<i>Gymnanthes longipes</i> Müll.Arg.	VU	A
	<i>Bauhinia divaricata</i> Lam.		A
Fabaceae	<i>Cercis canadensis</i> L.		A
	<i>Leucaena pulverulenta</i> Benth.		A
	<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.		A
	<i>Quercus affinis</i> Scheidw.		A
	<i>Quercus germana</i> Schltdl. & Cham.		A
	<i>Quercus</i> sp. (Q. aff. <i>glabrescens</i> Benth.)		A
	<i>Quercus laeta</i> Liebm.		A
	<i>Quercus leiophylla</i> A.DC.		A
	<i>Quercus peduncularis</i> Née		A
	<i>Quercus polymorpha</i> Schltdl. & Cham.		A
Fagaceae	<i>Quercus sartorii</i> Liebm.		A
	<i>Quercus xalapensis</i> Bonpl.		A
	<i>Juglans mollis</i> Liebm.		A
	<i>Carya ovata</i> (Mill.) K.Koch		A
Lamiaceae	<i>Cornutia pyramidata</i> L.		Ar
Meliaceae	<i>Trichilia havanensis</i> Jacq.		A



Apéndice 1: Continuación.

Clado/Familia	Especie	CC	FC
	<i>Trichilia hirta</i> L.		Ar
Moraceae	<i>Ficus aurea</i> Nutt.		A
Myrtaceae	<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) Hook. & Arn.		A
Pentaphylacaceae	<i>Ternstroemia sierragordensis</i> Alc.-Ayala, Luna-Vega & Alvarado-Sizzo		A
Picramniaceae	<i>Picramnia antidesma</i> Sw.		Ar
Primulaceae	<i>Ardisia escallonioides</i> Schltdl. & Cham.		Ar
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.		A
Rhamnaceae	<i>Frangula capreifolia</i> (Schltdl.) Grubov		A
	<i>Colubrina greggii</i> S.Watson		Ar
Rutaceae	<i>Decatropis bicolor</i> Radlk.		Ar
	<i>Zanthoxylum clava-herculis</i> L.		A
Salicaceae	<i>Xylosma flexuosa</i> (Kunth) Hemsl.		Ar
Sapindaceae	<i>Exothea paniculata</i> Radlk.		A
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis mollis</i> Standl.		A
Verbenaceae	<i>Citharexylum hidalgense</i> Moldenke		A



Apéndice 2: Valores de importancia relativa (VIR) de las especies de los dos grupos elevacionales definidos por el análisis de diversidad beta, en la microcuenca Valle-Verde-Ojo de Agua de San Francisco, Jalpan de Serra, Querétaro, México. El VIR se calculó considerando el área basal relativa (ABR) y la densidad relativa (DR) de los árboles y arbustos registrados en los sitios de muestreo.

Especie	ABR (%)	DR (%)	VIR (%)
Grupo de sitios ubicados por debajo de 1200 m s.n.m.			
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	24.325	17.815	42.140
<i>Quercus xalapensis</i> Bonpl.	27.478	7.601	35.079
<i>Aiouea effusa</i> (Meisn.) R.Rohde & Rohwer	5.598	13.539	19.137
<i>Damburneya salicifolia</i> (Kunth) Trofimov & Rohwer	2.969	13.777	16.745
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	9.130	3.800	12.930
<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	1.624	7.363	8.988
<i>Clethra pringlei</i> S.Watson	2.241	6.651	8.892
<i>Persea americana</i> Mill.	1.392	6.413	7.805
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	5.634	0.713	6.347
<i>Pinus greggii</i> Engelm. ex Parl.	5.786	0.238	6.023
<i>Cercis canadensis</i> L.	3.634	1.425	5.060
<i>Picramnia antidesma</i> Sw.	1.720	3.325	5.046
<i>Leucaena pulverulenta</i> Benth.	1.713	2.613	4.326
<i>Juglans mollis</i> Liebm.	1.530	2.613	4.143
<i>Persea liebmannii</i> Mez	0.622	2.138	2.760
<i>Quercus peduncularis</i> Née	1.852	0.475	2.327
<i>Ternstroemia sierragordensis</i> Alc.-Ayala, Luna-Vega & Alvarado-Sizzo	0.146	2.138	2.284
<i>Quercus germana</i> Schltdl. & Cham.	1.261	0.713	1.974
<i>Ardisia escallonioides</i> Schltdl. & Cham.	0.712	0.950	1.662
<i>Frangula capreifolia</i> (Schltdl.) Grubov	0.217	1.188	1.404
<i>Eugenia capuli</i> (Schltdl. & Cham.) Hook. & Arn.	0.119	1.188	1.306
<i>Daphnopsis mollis</i> Standl.	0.043	0.950	0.993
<i>Wimmeria concolor</i> Schtdl. & Cham.	0.034	0.950	0.984
<i>Ficus aurea</i> Nutt.	0.133	0.475	0.608
<i>Cornus disciflora</i> Moc. & Sessé ex DC.	0.040	0.475	0.515
<i>Cnidioscolus multilobus</i> (Pax.) I.M.Johnst	0.029	0.238	0.266
<i>Gymnanthes longipes</i> Müll.Arg.	0.018	0.238	0.256
Grupo de sitios ubicados por encima de 1200 m s.n.m.			
<i>Quercus sartorii</i> Liebm.	31.511	12.886	44.397
<i>Persea liebmannii</i> Mez	2.924	19.417	22.341
<i>Pinus greggii</i> Engelm. ex Parl.	12.036	7.237	19.273
<i>Ternstroemia sierragordensis</i> Alc.-Ayala, Luna-Vega & Alvarado-Sizzo	3.756	11.827	15.583
<i>Quercus germana</i> Schltdl. & Cham.	12.737	2.648	15.384
<i>Quercus</i> sp. (<i>Q. aff. glabrescens</i> Benth.)	10.998	4.325	15.323
<i>Damburneya salicifolia</i> (Kunth) Trofimov & Rohwer	4.998	5.384	10.382
<i>Frangula capreifolia</i> (Schltdl.) Grubov	1.341	7.149	8.490
<i>Clethra pringlei</i> S.Watson	2.988	3.795	6.784
<i>Leucaena pulverulenta</i> Benth.	2.222	3.883	6.106
<i>Lonchocarpus rugosus</i> Benth.	0.760	4.854	5.615



Apéndice 2: Continuación.

Especie	ABR (%)	DR (%)	VIR (%)
<i>Alouea effusa</i> (Meisn.) R.Rohde & Rohwer	2.496	2.736	5.232
<i>Quercus affinis</i> Scheidw.	4.230	0.441	4.671
<i>Trichilia havanensis</i> Jacq.	0.181	2.295	2.476
<i>Ardisia escallonioides</i> Schltdl. & Cham.	0.277	1.853	2.131
<i>Persea americana</i> Mill.	1.667	0.441	2.108
<i>Picramnia antidesma</i> Sw.	0.168	1.677	1.845
<i>Quercus laeta</i> Liebm.	0.875	0.441	1.317
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	0.940	0.265	1.205
Lauraceae sp. 1	1.016	0.088	1.104
<i>Quercus polymorpha</i> Schltdl. & Cham.	0.471	0.441	0.912
<i>Bauhinia divaricata</i> Lam.	0.041	0.706	0.748
<i>Juglans mollis</i> Liebm.	0.462	0.265	0.726
<i>Daphnopsis mollis</i> Standl.	0.094	0.618	0.712
<i>Trichilia hirta</i> L.	0.226	0.353	0.579
<i>Cornutia pyramidata</i> L.	0.048	0.530	0.578
<i>Juniperus deppeana</i> Steud.	0.069	0.441	0.510
<i>Zanthoxylum clava-herculis</i> L.	0.052	0.441	0.493
<i>Dendropanax arboreus</i> (L.) Decne. & Planch.	0.052	0.265	0.317
<i>Cnidoscolus multilobus</i> (Pax.) I.M.Johnst	0.012	0.265	0.276
<i>Exothea paniculata</i> Radlk.	0.036	0.177	0.212
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	0.033	0.177	0.209
<i>Wimmeria concolor</i> Schtdl. & Cham.	0.030	0.177	0.206
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	0.027	0.177	0.203
Celastraceae sp. 1	0.020	0.177	0.196
<i>Decatropis bicolor</i> Radlk.	0.012	0.177	0.189
<i>Piper hispidum</i> Sw.	0.009	0.177	0.185
<i>Ficus aurea</i> Nutt.	0.070	0.088	0.159
<i>Citharexylum hidalgense</i> Moldenke	0.032	0.088	0.120
<i>Gymnanthes longipes</i> Müll.Arg.	0.017	0.088	0.105
<i>Carya ovata</i> (Mill.) K.Koch	0.014	0.088	0.103
<i>Frangula capreifolia</i> (Schltdl.) Grubov	0.005	0.088	0.093
<i>Annona globiflora</i> Schltdl.	0.004	0.088	0.092
<i>Xylosma flexuosa</i> (Kunth) Hemsl.	0.004	0.088	0.092

